



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 : 2023-2024
N° D'ORDRE : 106

CANDIDAT

Nom : KADJO

Prénoms : M'Min Marie

Florence

Soutenue publiquement
le 27/11/2024

THESE

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

Mention : Géosciences et Environnement

Spécialité : Hydrochimie et Traitement des eaux

Evaluation du niveau de pollution des ressources en eau de
surface destinées à la consommation humaine : cas du
bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé
(Sud-ouest de la Côte d'Ivoire)

JURY

Président : M. DIBI Brou, Professeur Titulaire, Université Jean Lorougnon
Guédé

Directeur : M. KONAN Kouakou Séraphin, Maître de Conférences, Université
Jean Lorougnon Guédé

Rapporteur : M. SORO Gbombebe, Maître de Conférences, Université Félix
Houphouët-Boigny

Examineur : M. DOUAGUI Gountôh Aristide, Maître de Conférences,
Université Nangui Abrogoua

Examineur : M. KOUAME Yao Francis, Maître de Conférences, Université
Jean Lorougnon Guédé



**UNIVERSITE
JEAN LOROUGNON GUEDE
UFR ENVIRONNEMENT**

**REPUBLIQUE DE COTE D'IVOIRE
Union-Discipline-Travail**

**Ministère de l'Enseignement Supérieur et
de la Recherche Scientifique**

THESE

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

Mention : Géosciences et Environnement

Spécialité : Hydrochimie et Traitement des eaux

**Evaluation du niveau de pollution des ressources en eau de
surface destinées à la consommation humaine : cas du
bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé
(Sud-ouest de la Côte d'Ivoire)**

CANDIDAT

Nom : KADJO

Prénoms : M'Min Marie

Florence

**Soutenue publiquement
le 27/11/2024**

JURY

Président : M. DIBI Brou, Professeur Titulaire, Université Jean Lorougnon Guédé

Directeur : M. KONAN Kouakou Séraphin, Maître de Conférences, Université Jean Lorougnon Guédé

Rapporteur : M. SORO Gbombele, Maître de Conférences, Université Félix Houphouët-Boigny

Examineur : M. DOUAGUI Gountôh Aristide, Maître de Conférences, Université Nangui Abrogoua

Examineur : M. KOUAME Yao Francis, Maître de Conférences, Université Jean Lorougnon Guédé

TABLE DES MATIERES	Page
DÉDICACE.....	x
REMERCIEMENTS	xi
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	xiii
LISTE DES TABLEAUX.....	xv
LISTE DES FIGURES.....	xviii
LISTE DES ANNEXES.....	xxi
INTRODUCTION.....	1
PREMIÈRE PARTIE : GÉNÉRALITÉS	5
CHAPITRE 1 : PRÉSENTATION DE LA ZONE D'ÉTUDE	7
1.1. Situation géographique.....	7
1.2. Climat.....	8
1.3. Relief	9
1.4. Végétation	10
1.5. Pédologie.....	11
1.6. Hydrographie.....	12
1.7. Contexte géologique et hydrogéologique.....	13
1.7.1. Aspect géologique	13
1.7.2. Aspect hydrogéologique.....	14
1.8. Situation socio-économique	15
1.8.1. Population.....	15
1.8.2. Activités économiques	15
1.8.3. Approvisionnement en eau potable	16
Conclusion partielle.....	17
CHAPITRE 2 : GÉNÉRALITÉS SUR LA POLLUTION DES MILIEUX	
AQUATIQUES.....	19
2.1. Pollution des eaux de surface	19
2.2. Types de pollution.....	19
2.2.1. Pollution physique.....	19
2.2.2. Pollution chimique	20
2.3. Impacts de la pollution des eaux sur l'environnement et la santé humaine.	20
2.3.1. Impacts sur l'environnement.....	20
2.3.2. Impacts sur la santé humaine	21
2.4. Qualité de l'eau	21

2.4.1.	Paramètres indicateurs de pollution des ressources en eau	22
2.4.1.1.	Paramètres physico-chimiques	22
2.4.1.2.	Paramètres chimiques	25
2.4.2.	Transfert des résidus de pesticides vers les eaux de surface par ruissellement.....	33
2.4.3.	Temps de demi-vie des pesticides	34
2.4.4.	Impact des pesticides sur la santé humaine	34
2.4.4.1.	Cancérogenèse	34
2.4.4.2.	Effets sur le système nerveux	34
2.4.5.	Réglementation relative à l'eau	35
2.5.	Sédiments	37
2.5.1.	Composition et comportement des sédiments	37
2.5.2.	Pollution métallique des sédiments	38
2.5.3.	Sources des métaux	38
2.5.4.1.	Potentiel d'hydrogène	39
2.5.4.2.	Taux de matière organique	40
2.6.	Cadre juridique et réglementaire sur la qualité de l'eau en Côte d'Ivoire	41
2.7.	Procédés de potabilisation de l'eau	41
2.7.1.	Traitement classique	41
2.7.1.1.	Clarification	41
2.7.1.2.	Désinfection	44
2.7.1.3.	Neutralisation	44
2.7.2.	Traitement spécifique des résidus de pesticides dans l'eau	44
	Conclusion partielle.....	46
	DEUXIÈME PARTIE : MATÉRIEL ET MÉTHODES	47
	CHAPITRE 3 : MATÉRIEL.....	48
3.1.	Données	48
3.1.1.	Image satellitaire	48
3.1.2.	Données hydrochimiques	48
3.1.3.	Données d'enquête	49
3.2.	Outils	49
3.2.1.	Matériel d'échantillonnage et de mesures <i>in situ</i>	49
3.2.2.	Matériel d'analyses au laboratoire	52
3.2.3.	Logiciels de traitement de données	54
	Conclusion partielle.....	54

CHAPITRE 4 : MÉTHODES	54
4.1. Echantillonnage	54
4.1.1. Choix des stations.....	54
4.1.2. Prélèvement des échantillons d'eau et de sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	55
4.2. Evaluation spatio-temporelle de la qualité chimique de l'eau du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	57
4.2.1. Mesures <i>in situ</i>	57
4.2.2. Analyse des échantillons d'eau au laboratoire	57
4.2.3. Caractérisation des paramètres physico-chimiques et chimiques de l'eau brute	61
4.2.4. Détermination des mécanismes d'acquisition de la minéralisation des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	62
4.2.4.1. Analyse en Classification Ascendante Hiérarchique.....	62
4.2.4.2. Analyse en Composantes Principales Normées	63
4.2.5. Evaluation de la qualité de l'eau du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	64
4.2.5.1. Calcul d'indice de pollution organique des eaux	64
4.2.5.2. Calcul de l'indice de pollution métallique des eaux	65
4.2.5.3. Calcul d'indice de la qualité des eaux (IQE) brutes du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	66
4.3. Evaluation de l'impact des produits phytosanitaires sur la qualité chimique des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	69
4.3.1. Données d'enquête	69
4.3.2. Analyse des résidus de pesticides dans les échantillons d'eau au laboratoire	70
4.3.3. Détermination des types de produits phytosanitaires utilisés dans le bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	73
4.3.3.1. Fréquence d'utilisation de produits phytosanitaires dans le bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	73
4.3.3.2. Classification toxicologique des produits utilisés pour les cultures enquêtées	73
4.3.4. Caractérisation spatio-temporelle des teneurs de résidus de pesticides dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	74
4.3.5. Evaluation de la contamination des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé par les résidus de pesticides.....	74
4.4. Détermination du niveau de contamination métallique dans les sédiments et le risque écotoxicologique du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	75

4.4.1. Analyse au laboratoire des échantillons de sédiments	75
4.4.2. Caractérisation spatio-temporelle des ETM dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé.....	75
4.4.3. Détermination de l'origine des ETM des sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	76
4.4.4. Evaluation de l'intensité de contamination métallique dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	77
4.4.4.1. Calcul du facteur de contamination et degré de contamination	78
4.4.4.2. Calcul de l'indice de pollution sédimentaire.....	79
4.4.5. Identification des zones à risques écotoxicologiques par les ETM dans les sédiments du bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	79
4.4.6. Analyse bidirectionnelle entre les ETM des sédiments et des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	80
4.5. Proposition d'un système d'élimination des polluants dans les eaux au cours du traitement.....	81
4.5.1. Détermination des taux de traitement dans les eaux	81
4.5.1.1. Demande en chlore (break-point).....	81
4.5.1.2. Essais de coagulation-floculation (Jar-test).....	83
4.5.1.3. Traitement par filtration	86
4.5.2. Diagnostic du système de traitement par filtration (sable siliceux et charbon).....	87
4.5.3. Evaluation de la qualité de l'eau traitée	87
Conclusion partielle.....	89
TROISIÈME PARTIE : RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	90
CHAPITRE 5 : DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE DE LA QUALITÉ PHYSICO-CHIMIQUE DE L'EAU DU FLEUVE SAN-PÉDRO AU BARRAGE DE FAYÉ	91
5.1. Caractéristiques spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques et chimiques de l'eau brute.....	91
5.1.1. Variation spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques des eaux.....	91
5.1.2. Variation spatio-temporelle des paramètres indicateurs de pollutions organiques dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	96
5.1.2.1. Eléments azotés	96
5.1.2.2. Eléments phosphorés et sulfatés.....	99
5.1.2.3. Matières organiques	100

5.1.3. Variation spatio-temporelle des éléments traces métalliques dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	103
5.1.3.1. Paramètres liés à la structure naturelle des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	103
5.1.3.2. Composés indésirables des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé ...	105
5.1.3.3. Composés toxiques des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé.....	107
5.2. Mécanismes d'acquisition de la minéralisation des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	110
5.2.1. Classification Ascendante Hiérarchique	110
5.2.2. Analyse en Composantes Principales Normées pour les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	112
5.2.2.1. Relation entre les paramètres physico-chimiques et chimiques des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	112
5.2.2.2. Valeurs propres des facteurs	117
5.2.2.3. Analyse de la projection dans l'espace des variables (cercle de communauté) et des individus.....	118
5.3. Niveau de pollution organique et métallique des eaux du fleuve San-Pedro au barrage de Fayé	123
5.3.1. Niveau de la pollution organique des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé .	123
5.3.2. Niveau de la contamination métallique des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	124
5.4. Qualité physico-chimique et chimique des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	126
5.4.1. Variation spatio-temporelle de la qualité des eaux par les paramètres physico-chimiques	126
5.4.2. Variation spatio-temporelle de la qualité des eaux par les paramètres indicateurs de pollution organique	127
5.4.3. Variation spatio-temporelle de la qualité des eaux par les éléments traces métalliques	129
5.4.4. Qualité spatio-temporelle globale des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé.	130
5.5. Discussion	132
Conclusion partielle.....	134

CHAPITRE 6 : IMPACT DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES SUR LA QUALITÉ CHIMIQUE DES EAUX DU FLEUVE SAN-PÉDRO AU BARRAGE DE FAYÉ	136
6.1. Types de produits phytosanitaires utilisés dans le bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	136
6.1.1. Caractéristiques socio-démographiques des agriculteurs.....	136
6.1.2. Fréquence d'utilisation des pesticides dans le bassin versant de fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	138
6.1.3. Statistiques des cultures enquêtées utilisatrices de produits phytosanitaires	140
6.1.4. Caractéristiques toxicologiques des produits utilisés pour les cultures enquêtées.	141
6.2. Caractéristiques spatio-temporelles des teneurs des résidus de pesticides des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	143
6.2.1. Distribution spatio-temporelle des résidus de pesticides dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	143
6.2.2. Teneurs moyennes des résidus de pesticides par famille dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	145
6.3. Qualité des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé par les résidus de pesticides.	150
6.4. Discussion	151
Conclusion partielle.....	155
CHAPITRE 7 : NIVEAU DE CONTAMINATION MÉTALLIQUE DANS LES SÉDIMENTS DU FLEUVE SAN-PÉDRO AU BARRAGE DE FAYÉ.....	157
7.1. Caractéristiques des ETM dans des sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	157
7.2. Origine des éléments traces métalliques dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	159
7.2.1. Différentes liaisons entre les éléments métalliques analysés dans les sédiments ..	159
7.2.2. Sources des ETM dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé....	161
7.3. Qualité des sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé.....	163
7.3.1. Facteur et degré de contamination	163
7.3.2. Qualité des sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé par les ETM.....	166
7.4. Risque écotoxicologique des sédiments du bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	168

7.5. Interactions entre les ETM dans les sédiments et dans les eaux : une analyse bidirectionnelle du fleuve San-Pédro au barrage Fayé.....	171
7.6. Discussion	172
Conclusion partielle.....	175
CHAPITRE 8 : TECHNIQUE D'ÉLIMINATION DES POLLUANTS DES EAUX	
AU COURS DU TRAITEMENT	177
8.1. Caractéristiques chimiques des eaux soumises aux essais de traitement	177
8.1.1. Résultats de la demande en chlore (break-point)	177
8.1.2. Résultats de l'essai de coagulation-floculation (jar test).....	178
8.2. Traitement des eaux de la retenue du barrage de Fayé par filtration	178
8.3. Qualité des eaux traitées après coagulation-floculation, chloration et de filtration ...	181
8.3.1. Caractéristiques de l'eau traitée du barrage de Fayé.....	181
8.3.2. Etat de qualité des eaux traitées du fleuve San-Pédro au barrage Fayé	183
8.4. Discussion	183
Conclusion partielle.....	185
CONCLUSION	172
RÉFÉRENCES.....	191
ANNEXES	XIX
PUBLICATION	XLIII
RÉSUMÉ.....	XXXI

DÉDICACE

Je dédie ce mémoire
à :
*mon feu père **GNEGNIN Kadjo Raphael**, qui de son vivant, a fait de mon*
éducation sa priorité ;
ma grande sœur feu GNEGNIN Kadjo Abey Marie Yvette ;
mon petit frère feu KADJO Kouamelan Emmanuel ;
que vos âmes reposent en paix
et
que DIEU, Roi de l'univers et du temps vous accueille dans son royaume
céleste.

REMERCIEMENTS

Au terme de ce travail, j'ai le plaisir de remercier vivement ces personnes et institutions qui ont contribué d'une manière ou d'une autre à son aboutissement. Qu'elles reçoivent ici mes salutations les plus sincères et ma profonde reconnaissance.

Tout d'abord, je tiens à remercier le personnel de l'Université Jean Lorougnon Guédé (UJLoG) de Daloa avec à sa tête le Professeur **ADOHI KROU Adjo Viviane**, Présidente de cette institution pour l'effort consenti tout au long de l'année et pour la réussite de cette année académique.

Je remercie également le Professeur **SORO Dogniméton**, Vice-président de l'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.

Mes remerciements vont à l'égard du Professeur **KOUASSI Kouakou Lazare**, Directeur de l'UFR Environnement, qui a accepté de remplir la tâche ardue consistant à conduire l'UFR. Recevez, Professeur, mes sincères reconnaissances, non seulement pour votre inestimable soutien scientifique et moral, mais également pour vos précieux conseils.

Je tiens à remercier le Laboratoire des Sciences et Technologies de l'Environnement (LSTE) de l'UJLoG avec à sa tête le Professeur **DIBI Brou**, pour m'avoir donné l'opportunité d'être comptée au nombre de ses étudiants et bénéficier des privilèges qui en découlent.

Ce travail ne serait pas aussi riche et n'aurait pas pu voir le jour sans l'aide et l'encadrement de Docteur **KONAN Kouakou Séraphin**, Maître de Conférences et Directeur scientifique de ce mémoire. Je vous réitère mes sincères reconnaissances non seulement pour m'avoir inculqué l'amour du travail et surtout du travail bien fait, mais également pour votre aide financière et pour votre sympathie. Vos conseils avisés et vos suggestions très constructives m'ont permis d'améliorer ce travail. Merci infiniment à vous, très cher et affectueux Maître.

Je suis reconnaissante envers Docteur **KOUADIO Zilé Alex**, Maître de Conférences, Chef de Département des Sciences de la Terre, pour tous les efforts déployés pour assurer ma formation dans de bonnes conditions. Merci cher Maître pour vos conseils, soutiens, aides et critiques qui ont contribué à la réalisation de ce mémoire. Votre mine toujours joviale en toutes circonstances m'a donné espoir dans les moments de peine, comme de joie. Merci Docteur pour l'assistance que vous n'avez cessé de m'apporter depuis la Licence 1 jusqu'à ce jour. Que Dieu vous bénisse au-delà de vos attentes.

J'exprime ma reconnaissance aux Docteurs **EBLIN Sampah Georges**, **SORO Tanina Drissa**, **MANGOUA Oi Mangoua Jules**, **ANOH Kouao Armand** et **YAO Affoué Berthe épouse**

TOURE, tous Maître de Conférences, pour leur formation, leur soutien et leur franche collaboration. Vous avez toujours assuré votre rôle malgré les nombreuses difficultés rencontrées sur le chemin de la recherche durant ces années passées ensemble.

Merci pour tout ! Que vous prospériez à tous égards !

Sincères remerciements à Monsieur **KONAN-WAIDHET Arthur Brice**, Professeur Titulaire, pour sa disponibilité, ses conseils et ses encouragements à l'endroit des doctorants du Groupe de Recherche Eau-Climat-Environnement (GRECE). Merci, Professeur, pour vos critiques et suggestions qui nous ont été très bénéfiques !

Je suis consciente de l'honneur que le **GRECE** m'a fait. Au sein de ce groupe et auprès de ses distingués Enseignants-Chercheurs, j'ai appris beaucoup de choses. Merci à vous chers Enseignants du GRECE pour l'effort consenti dans la réalisation de ce travail.

Je voudrais remercier M. **KOUAME Brou Paul**, Ex. Sous-Directeur des travaux d'équipement à la Société de Distribution d'Eau de Côte d'Ivoire (SODECI), M. **ADOPO Marcel**, M. **ABA Assi Armel**, chimistes de la SODECI de Gagnoa et San-Pédro et M. **TANOH Assaley Noël**, Agent de production d'eau potable de San-Pédro. Merci à vous Messieurs pour vos conseils et soutiens moraux et matériels dont j'ai bénéficié durant tout mon séjour à la SODECI de San-Pédro.

Je voudrais particulièrement remercier Monsieur **OUEDE Gla Blaise** pour sa sympathie, sa contribution à la réalisation de ce travail. Mes remerciements vont à l'endroit de l'équipe de Docteurs et Doctorants du GRECE pour leurs soutiens, critiques et conseils prodigués tout au long de la réalisation de ce travail.

Je tiens à exprimer ma gratitude à mon ami, Monsieur **AKAFFOU Franck Hervé**, pour sa participation précieuse à mes missions de terrain durant mes travaux de thèse.

Je n'oublie pas ma mère chérie **KITASSO Affoué Jeannette**, mes frères **BENSON Daniel**, **KADJO Gnegnin Jacques**, **KADJO Wouyatin Serge Pacôme**, **KADJO Allouan Prince Richard**, **KADJO Yangué Sévérin**, **KADJO Kouamelan Jean-Emmanuel** et ma petite sœur **KADJO Adjo Marguerite Marie Noëlle** à qui, je tiens à dire merci. C'est grâce à vos conseils, soutiens, surtout aides financières que j'ai pu achever mon travail. A cet effet, je prie que DIEU depuis son Trône de gloire vous comble de grâce et de bénédictions rattachées à cette œuvre et qu'il vous bénisse au-delà de vos attentes et imaginations.

Je n'oublie pas **KADJO Nanan Prince Maxwell**, qui jusqu'à aujourd'hui me donne la force d'avancer. Merci, mon Prince ! Que Dieu te garde et te fasse grandir en sagesse !

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ACPN	: Analyse en Composantes Principales Normées
AEP	: Alimentation en Eau Potable
AFNOR	: Association Française de NORmalisation
BAD	: Banque Africaine de Développement
CAH	: Classification Ascendante Hiérarchique
CEAEQ	: Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec
CIAPOL	: Centre Anti-pollution
CIE	: Compagnie Ivoirienne d'Electricité
CRO	: Centre de Recherches Océanologiques
DINEPA	: Direction Nationale de l'Eau Potable et de l'Assainissement
DT50	: Temps de Demi-vie
ENVAL	: Laboratoire Environnement et Agro-alimentaire
ETM	: Eléments Traces Métalliques
FAO	: Food and Agriculture Organization)
FCB	: Facteur bioconcentration
GSP	: Grande saison pluvieuse
GSS	: Grande saison sèche
HPI	: Heavy metal Pollution Index (Indice de Pollution Métallique)
HPLC	: High Performance Liquid Chromatography
ICP	: Inductively Coupled Plasma
ICP-AES	: ICP-Atomic Emission Spectrometry
ICPs	: Indice de Contamination de Pesticides
INS	: Institut Nationale de la Statistique
IPO	: Indice de Pollution Organique
IPS	: Indice de Pollution Sédimentaire
IQE	: Indice de Qualité de l'Eau
ISO	: International Organization for Standardization
JORF	: Journal Officiel de la République Française
KOC	: Coefficient de partage Carbone Organique/eau
LANADA	: Laboratoire National d'Appui au Développement Agricole
LCAE	: Laboratoire Central d'Agrochimie et d'Ecotoxicologie
ODD6	: Objectif du Développement Durable numéro 6
OIEau	: Office International de l'Eau

OMS	: Organisation Mondiale de la santé
ONEP	: Office National de l'Eau Portable
ONU	: Organisation des Nations Unies
ORE	: Observatoire Régional de l'Environnement
PDU	: Programme de Décentralisation des Universités
PEMED-CI	: Projet d'Elaboration des Etudes Monographiques et Economiques des Districts de la Côte d'Ivoire
PSP	: Petite saison pluvieuse
PSS	: Petite saison sèche
PUIR	: Programme d'Urgence des Infrastructures Rurales
SAPH	: Société Africaine de Plantations d'Hévéas
SODECI	: Société de Distribution d'Eau de Côte d'Ivoire
SPE	: Solid-Phase Extraction
UCC	: Upper Crust Continental
UCV	: Unité de Couleur Vraie
UNICEF	: Fonds des Nations Unies pour l'enfance

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I. Classes des eaux selon le pH	23
Tableau II. Classes de turbidité usuelles.....	24
Tableau III. Relation entre la conductivité électrique et la minéralisation.....	25
Tableau IV. Classes qualitatives des eaux par la matière biodégradable	27
Tableau V. Formulations sèches ou solides	31
Tableau VI. Formulations liquides ou mouillées.....	31
Tableau VII. Quelques familles chimiques de pesticides pris en compte dans cette étude..	33
Tableau VIII. Limites des eaux superficielles destinée à la production d'eau potable et des eaux distribuées de Côte d'Ivoire.....	36
Tableau IX. Caractéristiques des sites d'échantillonnages des eaux et de sédiments.....	55
Tableau X. Méthodes de dosage des paramètres chimiques dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	58
Tableau XI. Facteur de conversion de la DBO ₅ en fonction du volume de prise d'essai	60
Tableau XII. Grille des classes de l'Indice de Pollution Organique.....	65
Tableau XIII. Intervalles de l'indice de pollution par les ETM.....	66
Tableau XIV. Classification et usage possible de l'eau selon l'IQE	67
Tableau XV. Critères de calculs de l'indice de qualité de l'eau	69
Tableau XVI. Liste des pesticides recherchés	72
Tableau XVII. Etiquette et pictogramme toxicologiques utilisés pour les pesticides en Côte d'Ivoire	74
Tableau XVIII. Classification des concentrations des matières actives.....	74
Tableau XIX. Grille de degré de qualité-pesticides.....	75
Tableau XX. Concentrations (mg/kg) des éléments traces dans la croûte continentale	76
Tableau XXI. Classes de la pollution selon les valeurs de facteur enrichissant (FE).....	77
Tableau XXII. Classes des résultats du facteur de contamination.....	78
Tableau XXIII. Classes des résultats du degré de contamination	79
Tableau XXIV. Classes de l'indice de pollution sédimentaire.....	79
Tableau XXV. Niveaux de risques écologiques individuels (E_i^r) et potentiels de l'environnement (RI).....	80
Tableau XXVI. Critères de calculs de l'indice de qualité de l'eau.....	88
Tableau XXVII. Statistiques élémentaires des paramètres physico-chimiques des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	91

Tableau XXVIII. Statistiques élémentaires des paramètres indicateurs de pollutions organiques des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé.....	96
Tableau XXIX. Statistiques élémentaires des cations majeurs des eaux du fleuve de San-Pédro au barrage de Fayé	103
Tableau XXX. Statistiques élémentaires des paramètres considérés indésirables dans les eaux du fleuve de San-Pédro au barrage de Fayé.....	106
Tableau XXXI. Statistiques élémentaires des paramètres considérés toxiques dans les eaux du fleuve de San-Pédro au barrage de Fayé.....	108
Tableau XXXII. Matrice de corrélation entre les variables des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé en GSS	113
Tableau XXXIII. Matrice de corrélation entre les variables des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé en GSP	114
Tableau XXXIV. Matrice de corrélation entre les variables des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé en PSS	115
Tableau XXXV. Matrice de corrélation entre les variables des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé en PSP	116
Tableau XXXVI. Valeurs propres et pourcentage de variance exprimée en GSS.....	117
Tableau XXXVII. Valeurs propres et pourcentage de variance exprimée en GSP	117
Tableau XXXVIII. Valeurs propres et pourcentage de variance exprimée en PSS	118
Tableau XXXIX. Valeurs propres et pourcentage de variance exprimée en PSP	118
Tableau XL. Indice de pollution organique des eaux du fleuve San-Pédro au barrage.....	123
Tableau XLI. Indice de pollution métallique des eaux du fleuve San-Pedro au barrage de Fayé	125
Tableau XLII. Caractéristiques socio-démographiques des agriculteurs	136
Tableau XLIII. Répartition des agriculteurs selon l'âge	137
Tableau XLIV. Récapitulatif des produits agrochimiques et fréquence d'utilisation	138
Tableau XLV. Caractéristiques des produits agrochimiques recensés	142
Tableau XLVI. Statistiques élémentaires des concentrations en résidus de pesticides totaux en µg/L des points de prélèvement d'eau en GSS, GSP, PSS et PSP	143
Tableau XLVII. Statistiques élémentaires des teneurs de pesticides (µg/L) dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	145
Tableau XLVIII. Statistiques élémentaires des teneurs des ETM en mg/kg des sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	156
Tableau XLIX. Valeur du facteur d'enrichissement dans les sédiments en GSS.....	161

Tableau L. Valeurs du facteur d'enrichissement dans les sédiments en GSP	161
Tableau LI. Valeurs du facteur d'enrichissement dans les sédiments en PSS.....	162
Tableau LII. Valeurs du facteur d'enrichissement dans les sédiments en PSP	162
Tableau LIII. Valeurs des facteurs de contamination et du degré de contamination dans les sédiments en GSS	163
Tableau LIV. Valeurs des facteurs de contamination et du degré de contamination dans les sédiments en GSP	164
Tableau LV. Valeurs des facteurs de contamination et du degré de contamination dans les sédiments en PSS	165
Tableau LVI. Valeurs des facteurs de contamination et du degré de contamination dans les sédiments en PSP	165
Tableau LVII. Valeurs l'indice de pollution sédimentaire dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage Fayé.....	167
Tableau LVIII. Valeurs du coefficient de risque écologique individuel pour chaque élément et de l'indice de risque écologique potentiel associé à chaque station en GSS.....	168
Tableau LIX. Valeurs du coefficient de risque écologique individuel pour chaque élément et de l'indice de risque écologique potentiel associé à chaque station en GSP.....	169
Tableau LX. Valeurs du coefficient de risque écologique individuel pour chaque élément et de l'indice de risque écologique potentiel associé à chaque station en PSS	169
Tableau LXI. Valeurs du coefficient de risque écologique individuel pour chaque élément et de l'indice de risque écologique potentiel associé à chaque station en PSP.....	170
Tableau LXII. Valeurs du facteur de transmission en saison sèche	171
Tableau LXIII. Valeurs du facteur de transmission saisons pluvieuse	172
Tableau LXIV. Résultats de la demande en chlore effectués sur les échantillons composites des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	177
Tableau LXV. Résultats d'essai de coagulation-floculation des eaux de la retenue Fayé ..	178
Tableau LXVI. Taux d'abattement des teneurs des paramètres physico-chimiques, chimiques et organoleptiques des eaux traitées.....	179
Tableau LXVII. Taux d'abattement des teneurs des résidus de pesticides des eaux traitées	180
Tableau LXVIII. Caractéristiques des eaux traitées.....	182
Tableau LXIX. Résultats de l'indice de qualité de l'eau traitée	183

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Carte de localisation du bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	8
Figure 2. Quelques images du barrage hydroélectrique de Fayé (San-Pédro)	8
Figure 3. Diagramme ombrothermique de la station de San-Pédro (1979-2019)	9
Figure 4. Relief du bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	10
Figure 5. Carte de la végétation du bassin versant du San-Pédro au barrage de Fayé	11
Figure 6. Carte pédologique du bassin versant du San-Pédro au barrage de Fayé.....	12
Figure 7. Carte hydrographique du bassin versant du San-Pédro au barrage de Fayé	13
Figure 8. Carte des formations géologiques du bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	14
Figure 9. Quelques cultures pratiquées dans la région de San-Pédro	16
Figure 10. Station de pompage d'eau de la SODECI de la région de San-Pédro	17
Figure 11. Forage à motricité humaine à Kouadiokro (Fayé, San-Pédro).....	17
Figure 12. Cycle de l'azote.....	28
Figure 13. Efficacité de différents types de traitement d'eau potable à retirer les pesticides de l'eau d'alimentation.....	45
Figure 14. Quelques matériels d'échantillonnages et de mesures <i>in situ</i>	51
Figure 15. Quelque matériel d'analyse au laboratoire.....	53
Figure 16. Carte de répartition des stations d'échantillonnage d'eau et de sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	56
Figure 17. Flacon expérimental de la demande en chlore (break-point)).....	83
Figure 18. Chloration au break point.....	83
Figure 19. Dispositif expérimental de l'essai de floculation (Jar-test).....	85
Figure 20. Dispositif expérimental de traitement par filtration.....	87
Figure 21. Variation spatiale et temporelle de la température des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	92
Figure 22. Variation spatiale et temporelle du potentiel d'hydrogène des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	93
Figure 23. Variation spatiale et temporelle de la conductivité électrique dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	94
Figure 24. Variation spatiale et temporelle de l'oxygène dissous des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	95

Figure 25. Variation spatiale temporelle de la turbidité des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	95
Figure 26. Variation spatiale et temporelle des nitrites dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé.....	97
Figure 27. Variation spatiale et temporelle des nitrates dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé.....	98
Figure 28. Variation spatiale et temporelle de l'ammonium des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé.....	98
Figure 29. Variation spatiale et temporelle des orthophosphates des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	99
Figure 30. Variation spatiale et temporelle de sulfates des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	100
Figure 31. Variation spatiale et temporelle de la demande biochimique en oxygène en cinq jours des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	101
Figure 32. Variation spatiale et temporelle de la demande chimique en oxygène des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	101
Figure 33. Variation spatio-temporelle du rapport DCO/DBO ₅ des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	102
Figure 34. Variation spatiale et temporelle de carbone organique total dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	103
Figure 35. Variation spatio-temporelle des cations majeurs des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé.....	105
Figure 36. Variation spatio-temporelle des paramètres considérés indésirables dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	107
Figure 37. Variation spatio-temporelle des paramètres toxiques des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	110
Figure 38. Dendrogramme des individus du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	111
Figure 39. Cercle de communauté et unité statistique sur les axes F1xF2 ; F1xF3	120
Figure 40. Cercle de communauté et unité statistique sur les axes F1xF2.....	121
Figure 41. Cercle de communauté et unité statistique sur les axes F1xF2 ; F1xF3	122
Figure 42. Cercle de communauté et unité statistique sur les axes F1xF2.....	123
Figure 43. Indices de qualité des eaux par les paramètres physico-chimiques	127
Figure 44. Indices de qualité des eaux par les paramètres indicateurs de pollution organiques	129

Figure 45. Indices de qualité des eaux par les éléments traces métalliques	130
Figure 46. Indice de qualité globale des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	131
Figure 47. Niveau d'étude	137
Figure 48. Représentation des types de produits agrochimiques appliqués	139
Figure 49. Quelques cultures pratiquées dans la zone d'étude.....	140
Figure 50. Représentations des cultures utilisatrices de produits phytosanitaires	140
Figure 51. Représentation des produits phytosanitaires homologués et non homologués ..	143
Figure 52. Variation spatiale des concentrations totales en résidus de pesticides.....	145
Figure 53. Distribution des molécules de résidus de pesticides dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé en GSS	147
Figure 54. Variation spatio-temporelle des molécules de résidus de pesticides dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage Fayé en GSP	148
Figure 55. Variation spatio-temporelle des molécules de résidus de pesticides dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage Fayé en PSS.....	149
Figure 56. Variation spatio-temporelle des molécules de résidus de pesticides dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage Fayé en PSP	150
Figure 57. Indice de contamination par les pesticides des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	151
Figure 58. Variation spatio-temporelle des ETM dans les sédiments du fleuve San-Pédro barrage de Fayé	158
Figure 59. Matrice de corrélation entre les variables dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	160
Figure 60. Variation saisonnière du degré de contamination dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	166
Figure 61. Variation saisonnière de la qualité des sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé par les ETM	168
Figure 62. Variation saisonnière du risque écologique potentiel environnemental	171
Figure 63. Courbe du break-point	178

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1. Quelques méthodes d'analyse au spectrophotomètre HACH.....	
Annexe 2. Fiche d'enquête sur les pratiques culturelles utilisatrices de produits phytosanitaires.....	
Annexe 3. Demande en chlore (Break-point)	
Annexe 4. Essai de coagulation-Floculation (jar-test).....	
Annexe 5. Variabilité temporelle des paramètres physico-chimiques et chimiques : test de Friedman.....	
Annexe 6. Variation spatio-temporelle de l'indice de qualité des eaux par les paramètres physico-chimiques.....	
Annexe 7. Variation spatio-temporelle de qualité des eaux par les paramètres indicateurs de pollutions organiques.....	
Annexe 8. Variation spatio-temporelle de qualité des eaux par les éléments traces métalliques	
Annexe 9. Variation spatio-temporelle de la qualité globale des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé.....	
Annexe 10. Valeur guide ($\mu\text{g/L}$) des molécules déterminées dans des échantillons d'eau au barrage de Fayé selon le JORF en 2023	
Annexe 11. Variation spatio-temporelle de la qualité des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé par les résidus de pesticides	
Annexe 12. Variation spatio-temporelle du degré de contamination dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé	
Annexe 13. Variation spatio-temporelle de la qualité des sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé par les ETM.....	
Annexe 14. Variation spatio-temporelle du risque écologique potentiel environnemental	
Annexe 15. Pâturage à Yoboueagui.....	
Annexe 16. Pépinières à Touih	
Annexe 17. Ile d'hévéaculture à Fayé	
Annexe 18. Système de filtration d'eau de la station de production d'eau de San-Pédro	

INTRODUCTION

L'eau, précieuse et indispensable à la vie (BAD, 2015), recouvre la majeure partie de notre planète, mais seulement 2,5 % se présente sous forme d'eau douce (Dörfliger & Perrin, 2011). Sous forme d'eaux superficielles (0,3 %) telles que les cours d'eau et les retenues, sa répartition inégale à travers le monde en fait un enjeu crucial sur les plans politique, économique et stratégique. La qualité d'une eau de surface est influencée par de nombreux facteurs, impliquant notamment la chimie atmosphérique, la géologie sous-jacente, les changements climatiques et surtout les activités humaines. Ces dernières concernent principalement le rejet d'effluents industriels et domestiques, l'utilisation de produits chimiques pour l'amélioration de la productivité agricole et les changements de couverture végétale (Gagnon & Saulnier, 2003 ; Le pape *et al.*, 2012 ; Duc *et al.*, 2013). Par ailleurs, les activités socio-économiques associées aux processus naturels tels que l'érosion des sols, les précipitations, l'évaporation et le ruissellement des eaux pluviales, accélèrent la dégradation des eaux de surface (Aw *et al.*, 2011). Elles perturbent ainsi l'équilibre écologique naturel, augmentent la charge organique dans l'eau et les sédiments, et engendrent des problèmes d'eutrophisation, de détérioration des écosystèmes aquatiques, ainsi que des impacts sur la santé publique des populations (MINEDD & CEDEAO, 2021). Les ressources en eau douce sont donc sujettes à une variété de pollutions d'origines diverses. En effet, ces ressources sont des systèmes qui transportent une charge importante de substances sous des formes dissoutes et particulières liées à des origines à la fois naturelles et anthropiques (Sala *et al.*, 2000 ; Dudgeon *et al.*, 2006 ; Benkaddour, 2018). Cette ressource revêt une importance cruciale, tant pour l'agriculture, l'industrie et la production d'électricité que pour les usages domestiques, notamment l'approvisionnement en eau potable (Benkaddour, 2018 ; MINEDD & CEDEAO, 2021).

L'eau potable étant une ressource primordiale pour l'homme, l'avoir à disposition en quantité suffisante, contribue au maintien de la santé (Hartemann, 2013). Toutefois, l'accès à cette ressource reste un enjeu capital pour l'ensemble de l'humanité. Ainsi, les instances internationales (ONU : l'Organisation des Nations Unies), l'ont inscrit dans les Objectifs du Développement Durable (ODD6). La pertinence de cet enjeu pour l'ONU (ONU, 2015) réside dans le constat que la proportion de personnes ayant accès de façon durable à l'eau potable reste faible face à une demande croissante.

En Côte d'Ivoire, l'accès à l'eau potable demeure un problème dans l'ensemble des villes et villages malgré un réseau hydrographique dense et une disponibilité d'eau souterraine (République de Côte d'Ivoire, 2006). L'un des défis actuels pour la Côte d'Ivoire, qui se veut un pays émergent, est donc d'assurer de façon durable l'approvisionnement en eau potable de sa population et surtout celles des zones périurbaines et rurales. Pour cela, le gouvernement a

mis en œuvre plusieurs programmes nationaux et internationaux d'approvisionnement en eau potable visant à remédier aux problèmes d'adduction d'eau qui se posent avec acuité depuis les premières années de l'indépendance politique (1960). Ces programmes ont permis l'implantation de 110 forages hydrauliques, 16 châteaux d'eau, 351 bornes-fontaines, ainsi que 17 unités de production d'eau potable à partir du traitement des eaux de surface dans certaines villes stratégiques (République de Côte d'Ivoire, 2006 ; ONEP, 2015).

La région de San-Pédro est stratégique dans le tissu économique de la Côte d'Ivoire. En effet, elle abrite un port pour les exportations de fèves de cacao et de nombreuses usines opérant dans les domaines industriels de la cimenterie, de la minoterie et de la transformation des produits agricoles tels que le bois, le cacao, l'hévéa et le palmier à huile. De plus, elle détient l'une des populations les plus importantes du pays qui est passée de 826 666 habitants en 2014 à 1 060 724 habitants en 2021, soit une augmentation de 28,31 % (INS, 2014 ; 2021). Cette croissance démographique engendre une augmentation des besoins en eau, face à un accès encore limité à l'eau potable. De ce fait, ces populations se tournent de plus en plus vers l'utilisation des eaux de pluie, des puits, des sources et, surtout, des eaux de surface pour répondre à leurs besoins en eau domestique, malgré l'incertitude quant à la qualité de ces ressources (De Lasme, 2013).

Ainsi, des études hydrogéologiques réalisées dans la région, grâce au projet "Programme d'Urgences des Infrastructures Rurales (PUIR 4)", ont malheureusement révélé des taux d'échecs élevés des implantations de forages, atteignant 24,88 %, avec 40 forages défectueux (De Lasme, 2013). De plus, le niveau bas du lit du fleuve San-Pédro en période d'étiage (Fadika, 2012), principale source d'approvisionnement en eau potable de la ville de San-Pédro, constitue un autre défi important.

C'est pour pallier au problème d'adduction d'eau potable, que l'Office National de l'Eau Potable (ONEP) et la Société de Distribution d'Eau de Côte d'Ivoire (SODECI) envisagent d'utiliser l'eau de la retenue du barrage hydroélectrique de Fayé pour alimenter en eau potable les populations de la ville de San-Pédro et ces localités environnantes. Pourtant, en amont de cette retenue, des activités agricoles intensives et agro-industrielles importantes sont pratiquées (Fadika, 2012). Ces activités, impliquant l'utilisation de pesticides, d'engrais chimiques et générant des déchets organiques, pourraient entraîner le ruissellement de polluants vers la retenue. Ces apports exogènes pourraient altérer significativement la qualité de l'eau brute destinée au traitement. Par ailleurs, les barrages ralentissent les écoulements, favorisant ainsi l'accumulation des particules solides au sein de la retenue. Ces particules, en se déposant au fond, forment des sédiments susceptibles de constituer une source de polluants et de nutriments. Cette accumulation de nutriments peut stimuler la prolifération excessive des végétaux

aquatiques, conduisant à des phénomènes d'eutrophisation, avec des conséquences négatives pour la qualité de l'eau.

Cette situation, nous incite à nous interroger sur plusieurs aspects, à savoir :

- comment la qualité chimique des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé varie-t-elle spatialement et temporellement, et quels sont les principaux facteurs contribuant à ces variations ?
- quels effets les produits phytosanitaires pourraient-ils avoir sur la qualité des eaux du bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé ?
- quels sont les niveaux de contamination métallique dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé et comment ces niveaux influencent-ils les risques écotoxicologiques ?
- quel système de traitement pourrait éliminer efficacement les polluants de l'eau de la retenue du barrage de Fayé au cours du traitement ?

Pour répondre à ces préoccupations, une évaluation du degré de pollution des eaux du bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé s'avère nécessaire pour non seulement dimensionner les filières de la station de traitement mais également assurer un suivi de la qualité de l'eau. C'est dans ce contexte que s'inscrit cette étude intitulée : « **Evaluation du niveau de pollution des ressources en eau de surface destinées à la consommation humaine : cas du bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé (Sud-ouest de la Côte d'Ivoire)** ». Elle a pour objectif général d'évaluer l'impact des polluants sur la qualité de l'eau brute afin de prévenir les difficultés qui pourraient survenir après l'installation de la nouvelle station de traitement, et ainsi améliorer le service d'eau potable de la ville. De cet objectif découlent quatre (4) objectifs spécifiques qui sont :

- évaluer la variation spatiale et temporelle de la qualité chimique des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé ;
- évaluer l'impact des produits phytosanitaires sur la qualité chimique des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé ;
- déterminer le niveau de contamination métallique dans les sédiments et le risque écotoxicologique du bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé ;
- proposer un système d'élimination des polluants des eaux au cours du traitement.

Le présent mémoire est organisé en trois (3) grandes parties.

La première partie traite des généralités liées à la zone d'étude, à la pollution de l'eau et des sédiments, ainsi que des notions relatives au traitement de l'eau destinée à la consommation humaine.

La deuxième partie est consacrée aux matériel et méthodes utilisés pour la réalisation de ce travail. Il s'est agi de présenter les données de l'étude ainsi que le matériel de collecte de ces données ; ensuite, les outils et logiciels qui ont servi au traitement de ces données ; enfin, l'approche méthodologique adoptée.

La troisième partie présente les principaux résultats obtenus et leur discussion selon les différents objectifs.

Une conclusion générale faisant la synthèse des principaux résultats obtenus, suivie des perspectives et recommandations, clôt cette étude.

PREMIÈRE PARTIE : GÉNÉRALITÉS

CHAPITRE 1 : PRÉSENTATION DE LA ZONE D'ÉTUDE

Le chapitre 1 présente les aspects environnementaux et socio-économiques de la zone d'étude.

1.1. Situation géographique

La zone d'étude est le bassin versant du fleuve San-Pedro situé au Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire, entre les longitudes 6°30' et 7°05' Ouest et les latitudes 4°90' et 5°40' Nord (Figure 1) avec une superficie estimée à 2 400 km². Ce bassin versant couvre trois (03) régions qui sont : la région de la Nawa (Soubré), la région du Gbôklè (Sassandra) et la région de San-Pédro. L'exutoire de ce bassin versant est le barrage hydroélectrique de Fayé, installé sur les rapides Grah, situé à 35 km au nord de la ville de San-Pédro. Ce barrage, initialement conçu pour la création d'un réservoir destiné à alimenter en eau une usine de papier, a finalement été réorienté vers la production d'énergie électrique. Il a permis le développement de la pêche et de l'agriculture avec irrigation des terres dans la région (Da Costa & Dietoa, 2007 ; Koffi, 2012). Le barrage hydroélectrique, nommé « barrage de Fayé (encore appelé barrage de Rapide Grah ou barrage de Fayé Grah) » est construit dans le lit du fleuve San-Pédro (Figure 2). Ce barrage, construit à partir de 1978 et mis en service en 1983, s'étend sur une superficie en eau de 16,28 km² et couvre 11,24 km² de zones inondables (Da Costa & Dietoa, 2007). Il bénéficie d'un débit du fleuve San-Pédro estimé à 63 m³/s, avec une capacité de productibilité annuelle de 22 GWh (Koffi, 2012 ; CIE, 2014).

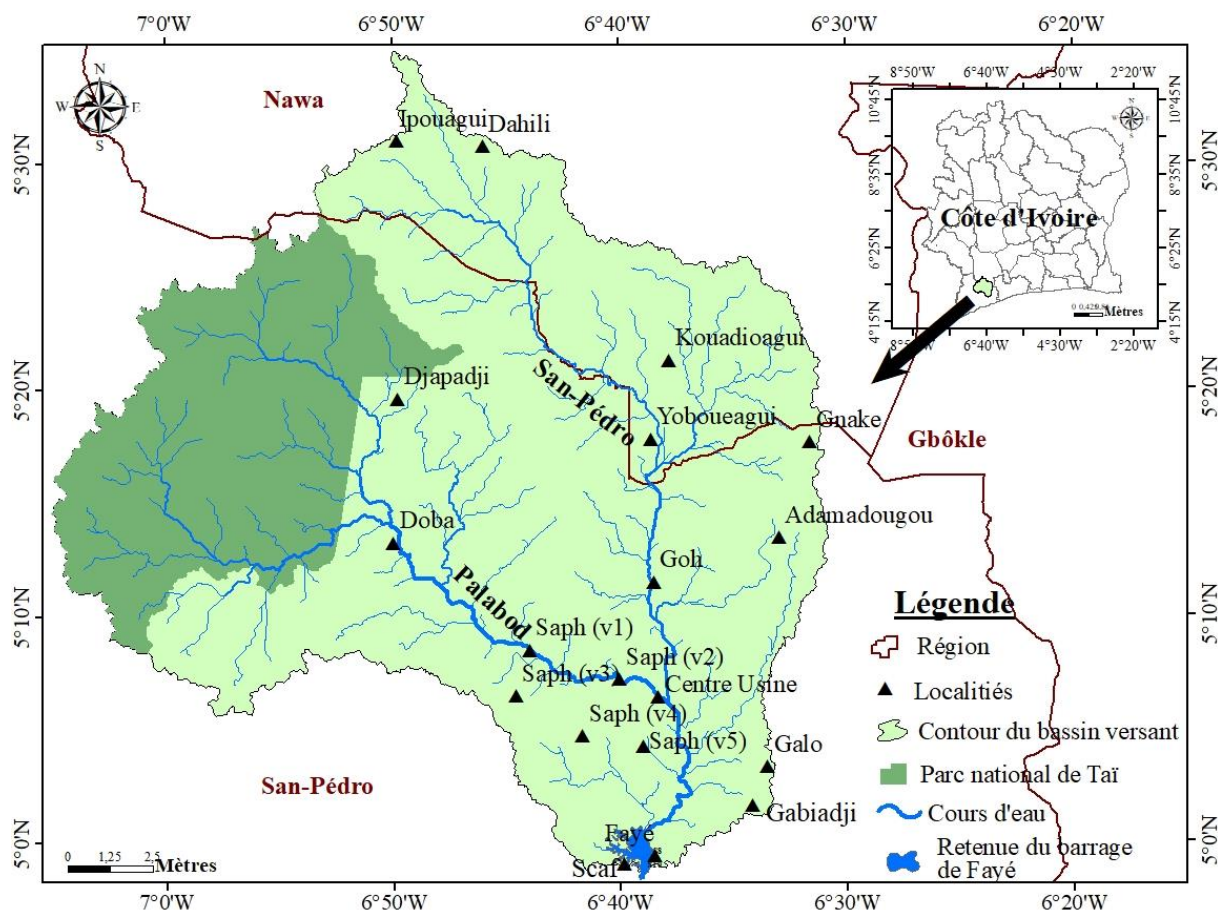


Figure 1. Carte de localisation du bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Faye



a : Partie Sud du barrage



b : Déversoir du barrage

Figure 2. Quelques images du barrage hydroélectrique de Faye (San-Pédro)

1.2. Climat

Le climat de la région de San-Pédro est de type équatorial de transition, avec un régime bimodal, alternant saisons des pluies et saisons sèches (Figure 3). Cette région de San-Pédro connaît quatre (04) saisons au cours de l'année (Fadika, 2012 ; PRI-CI, 2013) :

- une grande saison sèche de décembre à mars : c'est la saison de l'harmattan, vent

provenant du Sahara ; très chaud le jour, plus froid la nuit, très sec et souvent chargé de poussière ;

- une grande saison des pluies d'avril à juillet, avec un maximum en juin (hauteur de pluie pouvant atteindre 360 mm ;
- une petite saison sèche bien marquée en août et septembre ;
- une petite saison des pluies d'octobre à novembre.

A San-Pédro, la pluie moyenne et la température moyenne enregistrées sur la période 1979 à 2019 sont respectivement de 1 418 mm et de 24,6°C.

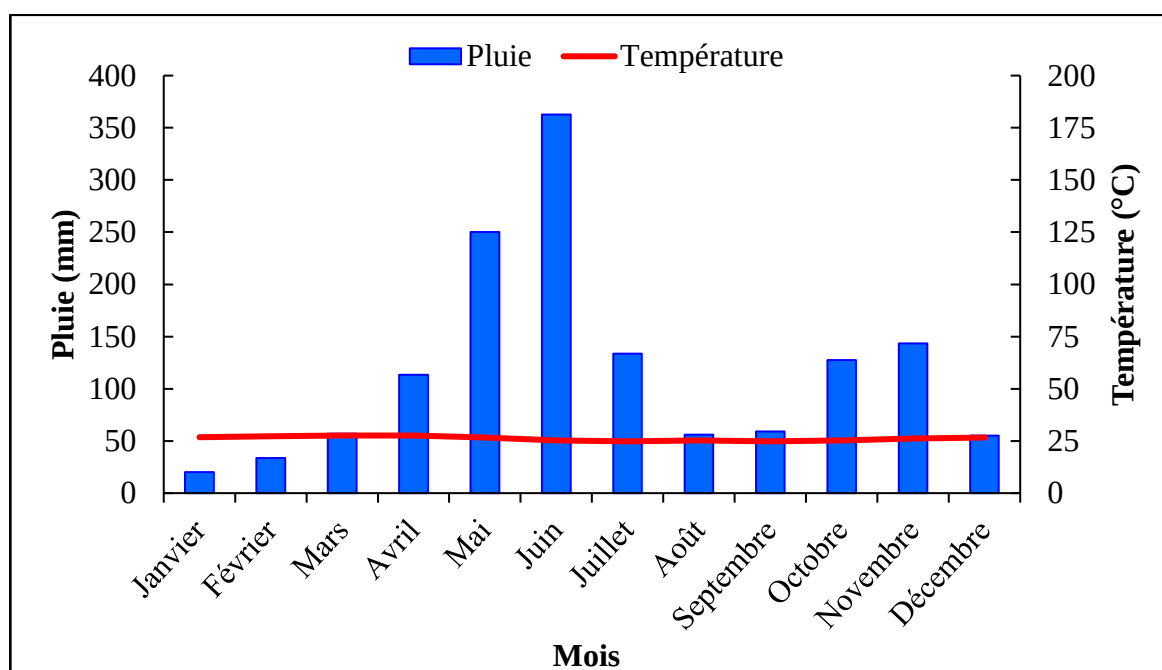


Figure 3. Diagramme ombrothermique de la station de San-Pédro (1979-2019)

1.3. Relief

Le relief du bassin versant de San-Pédro est peu diversifié, dominé par des plaines et des bas-plateaux culminant à environ 200 m d'altitude. Toutefois, la partie méridionale se distingue par la présence de quelques collines atteignant des altitudes plus élevées, avec un maximum de 456 m. En revanche, la partie septentrionale se caractérise par de faibles altitudes, descendant jusqu'à 23 m, avec une prédominance de plaines et de bas-plateaux (Figure 4).

La plaine littorale, basse et souvent marécageuse est étroite dans sa partie ouest (Yaya *et al.*, 2021).

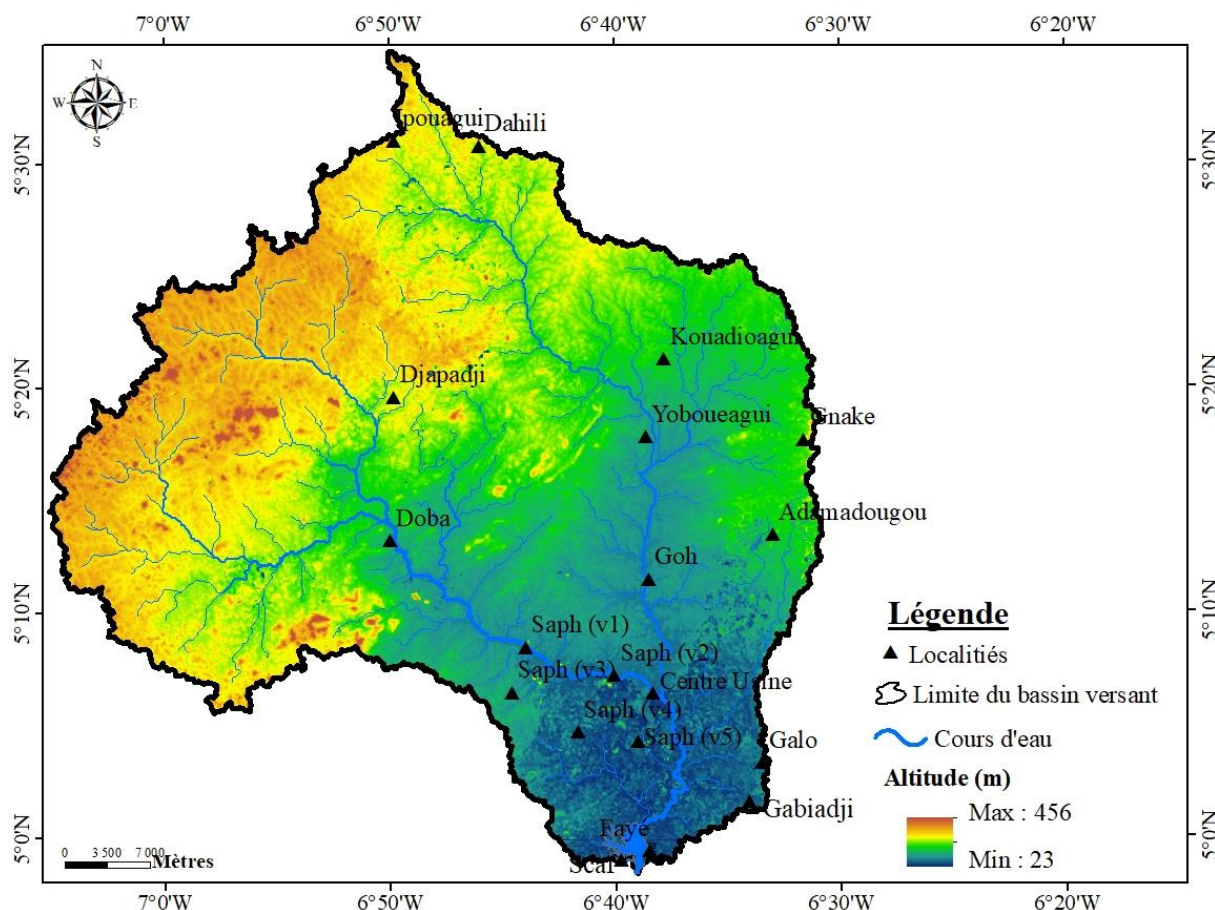


Figure 4. Relief du bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

1.4. Végétation

Le bassin versant de San-Pédro fait partie de la zone de la forêt dense et humide, caractéristique du domaine guinéen. Sa végétation se caractérise par une forêt sempervirente (Figure 5), riche en espèces d'arbres pouvant atteindre d'environ 30 à 40 m (Fadika, 2012). Cette zone est également riche en lianes et des arbustes (De Lasme, 2013). Les essences forestières exploitées sont l'acajou et l'iroko (De Lasme, 2013). L'Etat a aménagé dans ces espaces forestiers d'importantes zones protégées sous forme de forêts classées et de parcs naturels (Parc National de Taï). Il est à noter que sur une superficie d'environ 2 400 km², le Parc National de Taï (PNT) occupe environ 580 km², situés au nord-est de la zone d'étude (Figure 5).

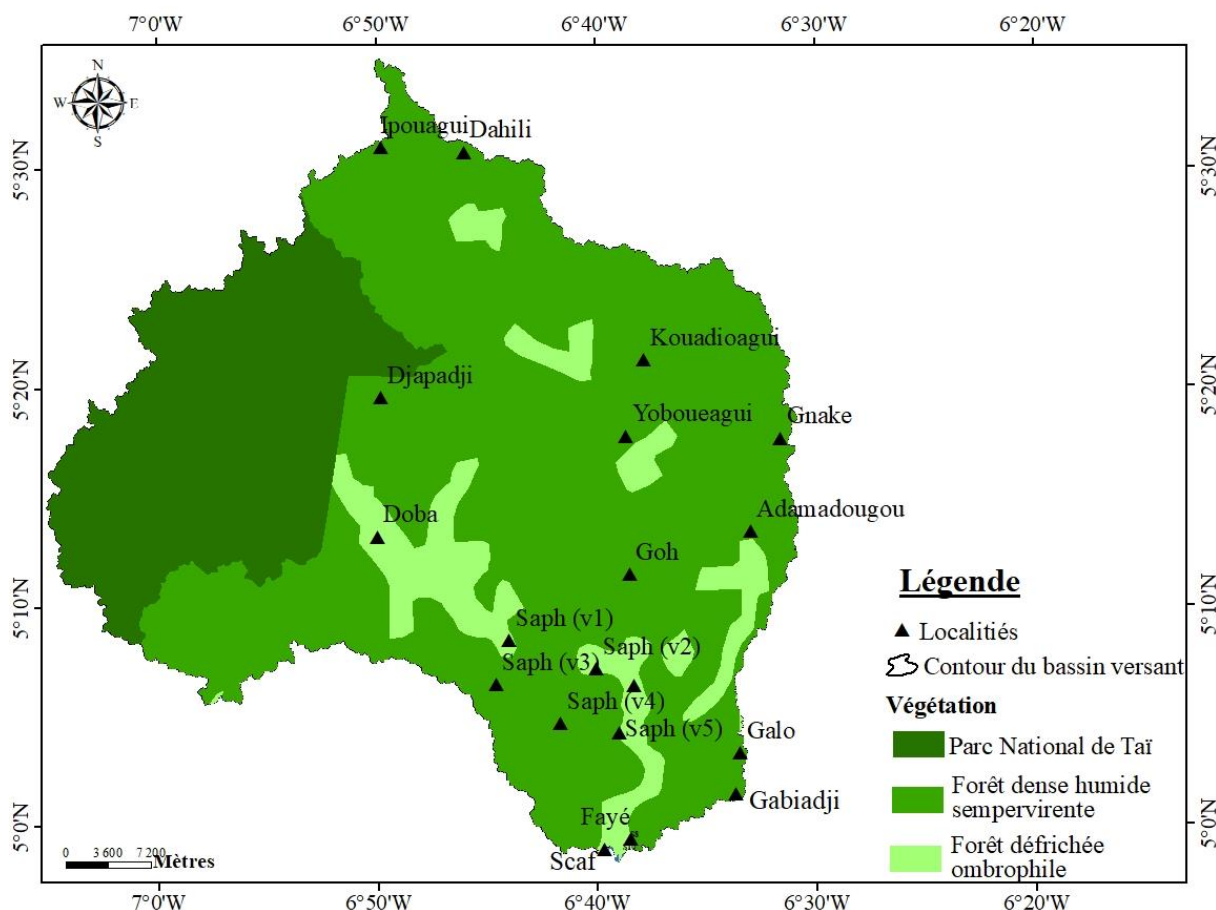


Figure 5. Carte de la végétation du bassin versant du San-Pédro au barrage de Fayé

1.5. Pédologie

L'évolution pédologique a conduit à la formation de deux principaux types de sols dans le bassin versant de San-Pédro au barrage de Fayé : les sols ferrallitiques et les sols hydromorphes minéraux peu évolués, ou sols alluvionnaires (Yaya *et al.*, 2021). Les sols ferrallitiques se développent sur les roches métamorphiques qui affleurent autour des zones marécageuses, et couvrent les sommets des collines ainsi que les versants moyens et inférieurs. Ces sols ferrallitiques des collines et plateaux, caractérisés par une faible teneur en matières organiques. Les sols alluvionnaires riches en colluvions et favorables à l'agriculture, se trouvent dans les marécages et les zones lagunaires. Ils sont généralement composés de vases et de tourbes d'une épaisseur significative, avoisinant les 14 mètres.

La quasi-totalité de la ville de San-Pédro et ses localités environnantes est constituée de sols ferrallitiques fortement désaturés, à l'exception d'une partie qui présente des sols hydromorphes minéraux et peu évolués (Figure 6).

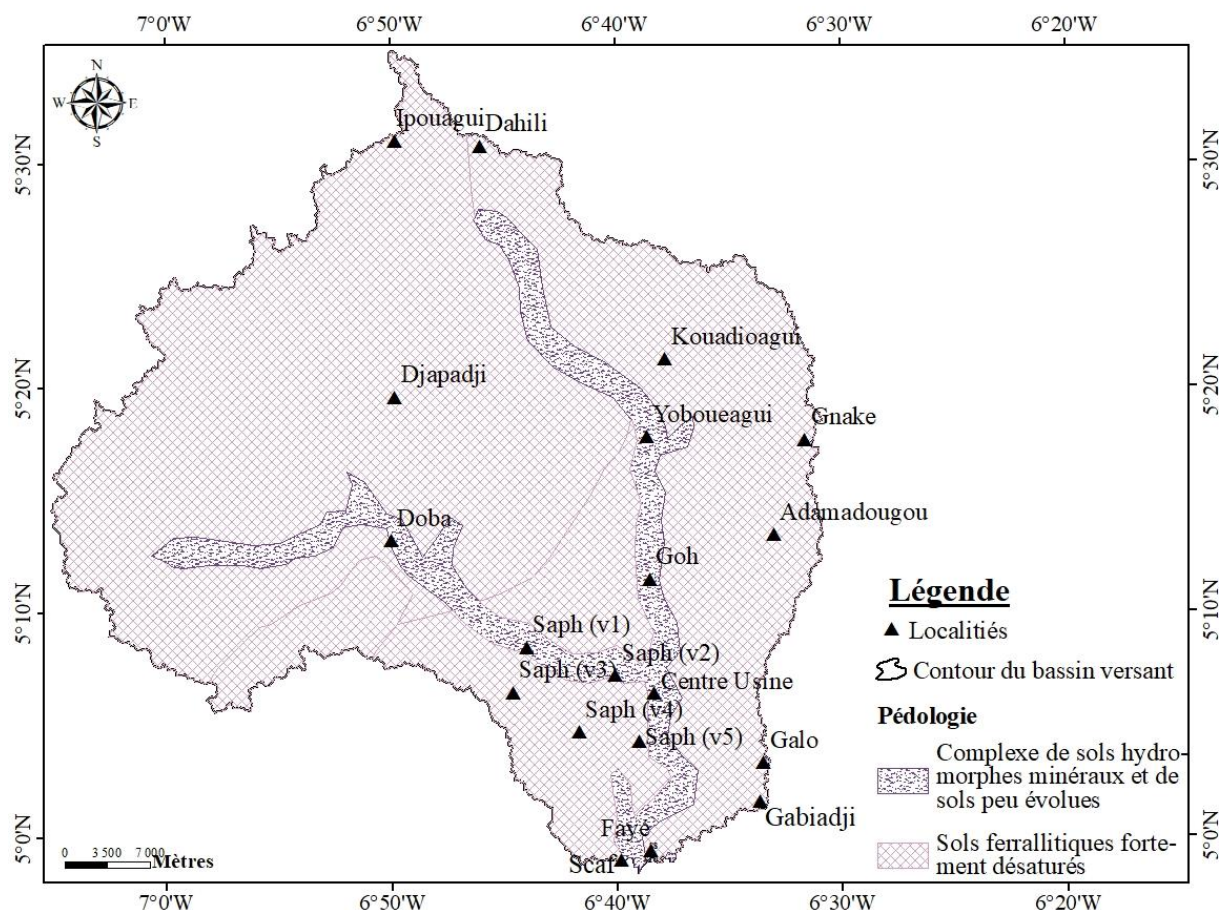


Figure 6. Carte pédologique du bassin versant du San-Pédro au barrage de Fayé

1.6. Hydrographie

Le réseau hydrographique du bassin versant du San-Pédro est dense avec pour cours d'eau principal le fleuve San-Pédro localement appelé rivière Gôh (Figure 7). En effet, le fleuve San-Pédro (exutoire du barrage hydroélectrique de Fayé) d'une longueur de 112 km, prend sa source aux abords du PNT. Il s'écoule dans la forêt classée des Rapides Grah (située dans le sud du département de San-Pédro) en direction du sud. Il se jette dans la mer au niveau de la ville de San-Pédro (PEMED-CI, 2015). Ce cours d'eau a pour affluent Palabod (localement appelé San-Pédro) qui augmente son débit d'écoulement (Orell & Toilliez, 1975). Ces deux cours d'eau se rejoignent en amont de Tahoré jusqu'à la centrale hydroélectrique de Fayé. La centrale hydroélectrique de Fayé couvre une superficie de 16,28 km². Sa fonction principale est la production d'énergie hydroélectrique.

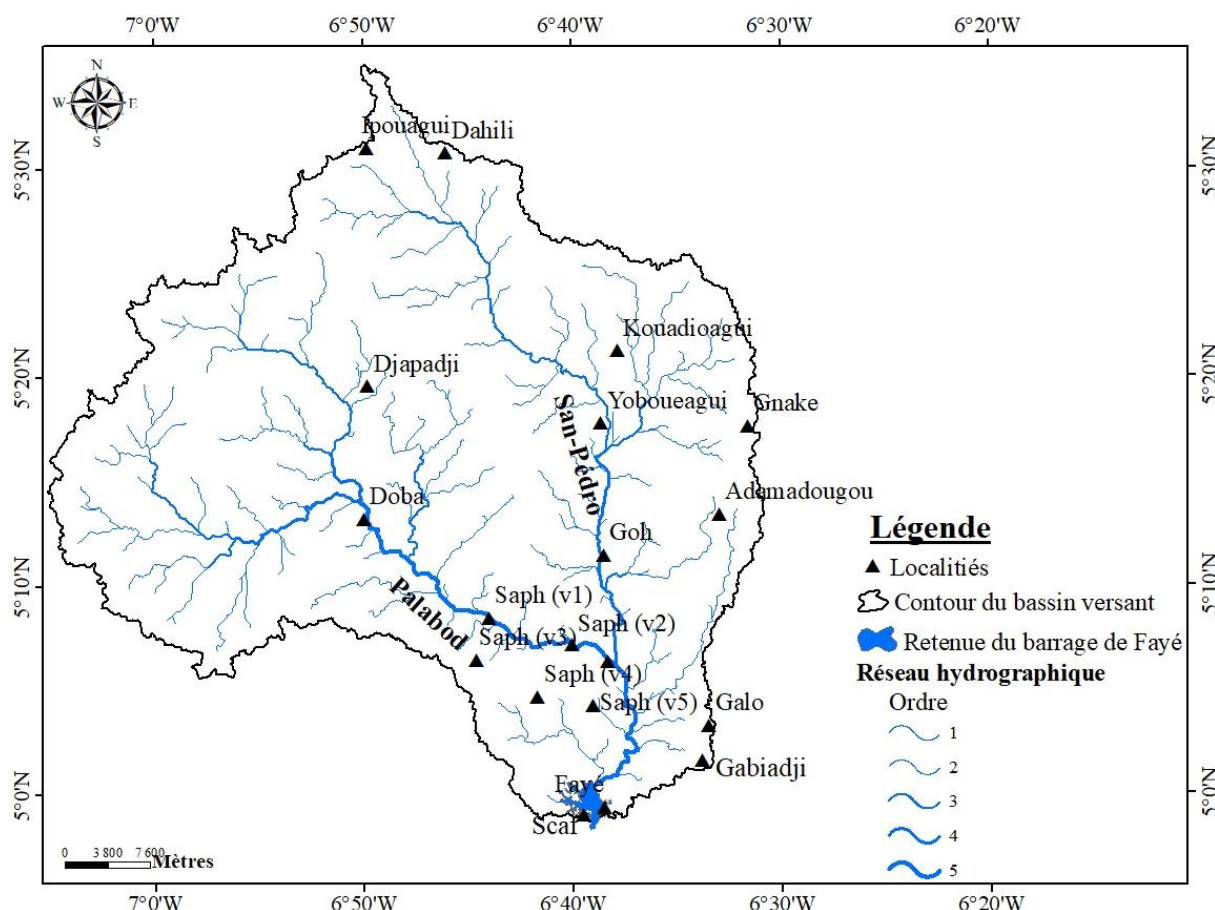


Figure 7. Carte hydrographique du bassin versant du San-Pédro au barrage de Fayé

1.7. Contexte géologique et hydrogéologique

1.7.1. Aspect géologique

La géologie de la région de San-Pédro appartient aux domaines archéen, éburnéen et post-éburnéen de la Côte d'Ivoire (De Lasme *et al.*, 2012). Les formations archéennes forment le sous-bassement des diverses formations et comprennent des migmatites, gneiss, amphibolo-pyroxénites, quartzites, pegmatites et granites (De Lasme, 2013). Les formations éburnéennes constituent un ensemble hétérogène de roches plutoniques et métamorphiques intrusives dans un socle archéen. Elles incluent des formations flyschoides ou micaschistes à staurotide, des granodiorites, des tufs et grès feldspathiques métamorphiques ainsi que des granites. Enfin, les formations post-éburnéennes sont principalement représentées par des dolérites, très homogènes (De Lasme, 2013).

Le bassin-versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé est dominé par les granitoïdes hétérogènes à biotite (Figure 8). On y trouve également des formations mésozonales de position stratigraphique, des granites divers et des granodiorites.

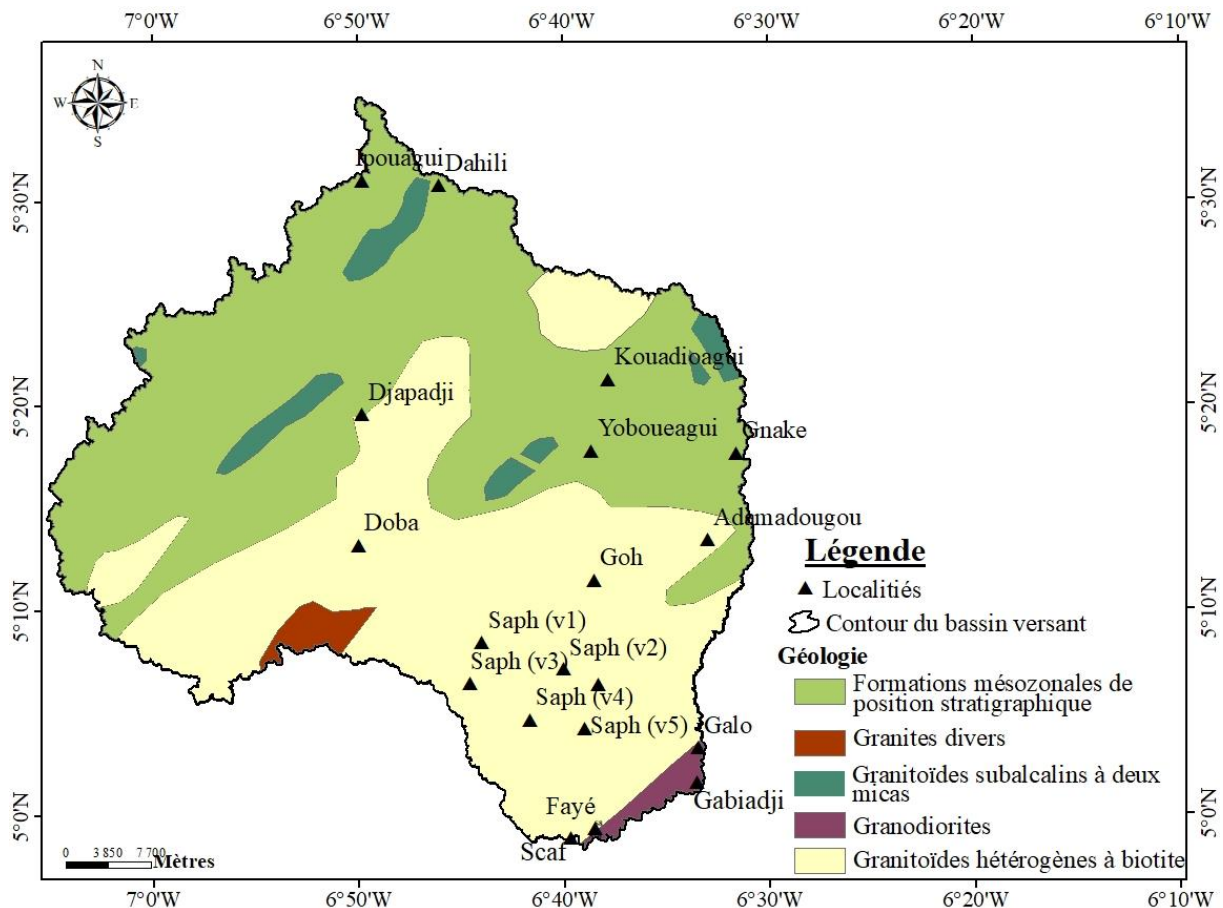


Figure 8. Carte des formations géologiques du bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

1.7.2. Aspect hydrogéologique

L'aspect hydrogéologique de la région de San-Pédro est un aquifère composite, dont une partie fracturée surmontée d'altérites. Les altérites constituent le premier niveau de réservoir d'eau souterraine en milieu de socle cristallin et cristallophyllien (Maréchal *et al.*, 2004). Du point de vue de l'hydrogéologie, il est noté que les zones d'altérites jouent un rôle crucial en tant que réservoirs à forte capacité dans les hydrosystèmes situés en zone de socle (Goné, 2001). C'est l'aquifère qui reçoit le premier, les eaux d'infiltration en provenance des précipitations et dont les réserves sont captées par les puits traditionnels et les puits modernes (Lasm *et al.*, 2004). Les aquifères de fissures ou de socle représentent de véritables réservoirs d'eau souterraine. Ils offrent souvent l'avantage d'être relativement protégés contre les fluctuations saisonnières et les risques potentiels de pollutions accidentelles (Biémi, 1992). Dans ces aquifères, l'écoulement des eaux souterraines s'effectue de manière préférentielle et prépondérante le long des fractures, des diaclases et des failles. Ces aquifères sont constitués de roches cristallines d'origine plutonique (granites) ou métamorphique (gneiss, schistes, micaschistes...). Ils sont

"discontinus" en raison de l'importante variabilité spatiale de leurs propriétés hydrodynamiques. La plupart des régions où affleurent les roches métamorphiques et cristallines sont dites "stables". Les formations rocheuses exposées généralement possèdent une couche altérée en surface d'une épaisseur de plusieurs dizaines de mètres, caractérisant un profil d'altération de type latéritique.

1.8. Situation socio-économique

1.8.1. Population

Le Recensement Général de la Population et de l'Habitat (RGPH) a recensé 1 060 724 habitants en 2021 (INS, 2021) dans la région de San-Pédro. Dans le bassin versant de San-Pédro, le RGPH a dénombré 790 242 habitants (INS, 2021). La répartition de cette population dans le bassin versant est inégale, se concentrant principalement près des points d'eau naturels et le long des axes routiers. Les populations autochtones, principalement constituées des groupes Krou et Bakwé, coexistent désormais avec une majorité de ressortissants Akan, des Voltaïques, ainsi que des personnes originaires des pays de la sous-région (De Lasme, 2013).

1.8.2. Activités économiques

La région de San-Pédro bénéficie d'un aéroport et d'un port, tous deux situés dans la ville de San-Pédro. Ces infrastructures, ainsi que les scieries et les usines, jouent un rôle crucial dans le développement économique de la région, lui conférant ainsi le statut de deuxième pôle économique de la Côte d'Ivoire après Abidjan (De Lasme, 2013). Les plages favorisent les activités de tourisme et de loisirs. Le commerce est développé. On y dénombre plusieurs banques, hôtels, restaurants, centres de santé publics et privés et établissements scolaires. Le secteur du transport de la commune est très prisé (présence de plusieurs gares et de compagnies de transport). Les principales activités dans la région comprennent le commerce, l'industrie, la pêche et l'agriculture. Les cultures pratiquées sont : l'hévéa, le cacao, le palmier à huile, le riz irrigué (Figure 9). Les cultures d'hévéa et de Cacao sont dominantes dans ce bassin (Ouattara *et al.*, 2018). On y pratique également la pisciculture ; l'apiculture, l'élevage des bovins et ovins.

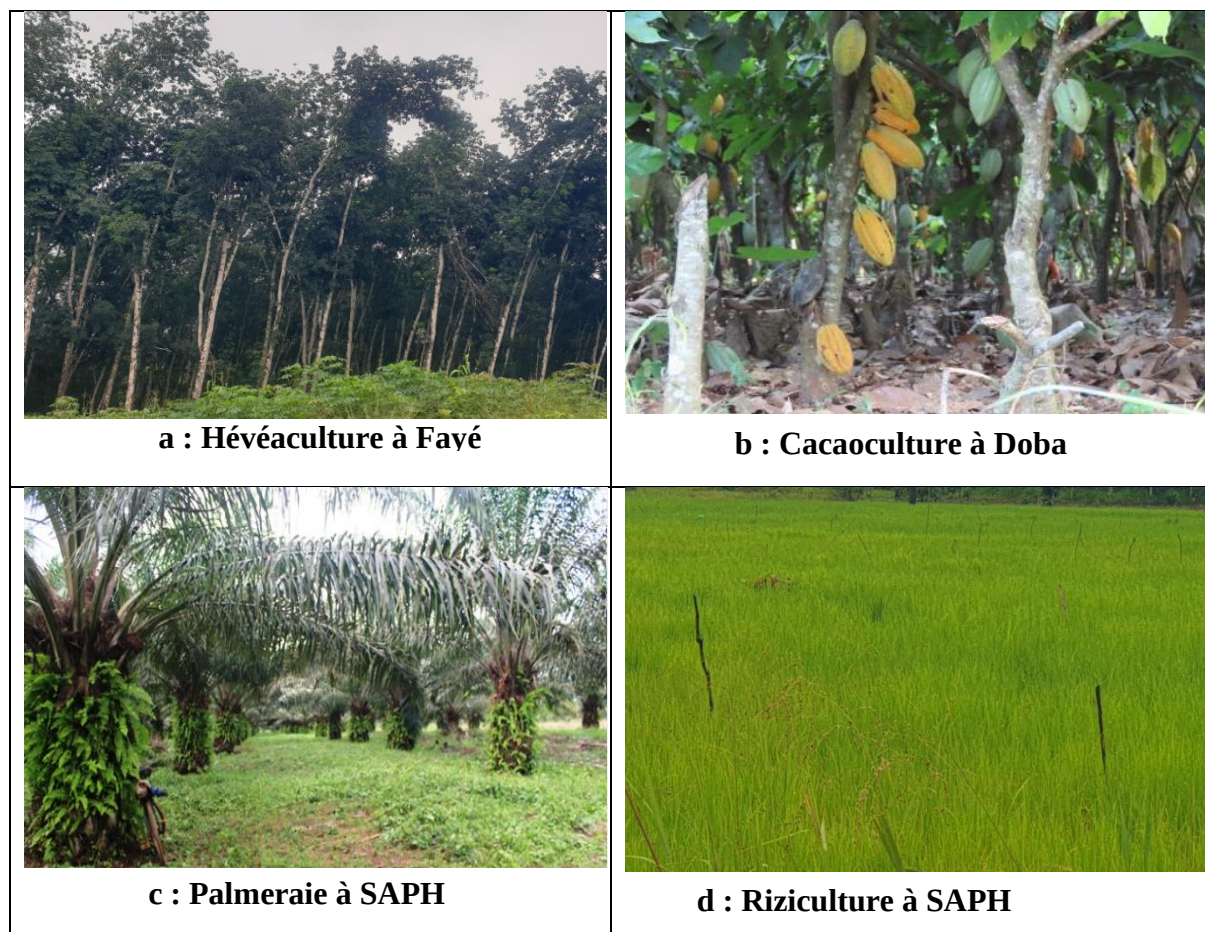


Figure 9. Quelques cultures pratiquées dans la région de San-Pédro

1.8.3. Approvisionnement en eau potable

A San-Pédro, la SODECI approvisionne en eau potable une population d'environ 400 000 habitants (INS, 2021) à partir du fleuve San-Pédro (Figure 10). Cependant, cette ressource connaît une baisse de débit en période de basses eaux, témoignant son degré de vulnérabilité en termes de quantité. Cette baisse affecte la quantité d'eau potable produite. Cette situation conduit plusieurs ménages à s'alimenter en eau à partir d'autres sources telles que les forages (Figure 11), les sources, les puits, etc. C'est dans ce contexte que la SODECI prévoit de doubler la capacité de production et de distribution d'eau potable à San-Pédro et des localités environnantes (Doba, Dogbo, Gabiadji et Grand-Bereby). Elle souhaite satisfaire une population d'environ 800 000 habitants grâce au projet d'alimentation en eau potable (AEP) à partir de la retenue d'eau de Fayé.



Figure 10. Station de pompage d'eau de la SODECI de la région de San-Pédro



Figure 11. Forage à motricité humaine à Kouadiokro (Fayé, San-Pédro)

Conclusion partielle

Le bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé est localisé entre les longitudes 6°30' et 7°05' Ouest et les latitudes 4°90' et 5°40' Nord, couvrant approximativement une superficie

de 2 400 km², dont 580 km² occupé par le PNT. Ce bassin versant est caractérisé par d'intenses activités anthropiques caractérisées par un développement des activités agricoles et agro-industrielles. Sa population est estimée à 790 242 habitants en 2021. Son climat est de type équatorial de transition (climat attiéen) caractérisé par quatre saisons dont deux saisons sèches (décembre à mars et août à septembre) et deux saisons pluvieuses (avril à juillet et octobre à novembre). La géologie de cette zone est constituée de roches cristallines et cristallophylliennes représentées par des granites, granodiorites, migmatites et de gneiss, avec des sols ferralitiques fortement désaturés sous une forte pluviométrie de plus de 1 400 mm de pluie. La principale source d'eau potable pour la plupart des habitants de la ville de San-Pédro provient du fleuve San-Pédro.

CHAPITRE 2 : GÉNÉRALITÉS SUR LA POLLUTION DES MILIEUX AQUATIQUES

Les interactions entre les trois compartiments de la biosphère (eau, sol, air) influent sur l'écosystème aquatique. Ce chapitre se concentre spécifiquement sur l'analyse de la pollution de l'eau et des sédiments. Il met en lumière les sources principales de cette pollution ainsi que leurs conséquences sur l'environnement. Il aborde également, les divers paramètres utilisés pour évaluer le niveau de contamination de l'eau et explore la caractérisation des sédiments, considérés comme des pièges pour de nombreux polluants.

2.1. Pollution des eaux de surface

La pollution d'une eau de surface est la dégradation ou la détérioration de sa qualité, engendrant des altérations au niveau de ses caractéristiques physiques, chimiques et biologiques. Les effets indésirables de ce phénomène sur les organismes vivants ont fait l'objet de nombreuses études parmi lesquelles celles de Kpoda *et al.* (2013), Adjagodo *et al.* (2017). Cette pollution provient de plusieurs sources d'origine anthropique (Mekhalif, 2009) ou naturelle.

- Origine naturelle

Certains phénomènes naturels, tels que les éruptions volcaniques, les épanchements sous-marins d'hydrocarbures, le contact avec des filons ou gisements d'éléments toxiques, ainsi que la présence de sources thermo-minérales, peuvent être responsables de la pollution des eaux (Gandhi *et al.*, 2012 ; Ayad, 2017).

- Origine anthropique

L'utilisation massive des engrais chimiques et des pesticides en agriculture, conjuguée aux déversements des eaux usées domestiques et industrielles dans l'environnement, contribue à la détérioration de la qualité des ressources en eau, tant celles en surface que souterraines. Les principales sources de pollution liées aux différentes activités humaines sont la pollution domestique, la pollution agricole, la pollution industrielle ainsi que la pollution urbaine (Mekhalif, 2009).

2.2. Types de pollution

2.2.1. Pollution physique

La pollution physique résulte de différents éléments solides entraînés par les rejets domestiques et industriels (Kalle & Gots, 1963). On distingue :

- **la pollution solide** : provient des particules solides apportées par les eaux industrielles ainsi que les eaux de ruissellement et issue des décharges de déchets à ciel ouvert ;
- **la pollution thermique** : causée généralement par les eaux des circuits de refroidissement des usines. En effet, toute variation de la température de l'eau entraîne des répercussions importantes sur l'équilibre écologique des écosystèmes aquatiques naturels ainsi que sur la survie des organismes qui y vivent ;
- **la pollution radioactive** : liée aux rejets des éléments radioactifs par les installations (laboratoires et industries de recherche, sites d'exploitation minière...) et les centrales nucléaires ainsi que les usines de traitement de déchets radioactifs.

2.2.2. Pollution chimique

La pollution chimique est due aux polluants chimiques de nature organique et minérale générés par diverses activités anthropiques (Belhadj *et al.*, 2012). Selon Benkaddour (2018), ce type de pollution englobe une gamme de substances telles que les solvants, les métaux (Zn, Pb, Cd, Hg, Ni, Fe, ...), les sels, les polychlorobiphényles (PCB), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les produits pharmaceutiques, les pesticides, etc...

2.2.3. Pollution microbiologique

La pollution microbiologique provient de plusieurs sources telles que les rejets des hôpitaux, l'agriculture et les rejets d'eaux usées (Belhadj, 2001). L'eau se charge de micro-organismes pathogènes (bactéries, virus, parasites) qui peuvent être dangereux pour l'environnement et pour la santé humaine (Lounnas, 2015).

2.3. Impacts de la pollution des eaux sur l'environnement et la santé humaine.

Les eaux usées rejetées dans les milieux aquatiques sans traitement préalable peuvent occasionner des dégâts irréversibles sur la santé humaine et sur les écosystèmes (Sy *et al.*, 2017).

2.3.1. Impacts sur l'environnement

Le rejet direct des eaux usées dans l'environnement entraîne de nombreux risques pour la survie des organismes vivants et l'équilibre écologique. Par exemple, une concentration excessive d'azote et de phosphore peut conduire à l'eutrophisation, favorisant la prolifération végétale et réduisant la teneur en oxygène dissous, ce qui entraîne à terme la mort de nombreux organismes aquatiques tels que les poissons et les crustacés (Ivanovsky, 2016). La présence de métaux traces comme le mercure et l'arsenic dans ces eaux peut avoir un impact néfaste sur les

organismes les plus sensibles en raison de leur toxicité, même à de faibles doses. Cela perturbe leurs fonctions physiologiques, telles que la nutrition, la respiration et la reproduction (Ivanovsky, 2016). De plus, l'infiltration des eaux usées à travers le sol peut altérer la qualité de l'eau des nappes phréatiques, permettant ainsi la migration des polluants présents dans les eaux usées vers les eaux souterraines (Metahri, 2012).

2.3.2. Impacts sur la santé humaine

L'eau constitue un élément vital pour la survie humaine. Son absence ou sa qualité médiocre engendre de nombreuses maladies à travers le monde. Dans les nations en développement, on estime que 80% des maladies sont directement attribuables à l'eau (Adjagodo *et al.*, 2017 ; Sy *et al.*, 2017).

Les maladies d'origine hydrique peuvent être regroupées en cinq catégories distinctes selon Quatunau (1998) :

- les maladies transmises par l'eau, telles que les parasites, les bactéries et les virus ;
- les infections résultant de conditions sanitaires déficientes ;
- les infections cutanées et oculaires, comme la gale et le trachome, causées par le manque d'eau ;
- les maladies provoquées par des organismes aquatiques invertébrés ;
- les maladies causées par des insectes proliférant à proximité des points d'eau.

D'après les données de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS, 2004), chaque année, 1,8 million de personnes, dont 90% d'enfants de moins de cinq ans, vivant pour la plupart dans les pays en développement, meurent de maladies diarrhéiques (y compris du choléra). 88% des maladies diarrhéiques sont imputables à un accès limité à de l'eau propre pour la consommation humaine. La santé publique est sévèrement affectée par les maladies liées à l'eau et par la pollution due aux rejets de produits chimiques issus de diverses activités humaines. Selon le Fonds des Nations unies pour l'enfance (UNICEF), 60% de la mortalité infantile mondiale est attribuable à des maladies infectieuses ou parasitaires, principalement liées à la pollution de l'eau (Somé *et al.*, 2014 ; Rouamba *et al.*, 2016).

2.4. Qualité de l'eau

L'eau représente l'une des ressources naturelles les plus essentielles, utilisée dans une multitude de contextes tels que la consommation humaine, la production d'hydroélectricité, l'irrigation et le traitement des eaux usées, ... (Bernard *et al.*, 2007). Pour garantir une gestion durable de cette ressource vitale, il est crucial de surveiller en permanence sa qualité et d'évaluer les

impacts de ses diverses utilisations. Ses utilisations sont nombreuses et variées : eau potable, hydroélectricité, irrigation, évacuation d'eaux usées, etc. Afin d'assurer une gestion durable de l'eau, il est indispensable d'assurer le suivi de sa qualité et de quantifier les impacts liés à ses très nombreuses utilisations (Bernard *et al.*, 2007).

Les eaux de surface englobent une variété d'environnements, allant des zones stagnantes telles que les mares et les étangs aux cours d'eau en mouvement tels que les rivières et les fleuves (Benkaddour, 2018). La dynamique des flux dans un bassin versant est principalement influencée par des facteurs tels que la lithologie, le climat et l'activité humaine (Kouamé, 2011). La composition géologique contrôle la nature et la concentration des éléments dissous et en particules présents dans les cours d'eau (Kouamé *et al.*, 2019). Par ailleurs, le climat joue un rôle déterminant dans la répartition des ressources en eau, avec des régions tropicales humides où les périodes de sécheresse sont souvent interrompues par des épisodes pluvieux intenses. Ces précipitations entraînent un lessivage important de la surface terrestre, charriant ainsi une grande quantité de particules et de polluants dans les cours d'eau. Outre ces facteurs naturels, la croissance démographique rapide, le développement économique et les activités humaines en général augmentent la demande en eau et contribuent à la dégradation de sa qualité.

2.4.1. Paramètres indicateurs de pollution des ressources en eau

2.4.1.1. Paramètres physico-chimiques

- Température

La température joue un rôle crucial dans les écosystèmes aquatiques, étant influencée à la fois par les fluctuations saisonnières et journalières de l'environnement ainsi que par les rejets d'activités humaines telles que les eaux de refroidissement (Benkaddour, 2018). Ces perturbations peuvent avoir un impact significatif sur la vie aquatique, provoquant notamment une pollution thermique. De plus, la température exerce une influence essentielle sur les processus bactériens tels que la nitrification et la dénitrification (Leynaud & Paris, 1967). Par exemple, la nitrification atteint son optimum entre 28 et 32°C, tandis que des températures entre 12 et 15°C la réduisent considérablement, et des températures inférieures à 5°C la rendent défavorable. Plusieurs paramètres, tels que le potentiel d'hydrogène et l'oxygène dissous, sont également conditionnés par la température de l'eau (Johnson & Wilby, 2015).

- Potentiel d'hydrogène

Le potentiel d'hydrogène (pH) est un indicateur crucial de l'acidité ou de l'alcalinité de l'eau (Lallahem, 2002 ; Kassim, 2005). Ce paramètre est le reflet de nombreux équilibres physico-chimiques et dépend de plusieurs facteurs, dont l'origine de l'eau. L'échelle des pH s'étend en pratique de 0 (très acide) à 14 (très alcalin) ; la valeur médiane 7 correspond à une solution neutre à 25°C. Le pH d'une eau naturelle peut varier de 4 à 10 en fonction de la nature acide ou basique des terrains traversés. Des pH faibles (eaux acides) augmentent la solubilité de certains métaux lourds, les rendant plus disponibles dans l'eau. Des pH élevés augmentent les concentrations d'ammoniac, toxique pour les poissons. (IBGE, 2005). Le pH est extrêmement sensible à divers facteurs environnementaux tels que les variations de température, de salinité et de taux de CO₂ dissous (El Haissoufi *et al.*, 2011). Selon les recommandations de l'OMS (2011), les valeurs de pH pour l'eau potable devraient être comprises entre 6,5 et 8,5. La classification des eaux selon le pH est présentée dans le tableau I.

Tableau I. Classes des eaux selon le pH

Classes des pH	Classes des eaux
pH < 5	Forte acidité : présence d'acides minéraux ou organiques dans les eaux naturelles
pH = 7	Neutralité du pH
7 < pH < 8	Neutralité approximative : majorité des eaux de surface
pH = 8	Forte Alcalinité, condition d'évaporation intense

Source : Rodier *et al.* (2009)

- Oxygène dissous

L'oxygène dissous (OD) joue un rôle crucial dans l'écologie des milieux aquatiques, étant indispensable à la respiration des organismes vivants hétérotrophes. Sa concentration, mesurée en mg/L, est principalement alimentée par l'atmosphère, l'activité photosynthétique des algues et des plantes aquatiques. Cependant, la quantité d'oxygène dissous disponible est limitée par sa solubilité dans l'eau, atteignant un maximum de 9 mg/L à 20°C selon Dufour & Slepoukha (1975). Cette concentration dépend de divers facteurs tels que la température de l'eau, le taux des éléments dissous dans le milieu et la pression partielle d'oxygène dans l'atmosphère, comme le souligne Nehme (2014). De plus, la présence de quantités importantes de matières organiques dans les eaux, souvent d'origine anthropique, peut entraîner un déficit d'oxygène dissous dans le milieu aquatique. Ceci est attribuable à la consommation d'oxygène par les micro-organismes lors de la dégradation des matières organiques (Diaz, 2001 ; Hull *et al.*, 2008).

- Turbidité

La turbidité de l'eau fait référence à la mesure de sa clarté ou de sa transparence. Elle indique la quantité de particules en suspension dans l'eau qui peuvent affecter la capacité de la lumière à la traverser (Rodier *et al.*, 2009). Ces particules peuvent inclure des sédiments, des débris organiques, des algues ou d'autres matières en suspension (Hayzoun, 2014). La turbidité est généralement mesurée en unité néphélométrique de turbidité (NTU : Nephelometric Turbidity Unit), en unité de formazins de turbidité (FTU : Formazin Turbidity Unit) ou en unités de turbidité de Jackson (JTU : Jackson Turbidity Unit). Elle est aussi utilisée comme indicateur de la qualité de l'eau dans les systèmes aquatiques. Une turbidité élevée peut indiquer une pollution ou d'autres problèmes environnementaux (Nehme, 2014). Le tableau II présente une répartition en classes de turbidité usuelle des eaux en NTU.

Tableau II. Classes de turbidité usuelles

Classes de Turbidité	Qualité des eaux
NTU < 5	Eau claire
5 < NTU < 30	Eau légèrement trouble
NTU > 50	Eau trouble

Source : Rodier *et al.* (2009)

- Matières en suspension

Les matières en suspension (MES) sont constituées de particules minérales et organiques de petite taille et/ou de faible densité, leur permettant de flotter dans les cours d'eau sans entrer en contact avec le fond (Tessier, 2003). La teneur et la nature des MES présentes dans l'eau varient considérablement d'un cours d'eau à l'autre, comprenant des éléments tels que des sables, des boues, des particules organiques, du plancton, etc. Ces variations sont conditionnées par plusieurs facteurs, tels que la nature des sols traversés, les conditions saisonnières, les précipitations, les rejets anthropiques, ainsi que le développement des micro-organismes, etc. En général, les matières en suspension affectent la composition de l'eau en participant à des échanges d'ions ou à des phénomènes d'adsorption, qui peuvent influencer à la fois les éléments chimiques présents à l'état de traces et les micro-organismes. Des concentrations élevées de matières en suspension peuvent entraver la transmission de la lumière et réduire la quantité d'oxygène dissous, ce qui peut avoir des répercussions néfastes sur l'écosystème des cours d'eau, telles que la mortalité des plantes aquatiques (Rodier *et al.*, 2009 ; Dutordoir, 2014).

- Conductivité électrique

La conductivité électrique (CE) s'exprime généralement en ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Cette mesure permet d'évaluer la concentration des sels dissous dans une eau, et donc sa capacité à conduire l'électricité. Elle est peut-être utilisée comme indicateur de pollution dans les études environnementales, pour montrer les apports importants en sels d'origine naturelle (bassin versant) et/ou anthropique (i.e. rejets des usines de dessalement et rejets industriels) (Dutordoir, 2014). La CE dépend de la température, de la concentration des sels minéraux (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} , ...) présents dans l'eau, de leur mobilité et de la nature géologique du terrain. Elle donne ainsi une bonne appréciation sur la minéralisation globale des eaux, permettant également de mettre en évidence le degré de leur pollution. En effet, une eau est d'autant plus conductrice qu'elle est plus minéralisée. Les indications du tableau III traduisent la relation existante entre la minéralisation et la conductivité (Rodier *et al.*, 2009).

Tableau III. Relation entre la conductivité électrique et la minéralisation

Classes de conductivités électriques (CE)	Degré de minéralisation
CE < 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$	Minéralisation très faible
100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ < CE < 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$	Minéralisation faible
200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ < CE < 333 $\mu\text{S}/\text{cm}$	Minéralisation moyenne
333 $\mu\text{S}/\text{cm}$ < CE < 666 $\mu\text{S}/\text{cm}$	Minéralisation moyenne accentuée
666 $\mu\text{S}/\text{cm}$ < CE < 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$	Minéralisation élevée
CE > 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$	Minéralisation très élevée

Source : Rodier *et al.* (2009)

2.4.1.2. Paramètres chimiques

2.4.1.2.1. Paramètres chimiques indicateurs de pollutions organiques

- Carbone organique total

Le carbone organique total (COT) englobe à la fois le carbone organique particulaire (COP) et le carbone organique dissous (COD). Sa mesure permet d'identifier tous les composés organiques présents, qu'ils soient visibles ou invisibles dans l'eau (Saavedra, 2023). Les tests du COT revêtent une importance capitale pour diverses raisons, notamment l'évaluation de la qualité de l'eau, la surveillance environnementale, le respect des normes en vigueur, ainsi que le contrôle et l'optimisation des processus de traitement des eaux (Saavedra, 2023). Exprimé en

mg/L, la mesure du carbone organique total (COT) permet d'évaluer la quantité de matière organique en suspension et en solution dans l'eau (Saavedra, 2023). Le COT mesure la quantité totale de carbone organique, sous toutes ses formes, présente dans l'eau. Il inclut la matière organique biodégradable et non biodégradable. Le COT est utilisé comme un indicateur global de la pollution. Cette matière organique provient de trois sources principales (Dutordoir, 2014) :

- le carbone organique allochtone "naturel", tel que la matière humique issue du lessivage des sols d'un bassin versant carbone ;
- le carbone organique autochtone provenant de la production primaire du milieu aquatique, comme les végétaux supérieurs, les algues benthiques et le phytoplancton ;
- le carbone organique allochtone d'origine anthropique provenant des rejets domestiques, industriels et agricoles, qu'ils soient traités ou non.

- **Demande chimique en oxygène (DCO)**

La demande chimique en oxygène (DCO) permet d'évaluer la quantité de matière oxydable présente dans l'eau en mesurant la quantité d'oxygène nécessaire pour la dégrader (Benkaddour, 2018). La DCO est généralement exprimée en mgO_2/L . Des valeurs élevées de DCO sont souvent associées à une forte contamination, ce qui peut résulter de la présence de polluants réfractaires d'origines organique et minérale, issus à la fois des activités humaines et des processus naturels (Diab, 2016).

- **Demande biochimique en oxygène pendant cinq (5) jours**

La demande biochimique en oxygène pendant cinq jours (DBO_5) évalue la quantité d'oxygène nécessaire pour dégrader la matière organique par des processus biologiques, principalement par l'action des bactéries. Cette analyse se déroule à une température de 20°C pendant 5 jours dans l'obscurité (Bougherira *et al.*, 2017). Les valeurs de la DBO_5 reflètent la concentration des polluants biologiquement dégradables dans les milieux aquatiques, et elles sont habituellement exprimées en mgO_2/L (Diab, 2016). Ce paramètre est souvent utilisé pour évaluer la qualité des eaux et pour déterminer l'altération du milieu causé par les matières organiques dégradables (Tableau IV).

Tableau IV. Classes qualitatives des eaux par la matière biodégradable

Classe de DBO ₅	Degré de qualité d'eau
DBO ₅ < 3	Très bonne qualité
3 < DBO ₅ < 5	Bonne qualité
5 < DBO ₅ < 8	Qualité Moyenne
DBO ₅ > 8	Mauvaise qualité, voire très mauvaise

Source : Diab (2016)

- Biodégradabilité

La biodégradabilité représente la capacité d'un effluent à être décomposé ou oxydé par les microorganismes impliqués dans le processus de traitement biologique des eaux. Le rapport entre la demande chimique en oxygène (DCO) et la demande biochimique en oxygène pendant cinq jours (DBO₅) fournit une première estimation de la biodégradabilité de la matière organique présente dans un effluent (Bougherira *et al.*, 2017).

On convient généralement des limites suivantes (Bougherira *et al.*, 2017) :

- DCO/DBO₅ < 2 : matière facilement biodégradable ;
- 2 < DCO/DBO₅ < 3 : matière biodégradable ;
- DCO/DBO₅ > 3 : matière plus ou moins difficilement biodégradable.

- Azote

L'azote est présent naturellement dans l'environnement, dans l'air, l'eau et le sol. Il joue un rôle essentiel dans de nombreux processus biologiques grâce à son cycle, qui comprend son assimilation par les producteurs primaires et sa régénération après dégradation par les bactéries hétérotrophes. Dans les milieux aquatiques, l'azote existe sous trois formes : gazeuse, organique et minérale. La forme gazeuse, ou azote atmosphérique (N₂), provient principalement de l'atmosphère terrestre, qui contient 78% d'azote (Mariotti, 1982). Cette forme d'azote n'est pas directement utilisable par la plupart des organismes ; seules certaines bactéries et quelques algues unicellulaires sont capables de le fixer. Cette fixation convertit l'azote atmosphérique en azote minéral (NH₄, NH₃). L'azote minéral peut également résulter de la décomposition de l'azote organique présent dans les protéines, l'urée, les acides humiques, etc. La minéralisation de l'azote organique conduit à la formation d'ammonium (NH₄⁺), qui peut être transformé en nitrites (NO₂⁻) puis en nitrates (NO₃⁻) (Figure 12). L'ammonium (NH₄⁺) est souvent utilisé comme indicateur de la pollution d'origine domestique (rejets humains) (Mekaooussi, 2014). Les nitrites (NO₂⁻) représentent une forme intermédiaire entre l'ammonium et les nitrates, résultant

du processus de nitrification. Leur présence dans les milieux aquatiques peut perturber l'équilibre de l'oxygénation de la flore bactérienne ou ralentir les processus bactériens, surtout à des températures basses. Les nitrates (NO_3^-) sont la forme finale oxydée de l'azote après la nitratisation, qui est la transformation des nitrites (NO_2^-) en nitrates (NO_3^-) (Benkaddour, 2018). Les concentrations élevées de nitrates proviennent principalement du lessivage des sols agricoles (utilisation d'engrais) ainsi que des rejets urbains et industriels (Mekaoussi, 2014).

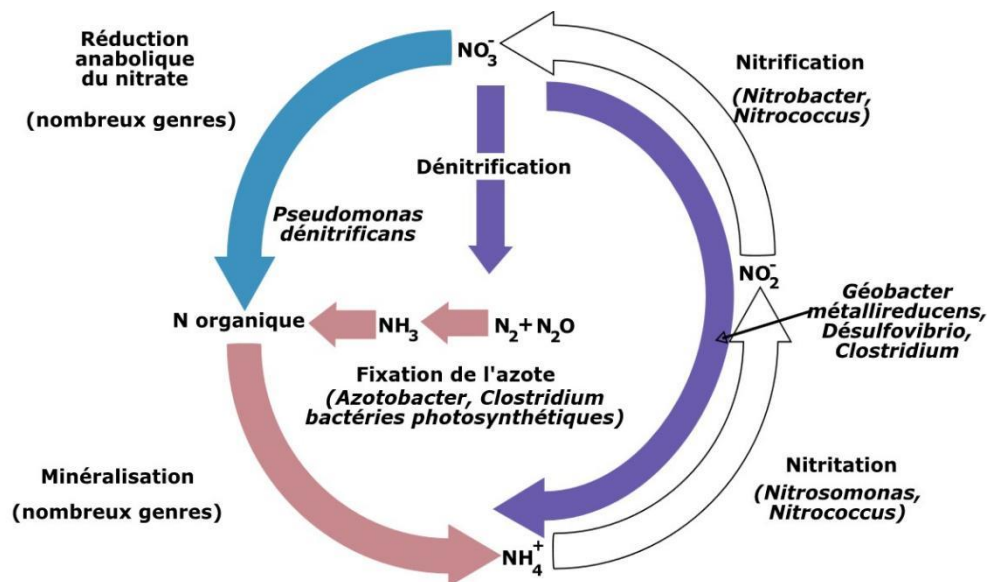


Figure 12. Cycle de l'azote

Source : Free Clipart (2018)

- Phosphore

Le phosphore est un élément essentiel à la vie des organismes, notamment des plantes, car il participe à la composition des phospholipides et des nucléotides, entre autres fonctions. À la différence de l'azote, le phosphore ne se trouve pas à l'état gazeux. Cependant, il est abondant dans les roches volcaniques et sédimentaires (Hayzoun, 2014), principalement sous forme de phosphates de calcium. Les processus de lessivage et d'érosion facilitent le transfert du phosphore vers les cours d'eau à partir de ces roches. Dans le milieu aquatique, le phosphore se présente sous deux formes : dissoute et particulaire. La forme particulaire contient des composés phosphorés associés à la matière organique et aux minéraux du sol, en raison de l'affinité élevée du PO_4^{3-} pour les minéraux argileux et les oxyhydroxydes. La forme dissoute est principalement constituée de phosphates (PO_4^{3-}), qui sont directement disponibles pour les plantes aquatiques.

L'enrichissement des eaux en azote, phosphore et matière organique peut entraîner un phénomène appelé « eutrophisation », caractérisé par une prolifération excessive de la

végétation aquatique, une augmentation de la turbidité et une diminution de l'oxygène dissous dans le milieu (Benkaddour, 2018). Ce phénomène présente des risques pour les organismes vivants, notamment en entraînant une mortalité (Burford *et al.*, 2003). Les activités humaines telles que l'utilisation excessive de fertilisants chimiques en agriculture, l'élevage intensif et les rejets anthropiques sont les principales causes de l'eutrophisation (Billen *et al.*, 2007).

2.4.1.2.2. Eléments traces métalliques

Les éléments traces métalliques (ETM) sont des éléments naturellement présents dans les sols dont certains sont indispensables aux plantes (Viard, 2006). Les plus connus pour leur dangerosité dans l'eau et par rapport aux organismes vivants sont le plomb (Pb), le mercure (Hg), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le nickel (Ni) et métalloïde tels que l'arsenic (As). Les paramètres que sont le fer (Fe), le manganèse (Mn), le cuivre (Cu), le zinc (Zn) sont indésirables dans les eaux. On note également la présence des cations majeurs qui sont les descripteurs de base de la qualité de l'eau (Rakotondrabe *et al.*, 2018). Ce sont le calcium (Ca^{2+}), le magnésium (Mg^{2+}), le sodium (Na^+), le potassium (K^+). Ces éléments sont d'un grand intérêt écologique et biologique, mais leur dépassement de certains seuils présente des risques pour la santé humaine et l'environnement (Larrose, 2011). Ces éléments sont d'origine naturelle : altération des roches, émissions volcaniques et anthropiques : activités minières et métallurgiques (Coynel *et al.*, 2009), agricoles (Devez *et al.*, 2005), urbaines. Les ETM atteignent les milieux aquatiques par le ruissellement, la dissolution des roches et le lessivage des sols et peuvent se présenter sous forme dissoute, colloïdale et particulaire. Leur transfert dépendant des caractéristiques physico-chimiques du milieu et de leur mobilité (Coynel *et al.*, 2009).

2.4.1.2.3. Pesticides

- Définition de pesticides

En 2006, en accord avec les directives de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), un pesticide est défini comme toute substance ou combinaison de substances utilisée dans le but de repousser, détruire ou contrôler les ravageurs. Il s'agit également d'une substance employée pour éliminer, repousser ou réguler les vecteurs de maladies humaines ou animales, ainsi que les espèces non désirées de plantes ou d'animaux causant des dommages ou se révélant autrement préjudiciables. Ces substances peuvent également être utilisées pour lutter contre les insectes, les arachnides et d'autres parasites (endo-ecto) lorsqu'elles sont administrées aux animaux.

- Définition de résidu de pesticides

Selon la FAO (2000), un résidu de pesticides désigne toute substance présente dans les aliments, les produits agricoles ou les aliments fourragers par suite de l'utilisation d'un pesticide. Ce terme englobe tous les dérivés du pesticide comme les métabolites, les produits de dégradation, les impuretés possédant des propriétés toxicologiques avérées (FAO, 2000).

- Composition d'un pesticide

Les pesticides homologués se composent d'un ingrédient actif et d'adjuvants inactifs qui ont pour principal objectif d'améliorer la quantité et la vitesse de pénétration des pesticides dans les feuilles, d'accélérer leur action, d'élargir leurs fonctions et de leur assurer une meilleure adhérence (Boland *et al.*, 2004 ; MINA, 2014).

- Formulation d'un pesticide

Les pesticides sont disponibles dans différentes formulations. Ils peuvent se présenter dans des états solides, liquides ou gazeux. Les formulations liquides des pesticides englobent les suspensions (comme les suspensions concentrées), les solutions, les concentrés émulsifiables, les suspensions en micro-capsules et les aérosols. En ce qui concerne les formulations solides, elles incluent les poussières, les particules, les granulés, les pastilles, les granules solubles, les poudres solubles, les pâtes granulées, les appâts, les tablettes, les comprimés et les poudres mouillables. Les pesticides gazeux sont principalement des fumigants (pouvant être commercialisés sous forme liquide ou gazeuse). L'utilisation des formulations mouillées est plus courante que celle des formulations sèches. Les formulations liquides sont plus largement utilisées que les formulations solides. La substance active est mélangée à de l'eau puis pulvérisée sur la culture. Après l'application, l'eau s'évapore, laissant le pesticide sur la plante pour assurer un effet durable. Les concentrés émulsionnables se dispersent en de fines gouttelettes dans l'eau (émulsions), souvent avec une apparence opaque, comme une couleur laiteuse (Boland *et al.*, 2004). Les formulations liquides et solides, ainsi que les fumigants, permettent une interaction physique directe entre la substance active et les ravageurs ou les agents pathogènes responsables des maladies (Tableau V et VI) (Boland *et al.*, 2004).

Tableau V. Formulations sèches ou solides

Etat physique	Véhicule	Type de formulation	Acronyme
Solides	Porteur	Poudre pour poudrage	DP
Solides	Porteur	Granulé	GR
Solides	Eau	Poudre mouillable	WP
Solides	Eau	Poudre soluble dans l'eau	SP
Solides	Eau	Granulé soluble dans l'eau	SG/WG
Solides	Grain	Appât sur grains	AB
Solides	Air	Fumée, fumigant ou gaz	

Source : Boland *et al.* (2004)**Tableau VI.** Formulations liquides ou mouillées

Etat physique	Application	Véhicule	Type de formulation	Acronyme
Liquides	Diluée	Eau	Suspension concentrée	SC
Liquides	Diluée	Eau	Concentré émulsionnable	EC
Liquides	Diluée	Huile	Volume bas	SU ou UL
Liquides	Non diluée		Liquide pour application à très bas volume	ULV
Liquides	Non diluée		Aérosol	AE
Liquides	Non diluée		Pâte fluide	F

Source : Boland *et al.* (2004)

- Différents types de pesticides

Les pesticides les plus utilisés et fréquemment retrouvés dans l'eau sont (Périquet, 2004) :

- les insecticides (produits de lutte contre les insectes) ;
- les herbicides (produits de lutte contre les mauvaises herbes) ;
- les fongicides (produits de lutte contre les champignons).

Cependant, il existe d'autres types de pesticides qu'on retrouve rarement dans l'eau comme les rongicides, les mématocides, les molluscicides, les bactéricides, les rodenticides et taupicides, les corvicides, les piscicides et les miticides (Périquet, 2004).

- Classement par familles

- Pesticides organochlorés

Les organochlorés (OC) sont des composés organiques contenant du chlore, leur principal inconvénient réside dans leur persistance élevée. Des études ont montré que des insecticides

tels que les lindanes restent actifs pendant de nombreuses années après leur utilisation (Grébil *et al.*, 2001).

- **Pesticides organophosphorés**

Les organophosphorés (OP) sont des composés d'une molécule organique à laquelle du phosphore est ajouté. Parmi les nombreux insecticides de cette catégorie, on trouve le parathion, le malathion et d'autres (Aubertot *et al.*, 2005).

- **Pesticides carbamatés**

Les carbamates (C) démontrent une efficacité contre une grande variété d'organismes nuisibles. Elles sont modérément résiduelles et efficaces à des températures plus élevées. Il y a plein de carbamates utilisés comme fongicides et insecticides (carbaryl, methomyl, propoxur, ...) (Aubertot *et al.*, 2005).

- **Pesticides pyréthrinoïdes**

Les pyréthrinoïdes (P) se distinguent en deux groupes : ceux qui conservent leur stabilité chimique même s'ils ne sont pas photostables, et ceux qui le sont. Ils sont utilisés comme insecticides et comprennent des substances telles que l'allethrine, la fluméthrine (Grébil *et al.*, 2001).

- **Pesticides organo-azotés**

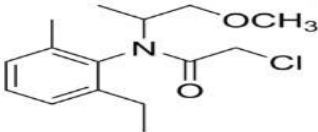
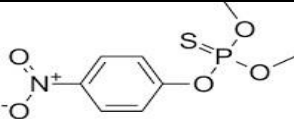
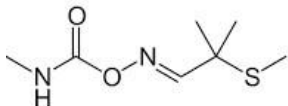
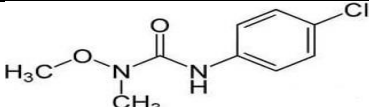
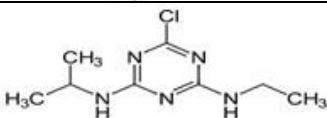
Les organo-azotés sont principalement employés en tant qu'herbicides, comprenant des substances telles que l'atrazine, la simazine et d'autres.

- **Pesticides de dérivés de l'urée**

Les urées sont utilisées comme herbicides et fongicides (diuron, isoproturon...). Les pesticides dérivés de l'urée sont des composés chimiques utilisés pour lutter contre les ravageurs des cultures.

Le tableau VII dresse une liste des principales familles chimiques des pesticides pris en compte dans la présente étude avec une molécule pour chacune d'elle.

Tableau VII. Quelques familles chimiques de pesticides pris en compte dans cette étude

Famille	Formule semi-développée	Nom de la molécule
Chloroacétanilides		Métolachlore
Organophosphorés		Parathion-méthyl
Carbamatés		Aldicarbe
Urées substituées		Monolinuron
Triazines		Atrazine

2.4.2. Transfert des résidus de pesticides vers les eaux de surface par ruissellement

On parle de ruissellement quand l'intensité de la pluie est supérieure à la capacité d'infiltration, ou bien lorsque la capacité du sol à stocker l'eau est dépassée (Grébil *et al.*, 2001). Plusieurs facteurs peuvent influencer le phénomène de ruissellement : le volume et l'intensité des précipitations, la pente du terrain, la présence ou absence de végétation, le type du sol ainsi que les propriétés et quantité du pesticide épanchée (Munnia *et al.*, 1999). Les mécanismes qui influent sur la biodisponibilité et le transfert des pesticides peuvent être regroupés en phénomènes physico-chimiques tels que l'adsorption, la stabilisation chimique et physique, ainsi que des phénomènes biologiques tels que la biosorption ou absorption. L'adsorption, en particulier, est le phénomène le plus fréquemment observé, se produisant à l'interface liquide interstitielle/sédiments (Lennartz & Louchart, 2007). Son occurrence dépend des propriétés physico-chimiques à la fois des pesticides et des adsorbants. Les conditions climatiques, en particulier la température et les précipitations, ont un impact significatif sur le transfert des pesticides vers les eaux de surface (Delcour *et al.*, 2015). Par ailleurs, ce transfert est gouverné par plusieurs facteurs, les plus cruciaux étant les propriétés physico-chimiques des molécules (KOC et DT50) et les caractéristiques du sol, notamment la teneur en matières organiques. L'humidité favorise la dégradation de certaines substances actives (Conrad *et al.*, 2006). Les comportements des substances actives peuvent également varier en fonction des saisons, avec les paramètres climatiques tels que la température, la pluie, les vents et l'ensoleillement jouant

un rôle essentiel dans le destin des pesticides. Ainsi, l'étude des variations saisonnières des teneurs en résidus est pertinente pour comprendre ces dynamiques (Hela *et al.*, 2005 ; Palma *et al.*, 2009).

2.4.3. Temps de demi-vie des pesticides

Le temps de demi-vie (DT50), qui représente la période nécessaire pour que la moitié de la quantité d'un pesticide présente dans le sol se dégrade, est un paramètre essentiel pour évaluer le potentiel de pollution d'un pesticide (Bartram *et al.*, 2009). Les pesticides non persistants ont un DT50 inférieur ou égal à 30 jours, tandis que ceux modérément persistants ont un DT50 compris entre 31 et 99 jours, et les plus persistants ont un temps de demi-vie dépassant 100 jours. La persistance accrue des pesticides dans les sols accroît le risque de transfert vers les eaux souterraines et de surface (Lazartigues, 2010). Les propriétés du sol jouent également un rôle crucial dans ce transfert, où la matière organique, en tant que phase absorbante principale, influence la mobilité des pesticides. Divers facteurs abiotiques influencent la demi-vie des pesticides dans le sol, notamment les populations microbiennes, l'humidité du sol, la température, la concentration en radicaux hydroxyles et les radiations UV (Osano *et al.*, 2003). La considération de toutes ces propriétés physico-chimiques permet une évaluation préalable du comportement d'une molécule dans l'environnement et, par conséquent, du risque de pollution. Cependant, il est important de noter que ces constantes et le devenir des molécules sont influencés par les caractéristiques spécifiques du sol, le climat régional et les modalités d'utilisation des pesticides.

2.4.4. Impact des pesticides sur la santé humaine

2.4.4.1. Cancérogenèse

L'hypothèse d'un lien entre les cancers et l'exposition aux pesticides est née de l'observation d'un nombre important de cas de cancers enregistrés chez les agriculteurs (Dugney, 2010). Plusieurs études expérimentales et épidémiologiques sur différentes molécules laissent supposer que ces pesticides sont responsables de l'apparition de certains cancers chez l'homme, de même les produits arsenicaux utilisés dans les pesticides causent des cancers respiratoires (OMS, 1991).

2.4.4.2. Effets sur le système nerveux

Les effets neurologiques représentent l'une des manifestations les plus courantes des intoxications aiguës aux pesticides (Cuppen *et al.*, 2000).

2.4.5. Réglementation relative à l'eau

La détermination des paramètres de pollution est fondamentale pour évaluer et suivre la qualité de l'eau avant et après son traitement. Selon les directives de l'OMS, l'eau destinée à la consommation humaine doit être claire, inodore, sans saveur et exempte de tout germe pathogène. Elle ne doit pas présenter de risques pour la santé et doit offrir une expérience de consommation agréable (ORE, 2016). La Côte d'Ivoire ne fait pas exception de cette situation. Le 3 août 2020, la Côte d'Ivoire a établi des normes de potabilité pour garantir la qualité de l'eau destinée à la consommation humaine. Elle a également défini des objectifs clés visant à assurer les bonnes pratiques dans les plans de salubrité de l'eau. Ces objectifs incluent la prévention ou la minimisation de la contamination des ressources en eau, la réduction ou l'élimination de la contamination par des procédés de traitement, et la prévention de la contamination lors du stockage, de la distribution et de la manipulation de l'eau potable (MSHP & MINEF, 2020). En ce qui concerne le traitement des eaux brutes par des procédés de traitement, le pays a identifié quatre catégories d'eaux brutes, la catégorie A3 (eaux douces de surface) étant la source d'eau principalement utilisée pour l'approvisionnement en eau potable des villes ivoiriennes. Un arrêté a été émis, spécifiant le type de traitement requis pour cette catégorie, comprenant des étapes telles que le traitement physique, chimique poussé, l'affinage et la désinfection. Cet arrêté établit également des normes pour les paramètres organoleptiques, physico-chimiques, microbiologiques, ainsi que pour les substances indésirables et toxiques auxquelles les eaux de surface utilisées pour la production d'eau potable et les eaux distribuées après traitement doivent répondre (MSHP & MINEF, 2020). Les limites de qualité des eaux brutes de surface pour les paramètres considérés dans cette étude sont répertoriées dans le tableau VIII.

Tableau VIII. Limites des eaux superficielles destinée à la production d'eau potable et des eaux distribuées de Côte d'Ivoire

Paramètres	Unités	Limites des eaux brutes de surface	Limites des eaux distribuées
physico-chimique			
Température	°C	25°C	-
Oxygène dissous	mg/L	5	-
Potentiel d'hydrogène	Unité pH	-	6,5- 9
Conductivité	µS/cm	-	200-1100 à 25°C
Turbidité	NTU	-	< 1
Chlore libre	mg/L	-	0,2 – 1
Ammonium	mg/L	4,0	-
Nitrates	mg/L	50-100	50
Nitrites	mg/L	-	0,1-0,5
Azote kjeldhal	mg/L	-	-
Orthophosphate	mg/L	-	-
Phosphore total	mg/L	-	-
Sulfate	mg/L	250	-
Aluminium	mg/L	0,50	-
Calcium	mg/L	-	-
Magnésium	mg/L	-	-
Sodium	mg/L	-	-
Potassium	mg/L	-	-
DBO ₅	mg/L	-	-
DCO	mg/L	-	-
COT	mg/L	-	-
Mercure	µg/L	1	1
Cadmium	µg/L	5	-
Plomb	µg/L	50	-
Chrome	µg/L	50	50
Arsenic	µg/L	100	10
Manganèse	µg/L	-	-
Cuivre	mg/L	-	2
Fer total	µg/L	-	200
Zinc	mg/L	5	-
Pesticides (par substance individuelle)	µg/L	-	2
Total pesticide	µg/L	-	5

Source : MSHP & MINEF (2020)

2.5. Sédiments

Au cours des récentes années, l'attention de la communauté scientifique s'est portée de manière significative sur la contamination des sédiments. En effet, ce compartiment joue le rôle d'un piège pour de nombreux polluants organiques et métalliques, dont le relargage représente une menace sérieuse pour l'environnement (Larrose, 2011).

2.5.1. Composition et comportement des sédiments

Selon Benkaddour (2018), un sédiment peut être décrit comme une matrice complexe et hétérogène, principalement composée de :

- l'eau interstitielle : il s'agit de l'eau présente entre les particules sédimentaires. Le pourcentage de cette eau varie selon la composition et la granulométrie du sédiment. Par exemple, dans les boues argileuses, l'eau interstitielle peut représenter plus de 90% du volume total du sédiment (Négre & Rigollet, 2011) ;
- la phase inorganique : cette phase est composée de minéraux provenant de l'érosion des roches. Elle comprend des composants tels que les argiles, les carbonates, les silicates, les hydroxydes métalliques, etc... ;
- la phase organique : cette composante englobe les acides organiques, les amines, les polysaccharides produits par les micro-organismes. Bien qu'elle occupe souvent une partie relativement faible du sédiment, elle joue un rôle essentiel dans la mobilité et la biodisponibilité des divers polluants (Diab, 2016).

Certains composés organiques hydrophobes ont la capacité de se lier à la fraction organique présente dans les sédiments, ce qui leur permet d'être transportés et fixés à la phase particulaire. Ces composés sont déposés au fond et sur les berges des rivières, des estuaires et des zones côtières peu profondes, sous certaines conditions hydrodynamiques. Par ailleurs, il est important de noter que les métaux présentent une forte affinité pour la matière organique et les oxy-hydroxydes présents dans les matières en suspension ou les sédiments (Chapman *et al.*, 1998). Cette propriété leur permet de se fixer aux matières en suspension dans la colonne d'eau avant d'être piégés dans les fonds sédimentaires. Toutefois, les divers polluants stockés dans le compartiment sédimentaire peuvent être remobilisés dans la colonne d'eau, que ce soit par des événements naturels tels que les tempêtes et les crues, ou par des activités humaines telles que le trafic fluvial et le dragage (Benkaddour, 2018).

2.5.2. Pollution métallique des sédiments

Le sédiment est considéré comme une source interne de polluants, parmi lesquels les métaux occupent une place significative, classifiables en deux catégories selon Strachan (2010) :

- les éléments majeurs, qui forment 99% de la croûte terrestre, comprennent l'oxygène, 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, caractérisés par leur concentration généralement inférieure à 0,01%, regroupent des métaux tels que le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le chrome (Cr), le nickel (Ni), le plomb (Pb), ainsi que des métalloïdes ou semi-métaux comme le bore (B), le sélénium (Se), l'arsenic (As), et des non-métaux comme l'azote (N), le fluor (F), le chlore (Cl) et le brome (Br). Ces éléments traces ont la capacité de s'accumuler et de se fixer dans les sédiments, pouvant entraîner des risques toxiques lors de leur remise en suspension, ou bien être déjà présents dans la roche mère, constituant ainsi ce que l'on appelle le fond géochimique.

2.5.3. Sources des métaux

La contamination métallique des sédiments a deux origines (Strachan, 2010) : origines naturelles et anthropiques.

2.5.3.1. Origine naturelle

La principale source naturelle des métaux réside dans l'altération des sols, contribuant à la formation du fond géochimique (Strachan, 2010). Dans certains cas, les sols peuvent être naturellement riches en métaux, ce qui peut poser des problèmes écologiques significatifs. D'autres sources naturelles de métaux traces existent, bien que leur contribution soit généralement moins importante que celle de la source géologique (Mouloubou, 2015) :

- l'absorption des métaux présents dans le sol et dans l'atmosphère par les plantes, qui peuvent être redéposés sur la surface des sols après décomposition (cycle biogéochimique sols-plantes) ;
- l'érosion et le lessivage des sols, qui favorisent le transfert des éléments métalliques vers la colonne d'eau ;
- les émissions volcaniques dans l'atmosphère.

2.5.3.2. Origine anthropique

Au cours des dernières décennies, le développement rapide des secteurs urbains, industriels et agricoles à travers le monde a entraîné une augmentation significative des métaux traces présents dans les sédiments (Singh *et al.*, 2003). Cette augmentation est principalement due aux activités humaines, avec plusieurs sources anthropiques majeures :

- la pollution atmosphérique, résultant des émissions industrielles, des gaz d'échappement des véhicules, des particules issues des systèmes de chauffage, etc ;
- la pollution agricole, causée par l'utilisation de fongicides, d'herbicides, d'engrais et de boues d'épuration contenant des métaux traces tels que le cuivre (Cu), le plomb (Pb), le zinc (Zn) ;
- la pollution industrielle, engendrée par les déchets provenant des industries diverses (chimique, agroalimentaire, etc.), les activités minières et métallurgiques, avec des rejets de zinc, de plomb et de cadmium, ainsi que les émissions provenant des centrales nucléaires.

Ces métaux, qu'ils soient d'origine naturelle ou anthropique, sont des substances non biodégradables. Par conséquent, leur accumulation dans les sédiments, notamment des éléments comme le cadmium (Cd), le chrome (Cr) et le plomb (Pb), constitue un risque environnemental sérieux, et potentiellement un danger pour la santé humaine via la consommation de poissons contaminés par le biais de la chaîne alimentaire (Huynh, 2009).

2.5.4. Biodisponibilité des métaux dans les sédiments

Dans les milieux aquatiques, les métaux se trouvent à la fois sous forme dissoute et particulaire, (Hayzoun, 2014). Ces éléments sont majoritairement associés aux particules et s'accumulent dans les sédiments (Hayzoun, 2014). Leur biodisponibilité dépend de plusieurs facteurs, parmi lesquels le potentiel d'hydrogène (pH), le taux de matière organique et le potentiel redox (Eh), ainsi que des activités biologiques.

2.5.4.1. Potentiel d'hydrogène

Le potentiel d'hydrogène (pH) est un facteur crucial qui influe sur le comportement des métaux dans leur environnement, permettant de réguler leur répartition entre la colonne d'eau et la phase sédimentaire (Stevenson, 1994). Dans un environnement acide, les cations métalliques adsorbés à la surface de la matière organique, des particules d'argile et des oxydes de fer et de manganèse sont libérés dans la phase dissoute en raison de la compétition entre ces cations et les protons (Förstner *et al.*, 1989). En revanche, un environnement basique favorise l'adsorption des métaux

en diminuant la concurrence entre les protons et les ions métalliques pour les sites réactionnels disponibles (Förstner *et al.*, 1989).

2.5.4.2. Taux de matière organique

Le taux de matière organique exerce une influence déterminante sur la mobilisation et la disponibilité des métaux. Les éléments traces métalliques (ETM) peuvent former des complexes avec la matière organique, créant ainsi des composés organométalliques qui peuvent être assimilés par les organismes vivants (Benkaddour, 2018). Par ailleurs, la matière organique peut atténuer la toxicité de certains métaux en modifiant leurs formes chimiques dans l'environnement, comme cela est observé pour le cuivre, le plomb ou le chrome (Bensefa-Colas *et al.*, 2011). Néanmoins, ce phénomène ne s'applique pas à tous les métaux : par exemple, le transfert du mercure vers la phase organique peut aggraver sa toxicité et sa capacité de bioconcentration et de bioamplification dans les milieux aquatiques (Bensefa-Colas *et al.*, 2011).

- Potentiel rédox

Le potentiel redox (Eh) correspond à la fluctuation du potentiel d'oxydoréduction, ce qui peut impacter la mobilité des métaux dans la colonne d'eau et le sédiment. En conditions réductrices, par exemple, les sulfates sont convertis en sulfures, favorisant ainsi la rétention de certains métaux comme le plomb, le cadmium et le zinc, ce qui restreint leur capacité de déplacement (Deneux-Mustin *et al.*, 2003). Alors que, dans des conditions oxydantes, la décomposition de la matière organique est favorisée, ce qui conduit à la libération des éléments traces métalliques (ETM) qui y sont associés vers la colonne d'eau (Calmano *et al.*, 1993 ; Stephens *et al.*, 2001).

- Activités biologiques

Les activités biologiques, principalement menées par les populations bactériennes et fongiques, reposent essentiellement sur la dégradation de la matière organique présente dans le sédiment. Cette dynamique est considérée comme étant à l'origine de ce qu'on appelle la "diagénèse précoce" (Huynh, 2009), englobant l'ensemble des processus diagenétiques durant la formation du dépôt sédimentaire (Négrel & Rigollet, 2011). Ces processus sont gouvernés par des réactions d'oxydoréduction sous l'influence de l'activité bactérienne. L'oxydation de la matière organique libère des espèces réduites telles que NH_4^+ , Mn^{2+} et Fe^{2+} dans les eaux interstitielles, qui peuvent ensuite participer à diverses réactions secondaires (Stumm & Morgan, 1981). Ces réactions dépendent de la composition ionique des eaux interstitielles, ainsi que d'autres paramètres tels que le pH et le potentiel d'oxydoréduction. Tous ces facteurs influent sur le

comportement des éléments traces métalliques (ETM) et leur répartition entre la colonne d'eau, par le biais du relargage, et le sédiment, par le piégeage (Audry *et al.*, 2006 ; Canavan *et al.*, 2007).

2.6. Cadre juridique et réglementaire sur la qualité de l'eau en Côte d'Ivoire

L'accès à l'eau potable est indispensable pour assurer la survie et le bien-être de la population, ainsi que pour promouvoir le développement de communautés durables. Elle joue également un rôle crucial dans la promotion de l'égalité des sexes, la sécurité alimentaire et la préservation des écosystèmes (Delpla & Rodriguez, 2017). Par conséquent, sa place dans le développement durable a été particulièrement soulignée par la communauté mondiale, qui l'a intégrée dans les objectifs de développement durable numéro 6 (ODD6). En Côte d'Ivoire, la réglementation relative à la qualité de l'eau englobe la protection contre toute forme de pollution, la restauration des eaux de surface, des eaux souterraines et des eaux de mer dans les limites des eaux territoriales, ainsi que la protection, la mobilisation et la gestion des ressources en eau, comme stipulé dans les articles 2, 3, 4, 5, 6 et 10 de la Loi n°2023-902 du 23 novembre 2023 (R-CI, 2023). Les normes nationales en matière de qualité de l'eau sont alignées sur celles de l'OMS, sous réserve de l'élaboration complète des normes requises à la production d'eau potable (MSHP & MINEF, 2020).

2.7. Procédés de potabilisation de l'eau

Le traitement de l'eau est un ensemble de procédés mis en place selon le type et la qualité de l'eau brute à traiter et donne les différentes étapes parcourues par cette eau dans le but de sa potabilisation. Selon l'origine de l'eau à potabiliser, l'importance relative des différentes opérations à mener ne sera pas la même. La composition exacte de la filière de traitement est par conséquent variable d'un cas à l'autre. Cependant, compte tenu de la différence notable entre les deux types d'eaux (eaux souterraines et eaux de surface), le traitement des eaux de surface nécessite plus d'étapes. Il existe plusieurs filières de traitement des eaux dont la filière classique composée de trois (03) étapes : la clarification, la désinfection et la neutralisation (OMS, 2017).

2.7.1. Traitement classique

2.7.1.1. Clarification

La clarification désigne l'ensemble des procédés visant à éliminer les matières en suspension (MES) et les particules colloïdales qui peuvent donner à l'eau une couleur, une odeur et un goût indésirables (Degremont, 2005). Elle se décompose en plusieurs sous-étapes : les

prétraitements, la coagulation-floculation, la décantation, la filtration. Son objectif est de rendre l'eau claire (CRE, 2002 ; OMS, 2017).

2.7.1.1.1. Prétraitements

Ils débutent par le « dégrillage », ensuite le « tamisage » et l'eau peut passer sur un filtre à charbon actif avant l'étape de l'aération et/ou préoxydation.

- Dégrillage

C'est une méthode mécanique permettant de protéger les ouvrages aval contre l'arrivée de gros objets susceptibles de causer des obstructions dans les diverses unités de l'installation. L'entrée de la tour de prise est munie d'une grille et la pompe, d'une crépine qui permettent de débarrasser l'eau brute des éléments grossiers (déchets solides de dimension supérieure à 3 mm) (CRE, 2002).

- Tamisage

C'est également un procédé mécanique appliqué contre les particules encore plus fines (dimension supérieure à 0,3 mm) (CRE, 2002). On dispose des filtres à tamis dans la canalisation transportant l'eau brute à la station pour éliminer les grains de sables ou les particules de taille semblable.

- Adsorption sur charbon actif

Le charbon actif se présente sous forme de poudre noire pulvérulente (CAP) ou sous forme de grains noirs (CAG). Le charbon actif permet d'améliorer les caractéristiques organoleptiques (goût, odeur, couleur, turbidité) et d'éliminer les polluants organiques (pesticides) dans l'eau brute par adsorption. Le CAP est mélangé avec l'eau brute avant sédimentation comme suspension aqueuse avec un taux moyen de 20 g/m³ d'eau (CRE, 2002). Quant au CAG, il est introduit dans des filtres gravitaires ou fermés sous pression avant l'étape de la désinfection (OMS, 2017).

- Préoxydation

Elle consiste à éliminer une partie des composés organiques (azote, phosphore...) et minéraux (Fe, Mn, NH₄), responsable de la couleur, des odeurs, des goûts désagréables (CRE, 2002 ; OMS, 2017). Les produits utilisés sont soit l'ozone, le bioxyde de chlore (ClO₂) ou l'hypochlorite de calcium (Ca(ClO)₂) ou de sodium (NaClO).

- **Aération**

L'aération est un procédé qui permet d'augmenter la teneur en oxygène de l'eau et de réduire celle de dioxyde de carbone. C'est aussi un procédé d'oxydation physico-chimique car il met en jeu des phénomènes physiques de transfert d'air (d'oxygène) dans l'eau et éventuellement des réactions chimiques d'oxydation. Elle permet d'éliminer les mauvaises saveurs dues à la présence de gaz initialement dissous dans l'eau tels que l'hydrogène sulfureux (H_2S), l'ammoniac (NH_3) ou certains composés organiques volatils (toluène, éthylbenzène). Elle permet d'oxyder certains composés chimiques dissous tels que le fer, le manganèse en les transformant en hydrates d'oxyde ferrique et manganiques pour les rendre séparables par précipitation. L'aération s'effectue couramment par ruissellement ou projection de l'eau dans l'air : par cascades, pulvérisation, aérateurs rotatifs, tours de contact, mécaniques (CRE, 2002).

2.7.1.1.2. Coagulation-floculation

Les procédés de coagulation-floculation ont pour objectif d'agglomérer les matières en suspension et les colloïdes qui n'ont pu être éliminés par le prétraitement de sorte à permettre leur élimination dans les étapes ultérieures de séparation solide-liquide (Degrémont, 2005).

- **Coagulation**

Elle consiste à détruire les charges électriques négatives portées par les particules en suspension (sables, limons, planctons, débris organiques...) et les matières colloïdales (argiles fines, kystes de protozoaires, bactéries, macromolécules...) présentes dans l'eau (Degrémont, 2005). Cela est réalisé en ajoutant un produit chimique chargé positivement, généralement des sels d'acide fort et de métal lourd trivalent (Degrémont, 2005). Elle permet la déstabilisation des particules colloïdales par la neutralisation des charges électriques (CRE, 2002). Les coagulants utilisés sont : les sels de fer (chlorure ferrique ($\text{FeCl}_3, 6\text{H}_2\text{O}$)), le sulfate ferrique ($\text{Fe}(\text{SO}_4)_3, 9\text{H}_2\text{O}$), les sels d'aluminium (sulfate d'alumine $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3, 18\text{H}_2\text{O}$; aluminat de sodium (NaAlO_3)) et polyelectrolytes (polychlorure d'aluminium de formule $\text{Al}_n(\text{OH})_m\text{Cl}_{3n-m}$).

- **Floculation**

La floculation consiste à l'agglomération et à la précipitation des particules colloïdales en suspension préalablement coagulées (Degrémont, 2005). En effet, le mélange de charges opposées créées en présence du coagulant conduit spontanément à la floculation qui a pour objet de réaliser le mûrissement et l'alourdissement des flocons. Les sels métalliques produisent dans l'eau, des hydrates qui constituent des flocons et qui ramassent au passage les particules en suspension (CRE, 2002).

2.7.1.1.3. Décantation

C'est un procédé physique qui se fait sous l'effet de la gravité juste après l'étape de coagulation/floculation. L'eau obtenue après l'étape précédente rentre dans le bassin de décantation ou de flottation à une vitesse réduite afin d'éviter les turbulences. En fonction du poids des différents floes, ils seront emmenés soit à se déposer au fond du bassin (décantation) soit à flotter dans l'eau (flottation) (CRE, 2002).

2.7.1.1.4. Filtration

La filtration est un procédé physique qui permet de retenir les particules en suspension qui n'ont pas été éliminées lors de l'étape précédente (Degremont, 2005). Elle peut être réalisée sur plusieurs matériaux dont le sable, une membrane, etc. Ce procédé peut être toutefois situé directement après une coagulation (cas des eaux souterraines karstiques) ou après une préoxydation (cas des eaux de surface contenant du fer, du manganèse ou de l'arsenic) (CRE, 2002).

2.7.1.2. Désinfection

Elle consiste à détruire l'ensemble des micro-organismes pathogènes. Le traitement physique utilise les rayons ultraviolets et le traitement chimique utilise les produits tels que le chlore et ses composés (bioxyde de chlore, hypochlorite de calcium ou sodum...), le permanganate de potassium (CRE, 2002).

2.7.1.3. Neutralisation

Elle vise à corriger le pH pour l'amener à l'équilibre calco-carbonique. Le produit utilisé est l'hydroxyde de calcium ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) appelé aussi chaux éteinte. L'eau après avoir subi les étapes précédentes de traitement devient un peu plus acide ; il faut donc la neutraliser. Cette opération consiste donc à relever le pH de l'eau afin de protéger les canalisations et les appareils électroménagers en métal de la rouille et la formation de dépôt (CRE, 2002).

2.7.2. Traitement spécifique des résidus de pesticides dans l'eau

Le traitement de l'eau vise généralement à réduire la concentration de pesticides en dessous des normes de potabilité. Cependant, en cas de contamination importante, les techniques de dépollution utilisées peuvent s'avérer insuffisantes (Rodriguez-Mozaz *et al.*, 2004 ; Klarich *et al.*, 2017). Les stations de traitement d'eau potable conventionnelles sont principalement conçues pour éliminer les nutriments et les particules en suspension dans l'eau (Guillossou *et al.*, 2019), sans être spécifiquement adaptées à l'élimination des pesticides. Ainsi, en présence

de pesticides, l'eau de surface ne subit pas de traitement dédié pour les éliminer. Les pesticides resteront présents dans l'eau fournie à la population (De Souza *et al.*, 2020).

À titre d'exemple, dans l'Iowa aux États-Unis, la station de traitement d'eau suit un processus comprenant le tri, le prétraitement chimique, la sédimentation, le ramollissement à la chaux, la recarbonation, la chloration et la filtration sur sable. Une étude de suivi réalisée par Klarich *et al.* (2017) dans cette station a révélé que la clothianidine et l'imidaclopride persistaient tout au long du traitement. Cependant, le thiaméthoxame a montré une élimination partielle avec une réduction de 40 à 60 % après l'adoucissement à la chaux et la recarbonation. En effet, différentes méthodes de traitement de l'eau de surface présentent des niveaux d'efficacité variables dans la réduction des pesticides dans l'eau d'approvisionnement. Une étude menée par Edder *et al.* (2006) a établi que l'abattement moyen des pesticides dans les eaux potables en France et en Suisse était de 50 à 75 %. Ils ont souligné que seules les stations de traitement très performantes, combinant filtration, charbon activé et ozonation, permettaient un abattement quasi total des pesticides dans l'eau (Figure 13).

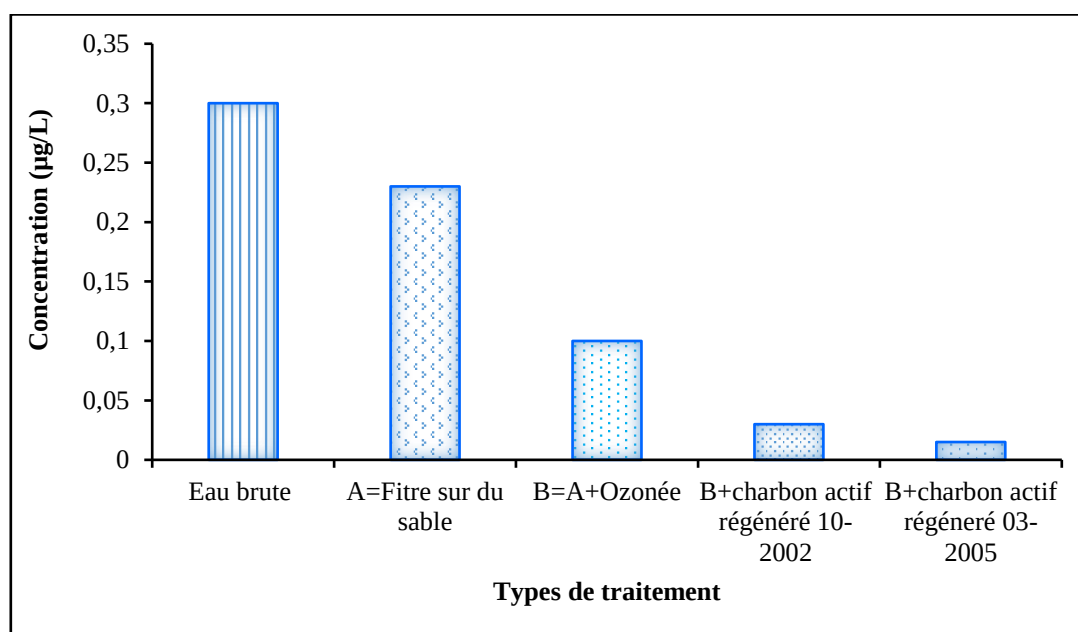


Figure 13. Efficacité de différents types de traitement d'eau potable à retirer les pesticides de l'eau d'alimentation

Source : Edder *et al.* (2006)

Conclusion partielle

Ce chapitre a présenté la problématique liée à la pollution des milieux aquatiques. Elle a eu à synthétiser les polluants liés à la contamination des eaux et des sédiments. Etant donné que la majorité des eaux de surface est destinée à la production d'eau potable, ce chapitre a également montré les différentes étapes de traitement des eaux.

La première partie a présenté le cadre environnemental de la zone d'étude ainsi que quelques notions relatives à la pollution de l'eau de surface destinée à la production d'eau potable.

Le matériel et les méthodes utilisés pour la réalisation de cette étude font l'objet de la deuxième partie.

DEUXIÈME PARTIE : MATÉRIEL ET MÉTHODES

CHAPITRE 3 : MATÉRIEL

Le matériel se compose des données, et des différents outils de collecte, de mesures, et de traitement de ces données.

Les données utilisées dans le cadre de ce travail sont constituées d'images satellitaires, de données d'enquêtes et de données hydrochimiques.

L'image satellitaire utilisée est le modèle numérique de terrain (MNT) de résolution de 30 m, disponible gratuitement sur le site <http://earthexplorer.usgs.gov/>. Elle a permis de réaliser la carte du bassin versant de la zone d'étude.

Les données hydrochimiques et données d'enquêtes ont été recueillies lors des campagnes de terrain et des analyses effectuées en laboratoire.

Les outils utilisés pour la réalisation de ce travail se composent de matériel d'échantillonnage, de matériel de laboratoire et de logiciels de traitement des données.

3.1. Données

3.1.1. Image satellitaire

L'image satellitaire utilisée est le modèle numérique de terrain (MNT) de résolution de 30 m, disponible gratuitement sur le site <http://earthexplorer.usgs.gov/>. Elle a permis de réaliser la carte du bassin versant de la zone d'étude versant de la zone d'étude.

3.1.2. Données hydrochimiques

Les données Les données hydrochimiques utilisées dans le cadre de cette étude proviennent des résultats d'analyses physico-chimiques et chimiques d'échantillons d'eau et de sédiments obtenus après une série de quatre (4) campagnes de prélèvement. Ces données incluent les résultats des paramètres physico-chimiques, des paramètres indicateurs de pollution organique, des éléments traces métalliques (ETM), des résidus de pesticides dans l'eau et des ETM dans les sédiments. Ces campagnes ont eu lieu en août 2021 (petite saison sèche : PSS), en novembre 2021 (petite saison pluvieuse : PSP), en mars 2022 (grande saison sèche : GSS) et en juillet 2022 (grande saison pluvieuse : GSP).

Une cinquième campagne de prélèvement des échantillons d'eau du barrage de Fayé, effectuée en juillet 2023, a servi pour les essais en laboratoire, puis pour la détermination des paramètres organoleptiques, physico-chimiques, des paramètres indicateurs de pollution organique, des éléments traces métalliques (ETM) et des résidus de pesticides dans l'eau brute et traitée.

3.1.3. Données d'enquête

Les enquêtes se sont déroulées sur le bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé, une zone profondément affectée par les activités halieutiques, agropastorales et agroindustrielles. Dans le but de prendre en compte les principaux acteurs de ce bassin versant, une enquête de terrain a été réalisée auprès de ces derniers afin de collecter des informations sur les pratiques culturelles et les types de pesticides utilisés dans la région. Cette enquête a eu lieu en mars et avril 2021.

Suite à cette collecte d'informations sur les pesticides, ces substances ont été recherchées dans les eaux afin d'évaluer leur impact sur la qualité chimique des eaux.

3.2. Outils

Les outils ayant servis à la réalisation de ce travail sont repartis en matériel d'échantillonnage, de laboratoire et de traitement des données.

3.2.1. Matériel d'échantillonnage et de mesures *in situ*

Pendant la collecte, des fiches d'enquête ont été employées pour recueillir des informations sur les pratiques culturelles et les types de cultures utilisant des produits phytosanitaires (Annexe 2). Un GPS Garmin Etrex 20 a permis la géolocalisation des sites d'enquête et des stations d'échantillonnage (Figure 14a), tandis qu'un appareil photo numérique a été utilisé pour capturer des images du terrain (Figure 14b). Un bloc-notes a servi à enregistrer les coordonnées et les valeurs des paramètres physico-chimiques mesurés *in situ* (Figure 14c). Pour le déplacement sur le cours d'eau, une embarcation artisanale motorisée a été employée (Figure 14d).

Concernant les mesures, un turbidimètre HACH 2100Q a été utilisé pour déterminer la turbidité de l'eau (Figure 14e). Un multiparamètre portatif HACH LANGE HQ40D (Figure 14f) a permis la mesure de plusieurs paramètres, notamment le pH, la température, la conductivité électrique et l'oxygène dissous. Un spectrophotomètre HACH DR 1900 a servi à mesurer *in situ* la couleur de l'eau (Figure 14g).

Les échantillons d'eau ont été prélevés à l'aide d'une bouteille Niskin (Figure 14h) puis conditionnés dans des flacons en polyéthylène de 1 L (Figure 14i) destinés aux analyses des éléments traces métalliques, des sels nutritifs et des matières organiques. Pour les analyses des résidus de pesticides, des bouteilles en verre ambré d'une capacité de 1 L ont été utilisées (Figure 14j). Les sédiments de fond de la retenue ont été prélevés à l'aide d'une benne Van

Veen (Figure 14k), recueillis avec une spatule, puis conditionnés dans des sacs en plastique (Figure 14l).

Tous les échantillons collectés ont été étiquetés à l'aide d'un ruban adhésif, marqués et conservés dans des glacières contenant de la carboglace (Figure 14m). Ils ont ensuite été transportés dans différents laboratoires pour analyse.

Par ailleurs, des bouteilles de 20 L (Figure 14n) ont été utilisées pour recueillir des échantillons composites d'eau, qui ont été immédiatement transportés pour les analyses et les essais en laboratoire.

 (a) : GPS	 (b) : Appareil photo	 (c) : Bloc-notes
 (d) : Embarcation motorisée	 (e) : Turbidimètre	 (f) : Multiparamètre
 (g) : Spectrophotomètre DR 1900	 (h) : Bouteille Niskin	 (i) : Flacon en polyéthylène
 (j) : Bouteilles en verre	 (k) : Benne Van Veen	 (l) : Sacs plastiques
 (m) : Glacière à carboglace	 (n) : Bouteilles de 20 L	

Figure 14. Quelque matériel d'échantillonnages et de mesures *in situ*

3.2.2. Matériel d'analyses au laboratoire

La détermination des paramètres a exigé l'utilisation d'un spectrophotomètre UV-VIS HACH DR 6000, employé pour le dosage des sels nutritifs et organiques (Figure 15a). Le spectrophotomètre d'émission par plasma à couplage inductif (ICP), quant à lui, a permis de quantifier les éléments traces métalliques (ETM) présents dans l'eau et les sédiments (Figure 15b). Un chromatographe HPLC de type JASCO LC-4000 a été utilisé pour déterminer les concentrations des pesticides dans les échantillons (Figure 16b).

Une balance a servi à mesurer les produits (sulfates d'aluminium, hypochlorite de calcium) utilisés dans le traitement des eaux (Figure 15c).

Des verreries (éprouvettes, burettes, erlenmeyers) ont été utilisées pour les mesures et essais en laboratoire (Figure 15d). Des pipettes Tensett de 0,1 à 1 mL et de 1 à 10 mL ont servi à prélever les quantités nécessaires de sulfate d'aluminium et d'hypochlorite de calcium lors des essais en laboratoire (Figure 15e). Des flacons de 1 L ont été utilisés pour les essais de demande en chlore dans le traitement des eaux (Figure 15f). Le jar-test a été réalisé à l'aide d'un flocculateur à 6 agitateurs (Flocculateur GLT4 6 Postes) (Figure 15g). Concernant le filtrage de l'eau après le jar-test, des filtres à papier FILTER-LAB (185 mm) ont été utilisés (Figure 15h). Des produits chimiques et matériaux filtrants ont été employés lors des essais au laboratoire (Figure 15i).



Figure 15. Quelque matériel d'analyses au laboratoire

3.2.3. Logiciels de traitement de données

Le traitement des données collectées a impliqué l'utilisation d'un micro-ordinateur, sur lequel étaient installés les logiciels nécessaires à cette étude. Le logiciel Sphinx Plus2 5.0 a été utilisé pour l'élaboration des fiches d'enquêtes. Quant à Excel 2016 et RStudio, ils ont servi respectivement à l'organisation des données et à la réalisation des graphiques. Les traitements statistiques des données hydrochimiques ont été réalisés avec Statistica 7.1. Pour la création des cartes thématiques, ArcGIS 10.2 a été utilisé.

Conclusion partielle

La réalisation de cette étude a nécessité plusieurs données, notamment l'image satellitaire, des données d'enquêtes, des données hydrochimiques des eaux et de sédiments. Elles ont été obtenues sur le terrain et au laboratoire à l'aide d'un matériel approprié. L'exploitation de toutes ces données a nécessité un ensemble de logiciel de traitement et de diverses méthodes, présentées au chapitre 4.

CHAPITRE 4 : MÉTHODES

Ce chapitre présente les méthodes utilisées pour la réalisation de cette étude. Il s'agit des méthodes d'évaluation de la variation spatio-temporelle de la qualité chimique de l'eau, de l'évaluation de l'impact des produits phytosanitaires sur la qualité de l'eau, ainsi que des méthodes de détermination du niveau de contamination métallique dans les sédiments et du risque écotoxicologique du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé. Ce chapitre décrit également les méthodes de proposition d'un système d'élimination des polluants des eaux au cours du traitement.

4.1. Echantillonnage

4.1.1. Choix des stations

Le choix des stations est basé sur la méthode de jugement (Tauw Environnement et Ophrys, 2001) selon la norme ISO 5667-6 (ISO, 2005). Le choix des sites a tenu compte des zones d'activités anthropiques et la zone envisagée pour l'implantation de l'exhaure.

Les campagnes ont permis de relever treize (13) stations pour les échantillons d'eau, collectés à l'aide de bouteilles stériles, afin d'évaluer la variation spatio-temporelle de la qualité chimique de l'eau et l'impact des produits phytosanitaires. Douze (12) stations pour les échantillons de sédiments, prélevés avec une benne Van Veen, ont servi à déterminer le niveau de contamination métallique et le risque écotoxicologique dans le fleuve San-Pédro au niveau du

barrage de Fayé (Tableau IX). Aucun échantillon de sédiments n'a été prélevé au point S1 en raison de la présence de roches, rendant l'utilisation de la benne Van Veen impossible.

De P5 à P13, neuf (9) stations d'échantillonnage d'eau ont fait l'objet de prélèvements, suivis d'essais en laboratoire comprenant des analyses chimiques, afin de proposer un système d'élimination des polluants lors du traitement des eaux.

Les prélèvements ont été réalisés sur le cours d'eau principal, son affluent (Palabod) et la retenue du barrage.

Tableau IX. Caractéristiques des sites d'échantillonnages des eaux et de sédiments

Sites de	Stations		Coordonnées géographiques		Description
	(eau)	(sédiment)	Longitudes (m)	Latitudes (m)	
Rivière Palabod	P1		751992	568151	Avant les champs de SAPH
Fleuve San-Pédro	P2	S2	761876	566687	Rivière Gôh
	P3	S3	762012	564928	Prise d'eau SAPH
	P4	S4	762053	563893	Rejet SAPH)
	P5	S5	760643	554244	Amont du barrage (Entrée de la retenue du barrage)
	P6	S6	759292	553136	Pêche et champ de cacao
Retenue du barrage de Fayé	P7	S7	760090	552676	Pêche
	P8	S8	761209	552451	Habitation et usages domestiques
	P9	S9	759044	552206	Pêche (Future exhaure SODECI)
	P10	S10	760671	551325	Pêche
	P11	S11	760257	550202	Après turbine CIE
Fleuve San-Pédro	P12	S12	760326	550131	Turbine CIE
	P13	S13	760280	550086	Aval du barrage (déversoir)

4.1.2. Prélèvement des échantillons d'eau et de sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

Les approches méthodologiques d'échantillonnage utilisées dans cette étude sont les méthodes ponctuelle et composite. La méthode ponctuelle a été utilisée pour les échantillons d'eau et de sédiments (Figure 16) recueillis en quatre campagnes dans les quatre saisons climatiques (août et novembre 2021, mars et juillet 2022) respectivement en PSS, PSP, GSS et GSP. Cette méthode a permis d'évaluer la variation spatio-temporelle de la qualité chimique de l'eau, l'impact des produits phytosanitaires sur cette qualité, ainsi que de déterminer le niveau de contamination métallique des sédiments et le risque écotoxicologique du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé.

Les échantillons d'eau ont été prélevés à l'aide d'une bouteille Niskin, et ont été recueillis dans des bouteilles en verre brun et en polyéthylène d'une capacité de 1 L rincées au préalable avec l'eau à prélever. Ils ont été remplis d'eau à ras bord, puis fermés hermétiquement en évitant qu'ils ne contiennent des bulles d'air (ISO N°5667-6, 2005). Les échantillons de sédiments ont été prélevés à l'aide d'une benne Van Veen, recueillis à l'aide d'une spatule et mis dans des sacs plastiques. Pour éviter toute contamination éventuelle des sédiments, seules les parties qui n'ont pas été en contact avec la benne ont été prélevées.

Les échantillons ont été numérotés et conservés dans une glacière à carboglace à 4 °C, puis transportés dans les différents laboratoires pour la détermination des paramètres chimiques.

Relativement à la méthodologie d'échantillonnage composite, celle-ci a été appliquée en juillet 2023, lors de la cinquième campagne de prélèvement, et a concerné les eaux de la retenue du barrage de Fayé dans neuf (9) stations, de P5 à P13. Les échantillons ont été prélevés dans chaque station, puis regroupés dans un flacon de 20 L, avant de faire l'objet d'essais immédiats en laboratoire.

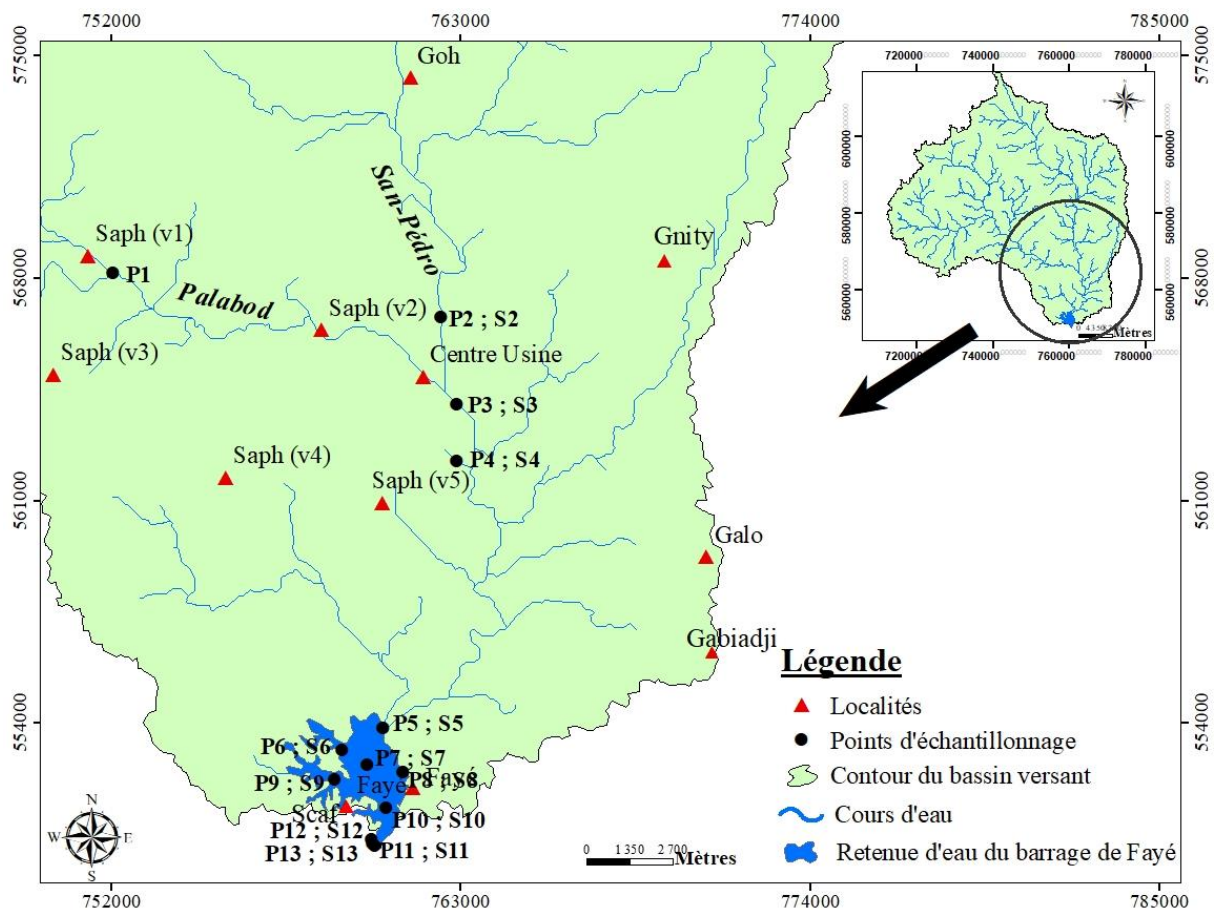


Figure 16. Carte de répartition des stations d'échantillonnage d'eau et de sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

P : échantillon d'eau ; S : échantillon de sédiments

4.2. Evaluation spatio-temporelle de la qualité chimique de l'eau du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

4.2.1. Mesures *in situ*

Les paramètres tels que la température ($T^{\circ}\text{C}$), l'oxygène dissous (OD), le potentiel d'hydrogène (pH) et la conductivité électrique (CE) ont été mesurés à l'aide d'un multi-paramètre HACH LANGE HQ40D *in situ* par potentiométrie qui consiste à introduire la sonde de l'électrode dans l'eau et lire les valeurs affichées. La lecture des mesures des différents paramètres est effectuée une fois les valeurs stabilisées. La mesure de la turbidité (Turb) est effectuée à l'aide du turbidimètre HACH 2100Q selon la méthode néphélométrique. Ces paramètres sont particulièrement sensibles aux conditions environnementales et peuvent varier considérablement s'ils ne sont pas mesurés sur le site.

4.2.2. Analyse des échantillons d'eau au laboratoire

Au laboratoire du Centre de Recherches Océanologiques (CRO), les paramètres qui ont été déterminés dans les eaux sont les sulfatés (SO_4^{2-}), les composés azotés (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+) et l'ortho-phosphate (PO_4^{3-}). La demande biochimique en oxygène en cinq jours (DBO_5), la demande chimique en oxygène (DCO) et le carbone organique total (COT) ont été déterminés au Centre Anti-pollution (CIAPOL). Les cations majeurs que sont le calcium (Ca^{2+}), le magnésium (Mg^{2+}), le sodium (Na^+), le potassium (K^+), les métaux lourds indésirables (le fer (Fe), le manganèse (Mn), le cuivre (Cu), le zinc (Zn)) et les métaux lourds toxiques (l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le plomb (Pb), le mercure (Hg), le nickel (Ni)) ont été déterminés au laboratoire Environnement et Agroalimentaire (ENVAL). Au total, vingt-deux (22) paramètres chimiques ont été déterminés dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé selon les méthodes présentées dans le tableau X.

Tableau X. Méthodes de dosage des paramètres chimiques dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

Paramètres	Référence de la méthode	Méthode d'analyse
SO ₄ ²⁻	NF T90-040 (1986) (AFNOR, 1994)	Méthode spectrométrie d'absorption moléculaire
NO ₂ ⁻	NFT90-013 (1993)	
NO ₃ ⁻	NF T90-045 (1989) (AFNOR, 1994)	
NH ₄ ⁺	NF T90-015 (1975) (AFNOR, 1994)	
PO ₄ ³⁻	NF T90-023 (1982) (AFNOR, 1994)	
DBO ₅	NF EN ISO 8467 (1995) (Rodier <i>et al.</i> , 2009)	Ensemencement avec dilution (manométrie)
DCO	NF T90-101 (ISO) 2001. (CEAEQ, 2016)	Reflux en système fermé suivi d'un dosage par colorimétrie avec le bichromate de potassium
COT	NF EN ISO 8467 (1995) (CEAEQ, 2003)	Oxydation thermique (oxydation par persulfate et rayons UV – dosage par spectrophotométrie infrarouge)
Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺ , K ⁺ , Fe, Mn, Cu, Zn, As, Cd, Cr, Pb, Hg, Ni	ISO 22036 : 2008	ICP-AES

ICP-AES : Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy en anglais ou spectrométrie d'émission atomique à plasma induit en français.

- Mode opératoire de dosage des sels nutritifs

Le mode opératoire du dosage des paramètres chimiques tels que SO₄²⁻, NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, PO₄³⁻ est consigné en annexe 1.

- Protocole d'analyse de la demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO est dosée selon la méthode de reflux en système fermé suivi d'un dosage par colorimétrie avec le bichromate de potassium selon le Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (CEAEQ, 2016 ; 2023). Le principe est basé sur l'oxydation de la matière organique présente dans l'échantillon. Ce processus se déroule par chauffage à reflux en milieu fortement acide, en présence d'une quantité déterminée de dichromate de potassium dans une éprouvette hermétique. La matière organique oxydable réagit avec le dichromate de potassium, entraînant un changement de couleur dont l'absorbance est directement proportionnelle à la quantité de dichromate de potassium consommée. Elle se mesure en

équivalent d'oxygène. Le procédé consiste à utiliser d'abord la solution de digestion pour la méthode à haut niveau (domaine d'application se situe entre 80 et 800 mgO₂/L). Lorsque la concentration obtenue pour un échantillon est inférieure à 80 mgO₂/L, on refait la digestion en utilisant la méthode à bas niveau (domaine d'application se situe entre 5 et 100 mgO₂/L). Pour la première méthode, elle est constituée de réactifs combinés (environ 10,20 g de K₂Cr₂O₇ préalablement séché à 105 °C pendant deux (2) heures, 500 mL d'eau et 167 mL de H₂SO₄, concentré). Le réactif combiné réalisé est homogénéisé aussitôt par agitation et après un temps de refroidissement, le volume est complété à 1000 mL avec de l'eau distillée. Quant à la seconde méthode, elle consiste à verser 100 mL de la solution de digestion pour la méthode à haut niveau dans 800 mL d'eau et à compléter à 1 000 mL avec de l'eau distillée. Le dosage a consisté à ajouter 1,5 mL de la solution de digestion à la prise d'essai (2,5 mL). L'absorbance est mesurée au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 600 nm pour la méthode à haut niveau et à 420 nm pour l'autre méthode. Les résultats d'analyse sont traités par un système informatisé de traitement de données, qui convertit les mesures de transmittance en absorbance. À partir de ces données, une courbe d'étalonnage linéaire est établie en utilisant les mesures d'absorbance et les concentrations des solutions étalons. La concentration de la demande chimique en oxygène est exprimée en mgO₂/L selon l'équation 1 (CEAEQ, 2016 ; 2023) suivante :

$$C = A \times F \quad (\text{Équation 1})$$

Où :

- C : concentration de la demande chimique en oxygène dans l'échantillon (mgO₂/L) ;
- A : concentration de la demande chimique en oxygène dans la solution dosée (mgO₂/L) ;
- F : facteur de dilution, si nécessaire.

- Protocole d'analyse de la demande biochimique en oxygène pendant cinq jours (DBO₅)

La méthode de mesure de la DBO₅ s'appuie sur la méthode manométrique, qui repose sur le principe du respiromètre de Warburg. Cela implique une mesure directe de la respiration de la biomasse à l'aide d'un appareil manométrique. Le protocole d'analyse peut être résumé comme suit : dans des flacons à bouchons rodés, on ajoute successivement la quantité d'eau désirée (fonction de la valeur de la DCO, Tableau XI) mesurée avec un ballon jaugé de trop-plein, un barreau aimanté et une pincée de l'allyle thio-urée (C₄H₈N₂S). Cette dernière substance permet d'inhiber la nitrification en raison de la consommation d'oxygène résultant de l'oxydation des dérivés ammoniacaux et des nitrites en nitrates. Ensuite, on met deux pastilles d'hydroxyde de potassium dans chaque bouchon intérieur (noir) pour piéger le CO₂ formé pendant l'oxydation

de matière organique, puis le bouchon est vissé sans fermer hermétiquement et on actionne le système d'agitation à 20 °C. Après une période de 30 minutes pour permettre l'établissement de l'équilibre, le flacon est fermé hermétiquement avec un bouchon équipé d'un capteur de pression (Oxytop). Ensuite, l'appareil de mesure est placé dans un réfrigérateur maintenu à 20 °C. Pendant les 5 jours suivants, on surveille la consommation d'oxygène, ce qui se traduit par une diminution de la pression d'air. Chaque flacon est muni d'un manomètre qui enregistre la dépression provoquée par la consommation de l'O₂ et la fixation du CO₂ (Rodier *et al.*, 2009). Enfin, la mesure est corrigée en appliquant un facteur correctif dépendant de la quantité d'échantillon prélevée et de la plage de mesure souhaitée. La valeur réelle est déterminée en appliquant l'équation 2 suivante :

$$\text{DBO}_5 = \text{Valeur lue} \times \text{facteur} \quad (\text{Équation 2})$$

Tableau XI. Facteur de conversion de la DBO₅ en fonction du volume de prise d'essai

Portée de mesure DCO	Quantité (mL)	Facteur
0 - 40	432	1
0 - 80	365	2
0 - 200	250	5
0 - 400	164	10
0 - 800	97	20
0 - 2000	43,5	50
0 - 4000	22,7	100

- Mode opératoire de dosage du carbone organique total (COT)

La méthode de mesure du COT est la méthode d'oxydation par persulfate (CEAEQ, 2003). Pour le dosage du COT, l'échantillon a été filtré sur une membrane de 0,45 µm avant d'acidifier cet échantillon. Le carbone organique a été dosé avec un analyseur de carbone. La solution étalon de 100 mgC/L pour standardiser l'instrument a été utilisée. Ainsi, les échantillons ont été analysés aux rayons UV par spectrophotométrie infrarouge. Si les résultats sont inférieurs à 10 mgC/L, une nouvelle standardisation de l'instrument est effectuée en utilisant une solution étalon de 10 mgC/L. Les résultats d'analyse sont générés à l'aide d'un système informatisé de traitement de données selon l'équation 3 (CEAEQ, 2003) suivante :

$$C = \left(A - \left[\left(\frac{E-A}{E} \right) \right] \times B \right) \times F \quad (\text{Équation 3})$$

Les résultats sont exprimés en mg/L de carbone organique total, en prenant en considération, le cas échéant, le facteur de dilution.

Où :

- C : concentration du carbone organique total présent dans l'échantillon (mg/L) ;
- A : concentration du carbone organique total contenu dans la solution dosée (mgC/L) ;
- F : facteur de dilution si nécessaire ;
- E : concentration maximale de l'échelle utilisée (mgC/L) ;
- B : valeur obtenue avec l'eau distillée (blanc) (mgC/L).

- **Protocole d'analyse des éléments traces métalliques (ETM)**

Les métaux lourds ont été analysés par spectrométrie d'émission atomique (ICP-AES) dont la source est un plasma généré par couplage inductif selon la norme ISO 22036 : 2008. Un balayage des métaux lourds a été réalisé.

Principe

La spectroscopie d'émission atomique avec plasma couplé par induction (ICP-AES) est une technique d'analyse multi-élémentaire à haut potentiel. Elle repose sur la mesure des radiations émises par les atomes excités ou ionisés. Le rayonnement émis est caractéristique à chaque élément et son intensité est proportionnelle à sa concentration. Pour être excité, l'échantillon est d'abord nébulisé sous argon, puis injecté dans une torche plasma où l'application d'un champ issu d'un générateur radio-fréquence permet la création d'un plasma. Les températures atteintes par le plasma sont de l'ordre de 5 000 à 10 000 °K.

Conditions d'analyse

Les eaux sont préalablement filtrées et acidifiées. Dans les cas d'échantillons contenant des matières en suspension ou pour des sédiments une mise en solution est nécessaire.

4.2.3. Caractérisation des paramètres physico-chimiques et chimiques de l'eau brute

Les résultats des analyses physico-chimiques et chimiques ont été soumis à une analyse statistique sommaire pour une meilleure exploitation des données. Elle a consisté d'abord à étudier les valeurs extrêmes (minima et maxima), la valeur centrale (la moyenne) et le paramètre de dispersion (écart-type) de ces valeurs. L'étude s'est ensuite basée sur l'analyse des paramètres physico-chimiques et des paramètres chimiques (les paramètres de pollutions organiques et les éléments traces métalliques).

Enfin, l'estimation de la qualité physico-chimique et chimique a consisté à comparer les valeurs obtenues pour chaque paramètre analysé aux valeurs guides du Journal Officiel de la

République Française (JORF) n°31 du 06 décembre 2007 texte n° 17 (Rodier *et al.*, 2009) modifié par le décret n°2022-1720 du 29 décembre 2022– article 1 et mise vigueur le 1^{er} janvier 2023. Ces valeurs guides sont la référence aux concentrations maximales du JORF pour les eaux de surface destinées à la production d'eau potable.

Le coefficient de variation (CV) a été utilisé pour évaluer le degré de variation spatiale relative entre les éléments d'un ensemble de données. En général, plus le coefficient de variation est élevé, plus la variation relative est importante (Yapo *et al.*, 2007) :

- si $CV < 2\%$, les mesures sont très homogènes ;
- si $2\% < CV < 30\%$, les mesures sont homogènes ;
- si $CV > 30\%$, les mesures sont hétérogènes.

Le test de Freidman a été utilisé pour voir les distributions significatives entre les quatre saisons (GSS, GSP, PSS, PSP). Si la *p-value* (*p*) est inférieure au seuil 5%, alors il existe au moins une différence significative entre les saisons, alors les mesures sont hétérogènes.

4.2.4. Détermination des mécanismes d'acquisition de la minéralisation des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

4.2.4.1. Analyse en Classification Ascendante Hiérarchique

L'analyse de Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) (en anglais : Cluster Analysis), implique diverses techniques statistiques visant à identifier des regroupements naturels ou des structures au sein des données. Elle est appliquée aux données chimiques dans le but d'extraire les associations correspondant à différents processus qui contrôlent la chimie de l'eau, de classer la chimie des eaux en des groupes logiques qui peuvent être interprétés en termes de types d'aquifères, des temps de résidence des eaux de subsurface et l'entrée anthropogénique sur la chimie des eaux souterraines (Adomako *et al.*, 2011). Selon Hussein (2004), l'analyse CAH repose 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 4 :

$$K_{ij} = \frac{(X_{ij}-X)}{S_{ic}} \quad (\text{Équation 4})$$

Où :

- K_{ij} est la valeur normale de X_{ij} pour la *i*ème variable du *j*ème individu ;
- X est la moyenne de la *i*ème variable ;
- S_{ic} l'écart type.

La méthode utilisée donne un poids égal à chaque variable. Ainsi, la mesure de similarité est tout simplement la distance définie dans un espace euclidien. La distance entre deux individus (j, k) est donnée par l'équation 5 :

$$d_{ij} = \left[\sum_{i=1}^N (K_{jk} - K_{ik})^2 \right]^{\frac{1}{2}} \quad (\text{Équation 5})$$

Où :

- K_{ik} : représente la K ième variable mesurée sur l'objet i ;
- K_{jk} : K ième variable mesurée sur l'objet j .

En effet, le groupe d'individus est déterminé suivant la distance d'agrégation qui est de 50% ou 60% de l'information recherchée. Les résultats sont donc représentés sous forme d'un dendrogramme, soit horizontal, soit vertical, qui classe les observations ou les variables en groupes ou sous-groupes partageant des caractéristiques similaires. Cette méthode facilite le regroupement des observations ou des variables en fonction de leurs similarités ou de leurs dissimilarités.

4.2.4.2. Analyse en Composantes Principales Normées

L'Analyse en Composantes Principales Normées (ACPN) est une approche statistique multidimensionnelle permettant de synthétiser les informations dans le but de comparer les systèmes entre eux. Elle est adaptée pour expliquer d'une part les ressemblances chimiques entre les différentes eaux et/ou les différents pôles d'acquisition de la minéralisation et d'autre part les variables qui gouvernent ces mécanismes (Biémi, 1992 ; Hussein, 2004 ; Ahoussi *et al.*, 2019). C'est une technique qui permet de prendre en compte un grand nombre de variables et d'échantillons. La majeure partie de la variance exprimée par ces descripteurs est réduite à quelques plans factoriels. Elle a fait l'objet de plusieurs applications dans l'étude hydrochimique (Yidana *et al.*, 2006 ; Eblin *et al.*, 2014 ; Ahoussi *et al.*, 2016 ; Akatumbila *et al.*, 2016 ; Orou *et al.*, 2016).

Les analyses ont porté sur 27 paramètres ou variables que sont : pH, T°C, O₂, la CE, Turb, SO₄²⁻, NO₂⁻, NO₃⁻, PO₄³⁻, NH₄⁺, DBO₅, DCO, COT, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, Fe, Mn, Cu, Zn, As, Cd, Cr, Pb, Hg, Ni.

Pour la caractérisation des paramètres, les composants statistiques nécessaires sont la matrice de corrélation, les valeurs propres des facteurs, les cercles de communauté et les graphes des individus.

- **Matrice de corrélation (corrélation de Pearson)**

Elle donne la liaison existante entre toutes les variables prises deux à deux. Il existe une forte corrélation entre deux variables lorsque le coefficient de corrélation (r) est statistiquement significatif au seuil de 5%. Dans cette étude, le seuil de significativité est de 6% par choix spécifique au domaine.

- **Valeurs propres des facteurs**

Elles permettent d'apprécier la variance exprimée par chaque facteur ; c'est-à-dire l'importance de l'information représentée par l'axe factoriel comparativement aux autres.

- **Cercles de communauté**

L'analyse du cercle de communauté permet de dégager le regroupement des variables étudiées pour identifier les phénomènes prépondérants.

Dans une étude donnée, l'Analyse en Composantes Principales Normées (ACPN) est considérée comme valide uniquement lorsque les plans factoriels fournissent plus de 70% d'informations, selon Biémi (1992). En dessous de cette valeur, on considère que l'étude n'a pas tenu compte d'une grande quantité d'informations utiles qui restent cachées.

4.2.5. Evaluation de la qualité de l'eau du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

Trois indices relatifs à la qualité des eaux de consommation ou destinées à la production d'eau de consommation ont été calculés pour évaluer la qualité globale de l'eau. Il s'agit de l'indice de pollution organique (IPO), l'indice de pollution métallique (HPI : Heavy metal Pollution Index) et l'indice de qualité de l'eau (IQE).

4.2.5.1. Calcul d'indice de pollution organique des eaux

Le renseignement sur la dégradation de la qualité de l'eau attribuée aux activités anthropiques nous amène à évaluer le niveau de pollution organique en utilisant la méthode de l'Indice de Pollution Organique (IPO). Cet indice s'obtient au moyen des concentrations de NH_4^+ , de DBO_5 , de PO_4^{3-} et de NO_2^- (Leclercq & Maquet, 1987). Le principe consiste à répartir les valeurs de quatre (04) éléments polluants en cinq (05) classes (Tableau XII) et à déterminer, à partir de ses propres mesures, le numéro de classe correspondant pour chaque paramètre, puis calculer la moyenne. Ces valeurs obtenues sont réparties en 5 niveaux de pollution (Leclercq & Maquet, 1987). L'IPO est également classifié selon le tableau XII.

Tableau XII. Grille des classes de l'Indice de Pollution Organique

Classes	NH ₄ ⁺ (mg/L)	DBO ₅ (mgO ₂ /L)	PO ₄ ³⁻ (µg/L)	NO ₂ ⁻ (µg/L)	Classe de qualité	Pollution organique
5	<0,1	<2	<15	<5	4,6-5,0	Nulle
4	0,1-0,9	2,1-5	16-75	6-10	4,0-4,5	Faible
3	1-2,4	5,1-10	76-250	11-50	3,0-3,9	Modérée
2	2,5-6	10,1-15	251-900	51-150	2,0-2,9	Forte
1	>6	>15	>900	>150	1,0-1,9	Très forte

Source : Leclercq & Maquet (1987)

En d'autres termes IPO se détermine en faisant la moyenne des numéros de classe pour chaque paramètre selon l'équation 6 suivante :

$$\text{IPO} = (\sum_{k=0}^i (\text{Ck}, \dots \text{Ci}) / n) \quad (\text{Équation 6})$$

Où :

- IPO : indice de pollution organique ;
- C : la concentration du ième paramètre ;
- n : nombre de paramètres étudiés.

L'IPO permet de fournir de manière concise une évaluation du niveau de pollution organique existante aux points de prélèvements ou de façon globale.

4.2.5.2. Calcul de l'indice de pollution métallique des eaux

L'évaluation de la pollution métallique consiste à calculer l'indice de pollution des métaux lourds (HPI : Heavy metal Pollution Index). Le HPI, proposé par Mohan *et al.* (1996), est un outil très utile pour évaluer la pollution globale des masses d'eau par les éléments traces métalliques (ETM), comme indiqué par Prasad & Bose (2001), Edet & Offiong (2003), El-Hamid & Hegazy (2017) et Giri & Singh (2019). Cette méthode repose sur une échelle de notation pondérée, développée en deux étapes :

- la première consiste à établir une échelle de notation pour chaque pondération associée au paramètre sélectionné et ;
- la deuxième étape permet d'établir le paramètre de pollution sur lequel l'indice est basé.

Le système de notation est une valeur arbitraire comprise entre zéro et un, et sa sélection dépend de l'importance des considérations de qualité individuelle de manière comparative. Elle peut également être évaluée en rendant les valeurs inversement proportionnelles à la norme recommandée (Si) pour le paramètre correspondant (Prasad & Bose, 2001).

Le calcul de HPI est donné par l'équation 7 :

$$\text{HPI} = \frac{\sum_{i=0}^n Q_i \times W_i}{\sum_{i=0}^n W_i} \quad (\text{Équation 7})$$

D'où :

$$Q_i = \left(\frac{V_i}{S_i} \right) \times 100 \quad (\text{Équation 8})$$

et

$$W_i = \frac{k}{S_i} \quad (\text{Équation 9})$$

Ou :

- Q_i : l'indice du ième paramètre ;
- W_i : la pondération du ième paramètre ;
- V_i : la valeur contrôlée du ième paramètre dans l'eau en mg/L ;
- K : la constante de proportionnalité qui est égale à 1 ;
- S_i : la valeur standard du ième paramètre (le directif adopté est la valeur guide JORF des eaux brutes destinée à la consommation humaine) ;
- n : le nombre de paramètres.

L'HPI est classifié selon le tableau XIII. Selon Prasad *et al.* (2014), la valeur critique de l'indice de pollution par les ETM est de 100.

Tableau XIII. Intervalles de l'indice de pollution par les ETM

Intervalles	Catégories de pollution
HPI < 100	Risque faible
HPI = 100	Risque seuil
HPI > 100	Risque élevé

Source : Prasad *et al.* (2014)

4.2.5.3. Calcul d'indice de la qualité des eaux (IQE) brutes du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

La qualité des eaux pour l'usage domestique ou la consommation humaine dépend étroitement de la présence de substances et/ou de paramètres physico-chimiques et chimiques dans ces eaux. La méthode utilisée pour l'évaluation de la qualité globale de l'eau est l'Indice de la Qualité de l'Eau (IQE). L'IQE a été initialement conçu par Brown *et al.* (1970). Selon les rapports de l'OMS (2017), l'utilisation de l'IQE aide à clarifier l'effet combinatoire de chaque paramètre ainsi que tous les paramètres qualitatifs sur la qualité de l'eau de surface en vue de sa potabilisation. Cet indice constitue une méthode de classification de la qualité de l'eau, basée sur la comparaison des paramètres de qualité avec les normes internationales ou nationales

(Talhaoui *et al.*, 2020). L'IQE simplifie la représentation de grandes quantités de données sur la qualité de l'eau en utilisant des termes simples tels qu'excellente, bonne, mauvaise, très mauvaise et impropre ou non potable, comme indiqué dans le Tableau XIV (Aher *et al.*, 2016).

Tableau XIV. Classification et usage possible de l'eau selon l'IQE

Classe IQE	Type d'eau et couleur	Usage possible
[0 - 25[	Excellente qualité	Eau potable, irrigation, industrie
[25 - 50[	Bonne qualité	Eau potable, Irrigation, industrie
[50 - 75[	Mauvaise qualité	Irrigation, industrie
[75 - 100[	Très mauvaise qualité	Irrigation
[100 ; +∞ [	Impropre ou eau non potable	Traitement approprié requis avant usage

Source : Aher *et al.* (2016)

Les paramètres que sont T°C, pH, OD, CE, turb, SO_4^{2-} , NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , DBO_5 , DCO, COT, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Fe, Mn, Cu, Zn, As, Cd, Cr, Pb, Hg et le Ni ont été utilisés pour calculer l'Indice de Qualité de l'Eau (IQE). La comparaison des paramètres dans cette étude s'est faite à partir des directives des eaux de surface selon la réglementation du JORF. Elle consiste à multiplier chaque paramètre standardisé par son poids relatif de pondération et additionner les résultats obtenus pour produire un indice de qualité. Cet indice est exprimé par l'équation 10 (Brown *et al.*, 1970 ; Talhaoui *et al.*, 2020) :

$$\text{IQE} = \frac{\sum_{i=1}^n Q_i \times W_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad (\text{Équation 10})$$

Où :

- W_i correspond à la valeur numérique appelée poids relatif des paramètres. Cet indice est calculé suivant la méthode de l'indice arithmétique pondéré (Yidana & Yidana, 2010 ; Bhuiyan *et al.*, 2016). Dans cette approche, il est calculé selon l'équation 11 suivante :

$$W_i = \frac{k}{S_i} \quad (\text{Équation 11})$$

Avec :

- k : la constante de proportionnalité et est calculée à l'aide de l'équation 12 :

$$k = \left(\frac{1}{\sum_{i=1}^n S_i} \right) \quad (\text{Équation 12})$$

Avec :

- n est le nombre de paramètres ;

- Si est la valeur guide maximale du JORF des eaux superficielles destinées à être utilisées pour la consommation humaine de chaque paramètre en mg/L, en °C pour la T°C, unité de pH pour le pH, en µS/cm la CE et en NTU pour la turbidité (Turb).

Ensuite, une échelle d'évaluation de la qualité (Q_i) est calculée pour chaque paramètre en divisant la concentration par la valeur guide correspondante dudit paramètre, puis en multipliant le résultat par 100, conformément à l'équation 13 :

$$Q_i = \left(\frac{C_i}{S_i} \right) \times 100 \quad (\text{Équation 13})$$

Avec :

- Q_i : désigne la standardisation des paramètres de qualité de l'eau ;
- C_i : la concentration du ième paramètre.

Les différents éléments de calculs du poids relatifs et de standardisation des paramètres de qualité de l'eau sont consignés dans le tableau XV.

Tableau XV. Critères de calculs de l'indice de qualité de l'eau

Paramètres	Unités	Si : recommandation selon le JORF, 2023
pH	-	9
T°C	°C	25
CE	µS/cm	1100
OD	mg/L	8 à un taux de saturation > à 50%
Turb	NTU	5
SO ₄ ²⁻	mg/L	250
NH ₄ ⁺	mg/L	4
NO ₂ ⁻	mg/L	3
NO ₃ ⁻	mg/L	50
PO ₄ ³⁻	mg/L	5
DCO	mg/L	30
DBO ₅	mg/L	5
COT	mg/L	4
Ca ²⁺	mg/L	100
Mg ²⁺	mg/L	50
Na ⁺	mg/L	200
K ⁺	mg/L	12
Fe	mg/L	1
Mn	mg/L	0,1
Cu	mg/L	0,05
Zn	mg/L	5
As	mg/L	0,05
Cd	mg/L	0,001
Cr	mg/L	0,05
Pb	mg/L	0,05
Hg	mg/L	0,001
Somme (si)		1 871,35

Source : JORF (2023)

4.3. Evaluation de l'impact des produits phytosanitaires sur la qualité chimique des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

4.3.1. Données d'enquête

Les données de l'enquête fournissent des informations sur les pratiques culturelles ainsi que les types de pesticides utilisés sur les cultures dans le bassin versant du fleuve San-Pédro. Pour déterminer la taille de l'échantillon (nombre de personnes enquêtées), l'équation 14 est utilisée (Lafont, 2016) :

$$n = z^2 \times p (1 - p) / m^2 \quad (\text{Équation 14})$$

Avec :

- n : taille de l'échantillon ;
- z : niveau de confiance basé sur la distribution normale standardisée (loi normale centrée réduite). Pour un niveau de confiance de 95%, z équivaut à 1,96 ;
- p : la proportion estimée de la population présentant la caractéristique. En cas d'incertitude, on utilise p égal à 0,5 ; ce qui correspond au scénario le plus pessimiste, impliquant la plus grande dispersion ;
- m : marge d'erreur acceptable. Par exemple, si l'on souhaite obtenir la proportion réelle avec une précision de 7%, alors m serait égal à 0,07.

Le nombre de personnes qui doivent être enquêtées est de 196.

4.3.2. Analyse des résidus de pesticides dans les échantillons d'eau au laboratoire

Au Laboratoire Central d'Agrochimie et d'Ecotoxicologie (LCAE) du Laboratoire National d'Appui au Développement Agricole (LANADA), les résidus de pesticides ont été recherchés dans les eaux du fleuve San-Pédro, au barrage de Fayé. Cette analyse a été réalisée dans les treize (13) stations d'échantillonnage mentionnées précédemment (voir la figure 20), conformément à la norme ISO. Les pesticides ont été analysés par chromatographie liquide de haute performance en utilisant comme phase mobile un mélange eau-acétonitrile en mode gradient.

- Principe de l'extraction par Solid-Phase Extraction (SPE)

Avant extraction, les échantillons d'eau sont filtrés sous vide à travers un papier filtre de 45 μm pour l'élimination des particules. Chaque échantillon est retransféré dans son récipient d'échantillonnage d'origine. Le principe de la solid-phase extraction (SPE) a consisté à laisser passer un volume de 10 mL d'échantillon à travers une cartouche de plastique contenant de l'octadécyl (C18). Avant utilisation, les cartouches sont preconditionnées avec 4 mL de méthanol puis 4 mL d'eau distillée. Les échantillons d'eau sont chargés sur les cartouches à raison de 5 mL min^{-1} . Après la percolation de l'échantillon, les cartouches sont aérées par pompage d'air et les solutés retenus élués avec 5 mL d'un mélange d'acétate d'éthyle méthanol (10 v / v) suivi de 4 mL d'hexane en laissant tremper pendant 30 mn. Les éluats combinés sont évaporés à siccité et le résidu redissous dans 100 μL d'acétate d'éthyle. L'extrait a été transféré dans un vial conique en verre en vue de son dosage au chromatographe par la chromatographie liquide à haute performance (HPLC). Notons que le principe d'extraction est basé sur la distribution sélective entre la phase stationnaire et le solvant. Il est décrit par la loi de distribution de Nernst plus connue comme la loi de Partage (Buszewski & Szultka, 2012).

- Dosage des pesticides par la chromatographie liquide à haute performance (HPLC)

Une fois le processus d'extraction achevé, l'étape suivante implique l'analyse, qui comprend la séparation, l'identification et le dosage des substances isolées. Dans le cas des pesticides de cette étude, la technique utilisée est celle de la chromatographie liquide à haute performance (HPLC) couplée à la spectrométrie de masse. L'appareillage utilisé est un chromatographe JASCO de type LC-4000 équipé d'un passeur automatique d'échantillon couplé à un spectromètre de masse LC-210-MS fonctionnant avec un analyseur à piégeage de charge (trappe d'ions).

Le programme de température appliqué à la colonne chromatographique est le suivant : la température initiale est de 70°C, puis elle augmente jusqu'à 175°C à un taux de 10°C/min, ensuite jusqu'à 225°C à un taux de 5°C/min, et enfin jusqu'à 310°C à un taux de 10°C/min. La température finale de 310°C est maintenue pendant 6 minutes et 50 secondes. La durée totale de l'analyse est de 35 minutes. L'injection de l'échantillon est effectuée en mode splitless pendant 30 secondes, avec une température d'injecteur de 280°C. Un volume d'échantillon de 2 µL est injecté à l'aide d'un passeur automatique pour assurer une bonne reproductibilité de l'injection. Le spectromètre de masse est utilisé en mode impact électronique (EI), où l'ionisation est provoquée par des collisions avec des électrons à une énergie de 70 eV, avec une intensité du filament fixée à 80 µA. Avant chaque utilisation, le spectromètre est automatiquement calibré en mode Autotune. La ligne de transfert et la chambre d'ionisation sont maintenues à une température de 300°C, et la fenêtre de balayage de masse (m/z) est réglée entre 40 et 600. Le spectromètre de masse est configuré en mode de balayage complet pour l'analyse. L'ensemble du système est contrôlé par un ordinateur équipé d'un logiciel dédié à l'acquisition et à l'exploitation des données. L'identification des pesticides a été faite par comparaison des temps de rétention obtenus en analysant une solution standard mixte de travail à 500 ppb et en interrogeant la bibliothèque de spectres de masse du logiciel. Les teneurs en pesticides contenues dans les échantillons sont calculées en comparant les surfaces des pics des produits de l'échantillon aux surfaces obtenues avec des solutions étalons de concentrations connues (Équation 15) (CEAEQ, 2016).

$$C_e = \frac{A_x \times C_{is}}{A_{is} \times R_f} \times \frac{V_f}{V_i} \times F \quad (\text{Équation 15})$$

C_e : concentration des pesticides contenus dans l'échantillon (µg/L) ;

A_x : aire du composé d'intérêt dans la solution dosée (échantillon) ;

C_{is} : concentration de l'étalon d'injection dans l'échantillon (µg/L) ;

A_{is} : aire de l'étalon d'injection dans l'échantillon ;

R_f : facteur de réponse de la solution étalon ;

V_f : volume final (mL); V_i : volume initial (L);

F : facteur de dilution, si nécessaire ;

Au total, 31 molécules des pesticides ont été recherchés dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé (Tableau XVI).

Tableau XVI. Liste des pesticides recherchés

Familles	Molécules	Méthodes
Triazine	Désisopropylatrazine	Méthode de chromatographie liquide à haute performance (HPLC) couplée à la spectrométrie de masse.
	Déséthylatrazine	
	Simazine	
	Cyanazine	
	Atrazine	
	Propazine	
	Terbutylazine	
	Prometryn	
	Terbutryn	
Triazinone	Métamitron	
	Hexazinone	
	Metribuzin	
Dérivés de l'urée	Fénuron	
	Métoxuron	
	Monuron	
	Méthabenzthiazuron	
	Chlortoluron	
	Monolinuron	
	Isoproturon	
	Diuron	
	Métobromuron	
	Buturon	
	Linuron	
Chloroacétamide	Métazachlor	
	Métolachlor	
Carbamate	Aldicarb	
	Chlorpropham	
Organophosphoré	Parathion-méthyl	
	Chlorfenvinphos	
	Parathion-éthyl	
Dicarboximides	Vinclozolin	

4.3.3. Détermination des types de produits phytosanitaires utilisés dans le bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

Une enquête de terrain a été faite auprès des populations situées dans bassin versant au barrage de Fayé afin de considérer les principaux acteurs du bassin versant. Les villages enquêtés dans le département de San-Pédro sont : Fayé, Scaf, Dagadji, Doba, Villages SAPH, Gôh et Yoboueagui. Ces données d'enquêtes ont été mises ensemble pour dépouillement (examen minutieux des fiches d'enquêtes). La fiche d'enquête est consignée en annexe 2.

4.3.3.1. Fréquence d'utilisation de produits phytosanitaires dans le bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

Les données d'enquêtes collectées ont permis la détermination des types de produits phytosanitaires utilisés dans la zone, leur fréquence d'utilisation ainsi que les types de cultures utilisatrices de pesticides. La détermination du taux d'utilisation est donnée par l'équation 16 suivante :

$$\text{Pourcentage} = \frac{\text{Valeur partielle}}{\text{Valeur totale}} \times 100 \quad (\text{Équation 16})$$

4.3.3.2. Classification toxicologique des produits utilisés pour les cultures enquêtées

La toxicologie de pesticides mises en œuvre en 2014 par les autorités de la Côte d'Ivoire se base sur des classes Ia, Ib, II et III. Elle est située à la base de l'étiquette et contient des symboles, des pictogrammes et des couleurs. Les produits phytosanitaires homologués en Côte d'Ivoire respectent les indications et les types de couleurs indiquées selon le tableau XVII (OMS, 2019).

Tableau XVII. Etiquette et pictogramme toxicologiques utilisés pour les pesticides en Côte d'Ivoire

Classe OMS	Couleur de la bande	Mention obligatoire	Symbole de la toxicité
Classe Ia << Extrêmement dangereux >>	Red	Très toxique	
Classe Ib << Très dangereux >>	Red	Toxique	
Classe II << Modérément dangereux >>	Yellow	Nocif	
Classe III << Peu dangereux >>	Yellow	Attention	

Source : (OMS, 2019)

4.3.4. Caractérisation spatio-temporelle des teneurs de résidus de pesticides dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

Les résultats des concentrations de résidus de pesticides déterminés au laboratoire de LCAE de LANADA ont été soumis à une analyse descriptive. Ces concentrations obtenues ont été comparées aux valeurs limites établies par le Journal Officiel de la République Française (JORF, 2023) pour les eaux de surface destinées à la production d'eau potable.

4.3.5. Evaluation de la contamination des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé par les résidus de pesticides

La qualité chimique des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé, en termes de résidus de pesticides, a été évaluée par la méthode d'indice de contamination de pesticides (ICPs). La méthode de calcul de l'ICP a été établie par de Vioget et Trawczynski (2005) dans le cadre des études hydrochimiques, et a également été utilisée par Ahoussi *et al.* (2022). La méthode implique l'attribution d'une note de 1 à 3 en fonction des concentrations ($\mu\text{g/L}$) de molécules de pesticides dans les échantillons d'eau prélevés à chaque site (Tableau XVIII), puis d'en faire une moyenne.

Tableau XVIII. Classification des concentrations des matières actives

Concentrations	Valeurs
< 250 $\mu\text{g/L}$	1
250 $\mu\text{g/L}$ à 500 $\mu\text{g/L}$	2
> 500 $\mu\text{g/L}$	3

Source : Vioget & Trawczynski (2005)

Cette moyenne ainsi obtenue, est comparée à la grille de degré de qualité-pesticides établie par Vioget & Trawczynski en 2005 (Tableau XIX). Cette méthode permet d'évaluer la qualité chimique des eaux par les résidus de pesticides.

Tableau XIX. Grille de degré de qualité-pesticides

Qualité d'eau	Très bonne	Moyenne	Très mauvaise
Moyenne des notes (Qualité-pesticides)	1-1,5	1,5-2	2-3

Source : Vioget & Trawczynski (2005)

4.4. Détermination du niveau de contamination métallique dans les sédiments et le risque écotoxicologique du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

4.4.1. Analyse au laboratoire des échantillons de sédiments

Les ETM dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé ont été déterminés au Laboratoire Environnement et Agroalimentaire (ENVAL) à Abidjan. Les dosages des ETM ont été effectués par la méthode de Lesven (2008), qui consiste à sécher les échantillons de sédiment à 85°C pendant 48 heures, puis à les broyer dans un mortier en agate et à les tamiser à 2 mm et 63 µm. La poudre ainsi obtenue a subi une digestion. Ce processus de digestion consiste à minéraliser les échantillons prétraités de sédiments (0,1 g) à chaud dans des tubes en téflon en utilisant 3 mL d'acide hydrofluoridrique (HF) concentré pur (48 %) avec 1 mL d'eau régale (HNO₃ + HCl ; 1/3 v/v). L'utilisation de l'acide hydrofluoridrique est cruciale car il est le seul acide capable de dissoudre entièrement les treillis silicatés et de libérer tous les métaux (Tessier *et al.*, 1979). Après la digestion, les résidus ont été récupérés à l'aide d'une solution d'acide borique (contenant 2,7 g dans 20 mL d'eau bidistillée), puis le volume a été ajusté à 50 mL. Ce volume final est ensuite laissé en repos pendant une journée afin de garantir la digestion totale des échantillons. Ainsi, les ETM (Cu, Zn, Fe, Mn, Pb, Cd, Cr, Ni, Hg, As) dans les sédiments ont été déterminés selon les méthodes spectrométrie d'émission atomique avec plasma inductivement couplé (ICP-AES) (ISO 22036 : 2008) à l'aide d'un appareil à Plasma Inductivement Couplé (ICP : Inductively Coupled Plasma).

4.4.2. Caractérisation spatio-temporelle des ETM dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

Les résultats d'analyses des ETM dans les sédiments ont été soumis à une analyse statistiques sommaire (**Voir 4.2.3.**) pour une meilleure exploitation des données puis comparés aux valeurs

de la croûte continentale (UCC : Upper Crust Continental) selon Wedepohl (1995). Ces valeurs références UCC sont les valeurs relatives des concentrations en ETM dans les sédiments non pollués considérées comme valeurs préindustrielles (Tableau XX).

Tableau XX. Concentrations (mg/kg) des éléments traces dans la croûte continentale

Paramètres	Pb	Fe	Cu	Cd	As	Zn	Ni	Cr	Hg	Mn
Normes UCC dans les sédiments	≤ 17	≤ 30890	≤ 14,3	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 52	≤ 19	≤ 35	≤ 0,056	≤ 527

Source : Wedepohl (1995)

4.4.3. Détermination de l'origine des ETM des sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

La détermination de l'origine des ETM dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé est passée par la détermination de la corrélation de Pearson (r) ainsi que le calcul du facteur d'enrichissement (FE ou EF).

4.4.3.1. Corrélation de Pearson

(Voir 4.2.4.2. : Matrice de corrélation)

4.4.3.2. Calcul du facteur d'enrichissement

L'indice le plus fréquemment utilisé pour les analyses de sol ou de sédiments est le facteur d'enrichissement (FE ou EF : enrichment factor), utilisé dans plusieurs études de recherches scientifiques (Trefrey & Presley, 1976 ; Alexander *et al.*, 1993 ; Shotyk *et al.*, 2000 ; Sutherland, 2000 ; Mil-Homens *et al.*, 2006 ; Ackerman, 1980 ; Pitrat & Braga, 2012). Le FE est calculé pour évaluer l'intensité de pollution métallique afin de déterminer l'origine anthropique ou naturelle des éléments dans les sédiments (Trefrey & Presley, 1976 ; Hayzoun, 2014 ; Traoré, 2016). L'inspiration pour sa conception provient de l'analogie avec les indices de météorisation, qui se base sur la comparaison entre les éléments mobiles et les éléments conservatifs. Les éléments conservatifs sont utilisés pour évaluer l'augmentation d'un élément dans un produit d'altération par rapport à la roche mère, permettant ainsi de définir la contribution d'origine humaine (Shotyk *et al.*, 2000). Le FE est ainsi défini par l'équation 17 :

$$FE = \frac{\left[\frac{Me}{X}\right]_{\text{échantillon}}}{\left[\frac{Me}{X}\right]_{\text{Matériaux de référence}}} \quad (\text{Équation 17})$$

Avec :

- FE : facteur d'enrichissement

- $Me_{\text{échantillon}}$: concentration massique de l'élément dans l'échantillon (mg/kg) ;
- $X_{\text{échantillon}}$: teneur de l'élément de référence dans l'échantillon (mg/kg) ;
- $Me_{\text{Matériaux}}$ de référence : concentration massique de l'élément dans la croûte continentale moyenne (mg/kg) ;
- $X_{\text{Matériaux}}$ de référence : teneur de l'élément de référence dans la croûte (mg/kg).

L'élément de référence (X) est exclusivement issu de la source naturelle terrigène. Il est souvent choisi parmi Al, Li, Sc, Zr, Ti et Th ou parfois Fe en raison de leur abondance naturelle dans l'environnement terrestre (Rubio *et al.*, 2000 ; Reimann & Caritat, 2005). Il n'existe pas de règle prédéfinie pour le choix de l'élément de référence si ce n'est qu'il doit être localement représentatif de sources terrigènes (Lamaison, 2006). Pour ce travail, le fer (Fe) a été retenu comme élément normalisateur en raison de son abondance dans le milieu d'étude. Aussi, il provient principalement de processus naturels ; un enrichissement anthropique étant peu probable pour cet élément (Schiff & Weisberg, 1996 ; Voravit, 1997).

D'après Sutherland (2000), les facteurs d'enrichissement sont classés en 5 niveaux de contamination (Tableau XXI).

Tableau XXI. Classes de la pollution selon les valeurs de facteur enrichissant (FE)

Classe	Valeur	Intensité de pollution
1	$FE < 2$	Enrichissement anthropique inexistant ou faible
2	$2 < FE < 5$	Enrichissement modéré
3	$5 < FE < 20$	Enrichissement significatif
4	$20 < FE < 40$	Enrichissement très fort
5	$FE > 40$	Enrichissement extrême

Source : Sutherland (2000)

4.4.4. Evaluation de l'intensité de contamination métallique dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

La qualité métallique des sédiments est évaluée à partir de plusieurs indices dont le principe est fondé sur la comparaison entre les valeurs mesurées et des valeurs de références. Les investigations visant à évaluer le niveau de contamination par les ETM ont porté sur les paramètres suivants : Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni, Pb, As et Hg. Afin d'appréhender l'objectif visé, nous nous sommes basés sur le calcul d'indices de contamination/pollution : Facteur de Contamination (FC), Degré de contamination (DC), Indice de Pollution Sédimentaire (IPS). Le

calcul de ces indices entraîne l'utilisation du bruit de fond géochimique pour chaque ETM étudié, obtenu généralement par une recherche bibliographique. Dans cette étude, le bruit de fond géochimique, appelé valeur UCC, utilisé est celui de Wedepohl (1995). Il a été utilisé dans plusieurs études liées aux évaluations du niveau métallique dans les sédiments (Loring, 1990 ; Aloupi & Angelidis, 2001 ; Hernandez *et al.*, 2003 ; Kikouama *et al.*, 2009 ; Tessier *et al.*, 2011).

4.4.4.1. Calcul du facteur de contamination et degré de contamination

Le facteur de contamination (FC) permet de montrer l'existence ou l'absence de contamination des sédiments par les éléments traces. Il permet également de donner le niveau de la contamination si elle existe (Zhu *et al.*, 2011 ; Rezaie-Boroon *et al.*, 2013). Cette méthode a été utilisée dans plusieurs travaux tels que ceux de Sahli *et al.* (2014), Traoré (2016), Keumeane *et al.* (2020), Konan *et al.* (2021). Ce FC est exprimé par la formule suivante (Équation 18) :

$$FC = \frac{C_{\text{m\u00e9tal}}}{C_{\text{R\u00e9f\u00e9rence}}} \quad (\text{\u00c9quation 18})$$

Avec :

- $C_{\text{m\u00e9tal}}$: concentration mesur\u00e9e pour un m\u00e9tal ;
- $C_{\text{R\u00e9f\u00e9rence}}$: concentration de r\u00e9f\u00e9rence du m\u00e9tal.

Il est associ\u00e9 \u00e0 4 classes de qualit\u00e9 selon Hakanson (1980) comme l'indique le tableau XXII.

Tableau XXII. Classes des r\u00e9sultats du facteur de contamination

Classe	Valeur	Intensit\u00e9 de pollution des s\u00e9diments
1	$FC < 1$	Absente \u00e0 faible
2	$1 \leq FC < 3$	Mod\u00e9r\u00e9e
3	$3 \leq FC < 6$	Contamination consid\u00e9rable
4	$FC \geq 6$	Tr\u00e8s forte contamination

Source : Hakanson (1980)

Le degr\u00e9 de contamination (DC) est la somme des facteurs de contaminations (FC) (Hakanson, 1980). Selon Sahli *et al.* (2014), il permet l'estimation de la contamination *a priori* polym\u00e9tallique pour chaque point de pr\u00e9l\u00e8vement. L'utilisation de cette formule exige la prise en compte des polluants m\u00e9talliques. Le degr\u00e9 de contamination est exprim\u00e9 par l'\u00e9quation 19 :

$$DC = \sum FC \quad (\text{\u00c9quation 19})$$

Cet indice est associ\u00e9 \u00e0 4 classes de qualit\u00e9 selon Hakanson (1980) (Tableau XXIII).

Tableau XXIII. Classes des résultats du degré de contamination

Classe	Valeur	Qualification des sédiments
1	$DC < 6$	Degré de contamination faible
2	$6 \leq DC < 12$	Degré de contamination modéré
3	$12 \leq DC < 24$	Degré de contamination élevé ou considérable
4	$DC \geq 24$	Degré de contamination très élevé

Source : Hakanson (1980)

4.4.4.2. Calcul de l'indice de pollution sédimentaire

Selon Rubio *et al.* (2000), l'indice de pollution sédimentaire (IPS) est la somme linéaire des FC et prend en compte la toxicité relative de chaque métal en lui affectant un facteur pondérateur. Il permet d'évaluer la qualité des sédiments en termes de sédiment sain à un sédiment dangereux. Un poids de 40 est assigné à Hg (Hakanson, 1980), 1 à Zn, 2 à Cu, 5 à Pb et 30 à Cd (Rubio *et al.*, 2000 ; Singh *et al.*, 2002). L'IPS est calculé selon la formule suivante (Equation 20) :

$$IPS = \left(\frac{\sum FC_x \times W_x}{\sum W_t} \right) \quad (\text{Equation 20})$$

Où :

- W_x : poids affecté au métal considéré ;
- W_t : $\sum W_x$.

L'IPS est associé à cinq (5) classes de qualité (Tableau XXIV).

Tableau XXIV. Classes de l'indice de pollution sédimentaire

IPS	Qualité des sédiments
$0 \leq IPS < 2$	Sédiment sain
$2 \leq IPS < 5$	Sédiment faiblement pollué
$5 \leq IPS < 10$	Sédiment moyennement pollué
$10 \leq IPS < 20$	Sédiment très pollué
$IPS \geq 20$	Sédiment dangereux

Source : Rubio *et al.* (2000)**4.4.5. Identification des zones à risques écotoxicologiques par les ETM dans les sédiments du bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé**

L'indice du risque écologique potentiel (RI) est introduit pour évaluer le degré du risque écologique des éléments traces métalliques dans le sol ou les sédiments (Yi *et al.*, 2011 ; Bo *et*

al., 2014). Autrement dire, le RI permet d'identifier les zones présentant un risque écologique potentiellement élevé en raison de la présence de contaminants. Cet indice (RI) est établi par Hakanson (1980) selon l'équation 21 et détaillé par les équations 22 et 23 suivantes :

$$RI = \sum_{i=1}^m E_r^i \quad (\text{Équation 21})$$

avec :

$$E_r^i = T_r^i \times C_f^i \quad (\text{Équation 22})$$

et :

$$C_f^i = \frac{C_D^i}{C_R^i} \quad (\text{Équation 23})$$

où :

- RI : indice de risque écologique potentiel ;
- E_r^i : risque potentiel de chaque ETM pris individuellement ;
- T_r^i ou Tr : facteur de toxicité de l'ETM ;
- C_f^i : coefficient de contamination ;
- C_D^i : concentration de l'ETM ;
- C_R^i : concentration de l'ETM dans les sédiments non pollués.

Les facteurs de réaction toxique (Tr) des ETM étudiés (Fe, Mn, As, Cd, Cu, Cr, Hg, Pb, Zn et du Ni) selon Hilton *et al.* (1986) sont respectivement de 2 ; 2 ; 10 ; 30 ; 2 ; 1 ; 40 ; 5 ; 1 et 6.

Les différents niveaux de risques écologiques sont consignés dans le tableau XXV.

Tableau XXV. Niveaux de risques écologiques individuels (E_r^i) et potentiels de l'environnement (RI)

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

Source : Hakanson (1980)

4.4.6. Analyse bidirectionnelle entre les ETM des sédiments et des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

Dans cette étude, une analyse des interactions entre les ETM des sédiments et des eaux a été effectuée. Il s'agit d'analyser comment les éléments traces métalliques (ETM) présents dans les sédiments peuvent contaminer les eaux, et inversement. Ainsi, le facteur bioconcentration (FBC) a été utilisé. Par analogie avec le facteur bioconcentration (FBC) de Ramadé (1992), Adedeji & Okocha (2011), Usha & Vikram (2012), Asanté *et al.* (2014), le facteur de transmission (FT) qui indique le sens du transfert des ETM entre l'eau et les sédiments a été calculé. Il est donné par le rapport entre la concentration d'un ETM dans l'eau et sa concentration dans les sédiments de surface (Traoré, 2016).

L'équation 24 donne le sens de transfert (Ramadé, 1992) :

$$FT = \frac{\text{Concentration de l'ETM dans l'eau}}{\text{Concentration de l'ETM dans les sédiments de surface}} \quad (\text{Équation 24})$$

- Si FT est supérieur à 1, il y a un transfert de l'ETM de l'eau vers les sédiments ;
- si FT est inférieur à 1, il y a un transfert de l'ETM des sédiments vers les eaux.

4.5. Proposition d'un système d'élimination des polluants dans les eaux au cours du traitement

4.5.1. Détermination des taux de traitement dans les eaux

4.5.1.1. Demande en chlore (break-point)

La demande en chlore fait référence à la quantité de chlore nécessaire pour réagir avec les impuretés présentes dans l'eau, telles que les matières organiques, les bactéries, les virus et autres contaminants. Le but de la demande en chlore est de s'assurer qu'il y a suffisamment de chlore présent dans l'eau pour désinfecter efficacement et prévenir la contamination microbiologique. La dose retenue est celle obtenue après le point de rupture (break-point). Le break-point est un point spécifique dans le processus de désinfection à base de chlore où tout le chlore actif présent dans l'eau a été utilisé pour réagir avec les impuretés et qu'il y a maintenant un excès de chlore résiduel libre (OMS, 2017).

Dans cette étude le désinfectant utilisé est l'hypochlorite de calcium ($\text{Ca}(\text{ClO})_2$).

L'hypochlorite de calcium ($\text{Ca}(\text{ClO})_2$) est souvent utilisé dans le traitement de l'eau pour plusieurs raisons, notamment :

- **propriétés désinfectantes efficaces** : l'hypochlorite de calcium est un puissant désinfectant qui tue une large gamme de microorganismes pathogènes, y compris les bactéries, les virus et les protozoaires ;
- **faciliter de stockage et manipulation** : l'hypochlorite de calcium se présente généralement sous forme de granulés ou de comprimés, ce qui le rend facile à

transporter, stocker et doser. Il est plus stable que le chlore gazeux et moins corrosif pour les équipements ;

- **disponibilité en chlore actif** : lorsqu'il est dissous dans l'eau, l'hypochlorite de calcium libère du chlore actif (sous forme d'acide hypochloreux, HOCl) qui est l'agent désinfectant. Il a une forte teneur en chlore disponible (généralement 65-70%), ce qui le rend très efficace même à des concentrations plus faibles ;
- **longue durée de conservation** : comparé à certaines autres formes de chlore, comme l'hypochlorite de sodium (NaOCl) en solution, l'hypochlorite de calcium a une durée de conservation plus longue car il est plus stable sous forme solide. Cela permet une utilisation plus économique et moins de pertes de chlore actif au fil du temps ;
- **moins de risque de libération accidentelle** : contrairement au chlore gazeux, qui est dangereux et nécessite des précautions de manipulation strictes, l'hypochlorite de calcium est moins dangereux à manipuler et à stocker, réduisant ainsi les risques d'accidents.

Le mode opératoire a consisté aux opérations suivantes (DINEPA & OIEau, 2013) :

- on prépare une solution mère de 10 g/L d'hypochlorite de calcium ($\text{Ca}(\text{ClO})_2$) ;
- on remplit 12 flacons de volume 1000 mL (Figure 17) et on introduit dans chacun 1000 mL d'eau brute à analyser ;
- on ajoute des quantités connues de la solution chlorée de façon croissante à l'aide des pipettes tensett de 0,1 mL à 1 mL et de 1 mL à 10 mL dans les différents flacons ;
- on agite pendant 5 secondes, puis on laisse les bouteilles à l'obscurité pendant 1 heure de temps ;
- au bout de 1 h exactement, on dose le chlore résiduel au spectrophotomètre DR 1900 avec le réactif DPD (Diehl-p-Phénylène-Diamine) ;
- on remplit la fiche d'essai au laboratoire (Annexe 3), puis on trace la courbe du chlore résiduel (Cl_2) en fonction du chlore injecté et on détermine le break-point (Figure 18).

Le critère de choix du taux de chlore nécessaire à la désinfection est déterminé par la concentration de chlore résiduel mesurée après le point de rupture (break-point).



Figure 17. Flacon expérimental de la demande en chlore (break-point))

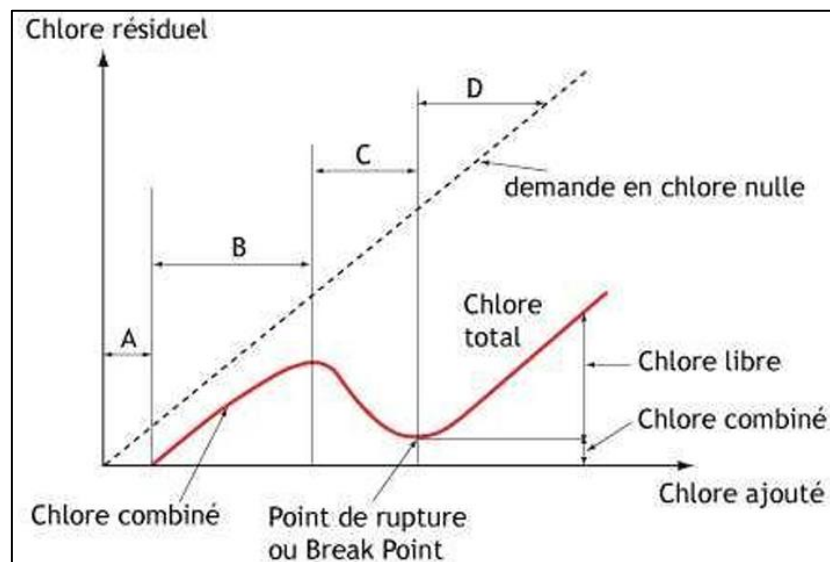


Figure 18. Chloration au break point

Source : OMS (2017)

4.5.1.2. Essais de coagulation-floculation (Jar-test)

L'essai vise à déterminer le taux de coagulant nécessaire pour clarifier l'eau. Le coagulant utilisé dans cette étude est le sulfate d'aluminium.

Le sulfate d'aluminium ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$) est couramment utilisé comme coagulant dans le traitement des eaux pour plusieurs raisons :

- **efficacité de coagulation** : le sulfate d'aluminium est très efficace pour provoquer la coagulation des particules fines en suspension dans l'eau. Il aide à former des floccs plus gros qui peuvent être facilement séparés par sédimentation ou filtration ;

- **disponibilité et coût** : le sulfate d'aluminium est largement disponible et relativement peu coûteux par rapport à d'autres coagulants. Cela le rend économiquement avantageux pour les stations de traitement de l'eau, en particulier celles traitant de grands volumes ;
- **facilité d'utilisation** : il est facile à manipuler et à doser. Il se dissout bien dans l'eau et peut être ajouté sous forme de solution liquide ou de poudre ;
- **large gamme de pH efficace** : le sulfate d'aluminium est efficace dans une large gamme de pH, ce qui le rend polyvalent pour différents types d'eaux brutes avec des caractéristiques chimiques variées ;
- **production de peu de boues** : en comparaison avec certains autres coagulants, le sulfate d'aluminium produit des boues qui sont relativement faciles à gérer et à traiter ;
- **réduction des charge organiques et inorganiques** : il est efficace pour enlever à la fois les matières organiques (comme les algues et les bactéries) et les particules inorganiques (comme l'argile et les sédiments), améliorant ainsi la clarté et la qualité de l'eau ;
- **amélioration des propriétés de filtrations** : En facilitant la formation de floes, le sulfate d'aluminium améliore les performances des filtres utilisés dans les étapes ultérieures du traitement de l'eau.

Avant de commencer l'essai de coagulation-floculation ou le jar-test, des mesures des paramètres physico-chimiques, chimiques et organoleptiques ont été nécessaires (Annexe 4) pour caractériser l'eau brute à traiter.

Le mode opératoire comprend les étapes suivantes (DINEPA & OIEau, 2013) :

- préparer fraîchement la solution de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ de 10 g/L ;
- remplir 6 béchers de floculation d'eau brute jusqu'à la graduation 1000 mL ;
- régler le flocculateur à 250 trs/min (Figure 19) ;
- placer les béchers numérotés dans le flocculateur à six (6) agitateurs ;
- ajouter les doses croissantes de sulfate d'alumine à l'aide des pipettes tensett de 0,1 mL à 1 mL et de 1 mL à 10 mL ;
- mettre en marche les agitateurs à une vitesse d'environ 250 trs/min pendant 3 min ;
- réduire la vitesse 15 trs/min pendant 12 min pour l'agitation ;
- après agitation, noter l'aspect des floes formés dans chaque béchers (taille, densité...) de 0 à 10 ; (0 - pas de floc ; 2 - légère opalescence ; 4 - petits point ; 6 - flocons de dimensions moyenne ; 8 - bon floc ; 10 - excellent) ;

- après on relève les hélices (agitateurs) et on laisse décanter tous les flocons formés dans les béchers pendant 30 min ;
- mesurer dans tous les béchers la couleur et la turbidité de l'eau décantée ;
- passer le surnageant de chacun des béchers sur des papiers-filtres disposés dans les entonnoirs ;
- mesurer dans tous les béchers la couleur, la turbidité, le pH et l'aluminium résiduel de l'eau filtrée.

On remplit la fiche d'essai au laboratoire (Annexe 4) ; on retient le bécher qui a donné les meilleurs résultats (jar test), c'est-à-dire le bécher qui a montré le taux le plus efficace pour le traitement.

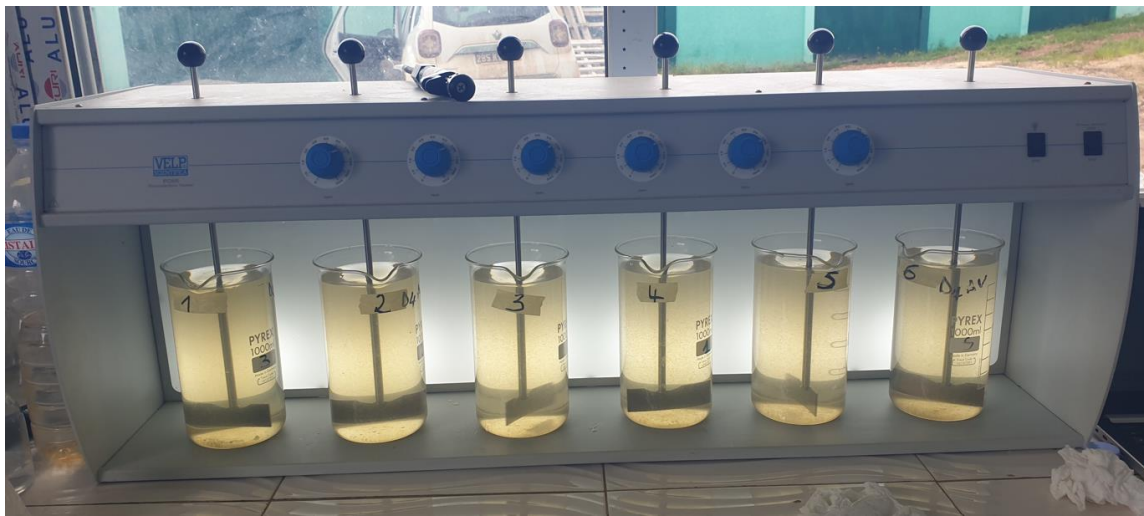


Figure 19. Dispositif expérimental de l'essai de floculation (Jar-test)

- **Critères de choix du meilleur bécher**

La réduction de la turbidité : la turbidité mesure la quantité de matières en suspension dans l'eau. Un bon résultat de jar test doit montrer une réduction significative de la turbidité de l'eau, ce qui indique que les particules en suspension ont été éliminées.

La réduction de la couleur : la couleur de l'eau peut être due à la présence de matières organiques ou de métaux lourds. Un bon résultat de jar-test doit montrer une réduction significative de la couleur de l'eau, ce qui indique que les substances colorantes ont été éliminées.

Pour le choix du meilleur bécher, il faut que :

- La taille des floccs soit supérieure à 6.
- La réduction de la turbidité soit efficace :
 - Turbidité de l'eau décantée < 5 NTU
 - Turbidité de l'eau filtrée < 0,5 NTU

- La réduction de la couleur de l'eau soit satisfaisante :
 - Couleur de l'eau décantée < 15 UCV
 - Couleur de l'eau filtrée < 0,5 UCV
- Le pH de floculation soit compris entre 6,5 et 8,5.
- La concentration résiduelle en aluminium ([Al résiduel]) soit inférieure à 0,2 mg/L.

4.5.1.3. Traitement par filtration

La filtration est l'étape principale de la purification de l'eau de surface. Les matières particulaires peuvent être éliminées de l'eau brute par des filtres à sable gravitaires rapides, horizontaux, sous pression ou lents. La filtration lente sur sable est essentiellement un procédé biologique. Ici le matériau filtrant est le sable siliceux (granulométrie 0,15 à 1 mm) et le charbon actif de granulométrie 0,5 à 3 mm.

Le sable siliceux permet de réduire la turbidité et enlever les particules plus grosses, en améliorant la clarté de l'eau. C'est un matériau durable et peu coûteux, utilisé depuis longtemps dans les systèmes de filtration des eaux. La filtration sur du charbon actif permet de réduire la turbidité, la couleur (notamment les produits chimiques adsorbés). Le charbon actif est également utilisé pour l'élimination des pesticides et autres produits chimiques organiques, des composés responsables de l'altération du goût et de l'odeur, des toxines cyanobactériennes et du carbone organique total (OMS, 2017).

Avant l'utilisation des matériaux filtrants, ils ont été lavés abondamment avec de l'hypochlorite de calcium ($\text{Ca}(\text{ClO})_2$), puis trempé pendant au moins 30 min dans de l'eau ultrapure de sorte à éliminer toutes impuretés et à avoir de filtres sains.

Mode opératoire

- Prélever 1 000 mL d'eau brute, puis renverser dans un bocal ;
- ajouter la dose de coagulant et de désinfectant trouvée lors de la demande en chlore et le jar-test ;
- faire passer dans le flocculateur à 250 tours pendant 3 minutes pour permettre la coagulation- floculation, puis on laisse décanter pendant 2 min ;
- puis renverser dans l'entonnoir placé sur le dispositif filtrant (Figure 20b) ;
- enfin mesurer les paramètres de pollution de l'eau pour voir l'efficacité du filtre.

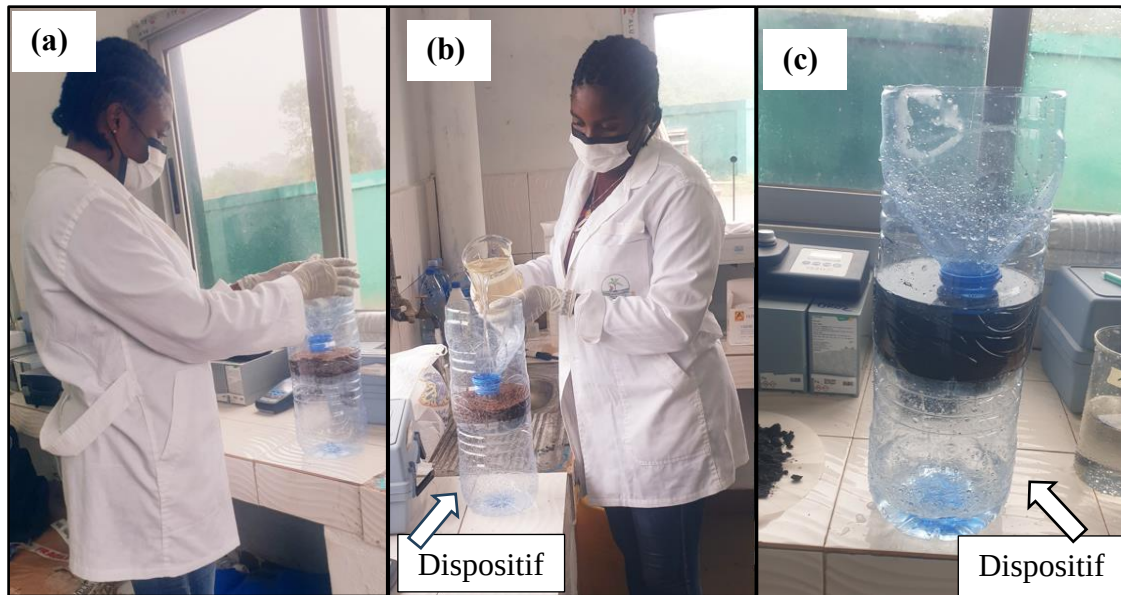


Figure 20. Dispositif expérimental de traitement par filtration

a : conception du filtre ; b : passage de l'eau brute dans l'entonnoir ; c : filtration

4.5.2. Diagnostic du système de traitement par filtration (sable siliceux et charbon)

Le diagnostic du système de traitement s'est basé sur la détermination du taux d'abattement des teneurs des paramètres chimiques dans l'eau traitée afin d'évaluer l'efficacité du système de traitement. Le but du traitement sur du sable siliceux et le charbon actif est de comparer l'efficacité de ces deux (2) matériaux de traitement. L'eau traitée à l'aide du sable siliceux et du charbon actif a été recueillie dans des flacons en polyéthylène et des bouteilles en verre propres et stérilisées pour analyse des paramètres chimiques. Les paramètres physico-chimiques que sont le pH, T°C, turb, couleur ; ainsi que certains paramètres chimiques comme le Fe, Mn, Cl₂, Al, S₂⁻, NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, PO₄³⁻ ont été mesurés au laboratoire de la SODECI de San-Pédro.

Ainsi, le taux d'abattement (R) exprimé en pourcentage (%) est calculé à l'aide de la formule de l'équation 25 (Hamdani *et al.*, 2004 ; Fahmi *et al.*, 2013) :

$$R (\%) = \frac{C_i(X) - C_f(X)}{C_i(X)} \times 100 \quad \text{Équation 25}$$

Avec :

- C_i(X) : Concentration initiale du paramètre X de l'eau brute ;
- C_f(X) : Concentration finale du paramètre X dans l'eau après étape de traitement.

4.5.3. Evaluation de la qualité de l'eau traitée

Les résultats d'analyses des paramètres physico-chimiques et organoleptiques de l'eau traitée ont consisté à comparer les concentrations obtenues pour chaque paramètre analysé aux valeurs guides de l'OMS pour les eaux traitées (OMS, 2017).

La méthodologie de l'évaluation de la qualité de l'eau traitée est la même que celle de l'eau brute citée plus haut (Voir **4.2.5.3**). Cependant, la norme utilisée dans la formule est celle établie par l'OMS en 2017 pour les eaux potables. Ainsi, l'indice de qualité de l'eau traitée (IQE_{ET}) a été évalué sur la base de vingt-cinq (25) paramètres (paramètres physiques, chimiques et organoleptiques). La valeur Si qui est la valeur guide de l'OMS est présentée dans le tableau XXVI.

Tableau XXVI. Critères de calculs de l'indice de qualité de l'eau

Paramètres (unite)	Si : Valeur guide (OMS, 2017)
pH (-)	6,5 - 8,5
Turb (NTU)	5
Couleur (UCV)	15
NO ₂ ⁻ (mg/L)	0,1
NO ₃ ⁻ (mg /L)	50
NH ₄ ⁺ (mg/L)	1,5
PO ₄ ³⁻ (mg /L)	0,2
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	250
Al (mg/L)	0,2
As (mg/L)	0,01
Cd (mg/L)	0,003
Cr (mg/L)	0,05
Cu (mg/L)	0,03
Fe (mg/L)	0,3
Hg (mg/L)	0,001
Na (mg/L)	200
Mg (mg/L)	50
Mn (mg/L)	0,1
Ni (mg/L)	0,02
Pb (mg/L)	0,01
Zn (mg/L)	0,1
Molécule de résidus de pesticides (mg/L)	
Désisopropylatrazine	0,0001 par substances
Déséthylatrazine	
Méthabenzthiazuron	
Monolinuron	

Source : OMS (2017)

Conclusion partielle

Ce chapitre a décrit les différentes méthodes indispensables à la réalisation de ce travail.

La démarche adoptée s'est d'abord appuyée sur une analyse hydrochimique des eaux, visant à évaluer la variation spatio-temporelle de la qualité chimique de l'eau du fleuve San-Pédro au niveau du barrage de Fayé. Cette étape a permis de caractériser les eaux, de déterminer les mécanismes d'acquisition responsables de leur minéralisation et d'évaluer leur qualité par le calcul de l'indice de qualité des eaux (IQE).

Ensuite, une évaluation de l'impact des produits phytosanitaires sur la qualité chimique des eaux du fleuve, due à l'intensification des pratiques agricoles dans la région, a été réalisée. La méthodologie comprenait la détermination des types de produits phytosanitaires utilisés dans les parcelles agricoles situées dans le bassin versant du fleuve, sur la base de données d'enquêtes sur les pratiques culturales. Elle portait également sur l'analyse des concentrations de résidus de pesticides dans les eaux, permettant ainsi de caractériser la distribution spatio-temporelle des résidus et d'évaluer le niveau de contamination à l'aide de l'indice de contamination des pesticides (ICPs).

La troisième phase a consisté à déterminer le niveau de contamination métallique dans les sédiments et à évaluer le risque écotoxicologique du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé, les sédiments pouvant représenter des sources potentielles de risques pour l'intégrité de l'écosystème aquatique. À cette fin, des indices de contamination et de pollution, tels que le facteur de contamination (FC), le degré de contamination (DC) et l'indice de pollution sédimentaire (IPS), ont été calculés. L'indice de risque écologique potentiel (RI) a permis d'identifier les zones à risque écologique dans l'environnement.

Enfin, une proposition de système d'élimination des polluants a été avancée pour le traitement des eaux. Les méthodes employées incluaient la détermination des taux de traitement via le test de break-point, le jar test, ainsi que des techniques de filtration sur sable siliceux et charbon actif. Le diagnostic du système de traitement s'est appuyé sur la détermination du taux d'abattement des teneurs en paramètres chimiques dans l'eau traitée, afin d'évaluer l'efficacité des deux matériaux de filtration utilisés (sable siliceux et charbon actif). Cette évaluation a été complétée par le calcul de l'indice de qualité de l'eau traitée (IQE_{ET}), permettant de juger de la qualité globale de l'eau après traitement.

TROISIÈME PARTIE : RÉSULTATS ET DISCUSSION

CHAPITRE 5 : DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE DE LA QUALITÉ PHYSICO-CHIMIQUE DE L'EAU DU FLEUVE SAN-PÉDRO AU BARRAGE DE FAYÉ

5.1. Caractéristiques spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques et chimiques de l'eau brute

Les résultats des analyses statistiques des données physico-chimiques de l'eau brute pendant la période de l'étude (2021 à 2022) sont présentés sous formes de graphes et de tableaux, puis comparés aux valeurs guides pour les eaux brutes destinées à la production d'eau de consommation humaine de JORF en 2023.

5.1.1. Variation spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques des eaux

Les résultats des statistiques élémentaires des paramètres physico-chimiques mesurés *in situ* sont consignés dans le tableau XXVII.

Tableau XXVII. Statistiques élémentaires des paramètres physico-chimiques des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

Saisons	Paramètres statistiques	T°C (°C)	pH -	CE (µS/cm)	OD (mg/L)	Turb (NTU)
GSS (Mars, 2022)	Min	27,30	7,31	43,70	6,39	5,7
	Max	30,60	8,67	59,80	10,6	25,2
	Moy	29,18	7,94	51,63	8,06	12,44
	σ	1,07	0,40	3,36	1,32	5,63
	CV (%)	3,70	5,10	6,50	16,40	45,30
GSP (Juillet, 2022)	Min	25,70	6,68	38,80	6,21	7,70
	Max	30,40	7,47	47,00	8,67	27,20
	Moy	28,20	7,20	43,30	7,31	14,44
	σ	1,40	0,22	2,30	0,68	5,63
	CV (%)	4,90	3,00	5,30	9,3	39,00
PSS (Août, 2021)	Min	27,30	6,80	31,50	4,56	7,80
	Max	30,60	7,85	48,10	8,09	31,00
	Moy	29,18	7,24	35,35	6,34	19,31
	σ	1,07	0,35	4,40	1,12	6,13
	CV (%)	3,70	4,90	12,40	17,70	31,76
PSP (Novembre, 2021)	Min	27,40	6,00	32,20	4,32	13,2
	Max	30,70	7,47	38,10	7,15	34,8
	Moy	28,68	6,82	33,66	6,24	24,52
	σ	1,11	0,33	1,82	0,86	6,64
	CV (%)	3,90	4,80	5,40	13,80	27,09
Valeurs guides		≤ 25	6,5-9	≤ 1100	≤ 8	≤ 5

GSS : grande saison sèche ; GSP ; grande saison pluvieuse ; PSS : petite saison sèche ; PSP : petite saison sèche ; σ : écart-type ; CV : coefficient de variation ; S : significatif ; NS : non significatif

- Température des eaux

La température ($T^{\circ}\text{C}$) de l'eau brute varie de 27,3 à 30,6 $^{\circ}\text{C}$ en GSS, de 25,7 à 30,4 $^{\circ}\text{C}$ en GSP, de 27,3 à 30,6 $^{\circ}\text{C}$ en PSS et de 27,4 à 30,7 $^{\circ}\text{C}$ en PSP. Les moyennes respectives sont de $29,18 \pm 1,07$ $^{\circ}\text{C}$, $28,2 \pm 1,4$ $^{\circ}\text{C}$, $29,18 \pm 1,07$ $^{\circ}\text{C}$ et $28,68 \pm 1,11$ $^{\circ}\text{C}$ (Tableau XXVII). Ces valeurs observées sont supérieures à la limite de la valeur guide de qualité (25 $^{\circ}\text{C}$) des eaux brutes superficielles destinées à être utilisées pour la production d'eau de consommation humaine. De façon saisonnière, on note les mêmes valeurs moyennes en GSS et en PSS, qui sont supérieures à celles de la GSP et PSP, et ne présentent pas de variation significative (test de Friedman, $p = 0,10 > 0,05$; Figure 21b) entre les quatre saisons. La valeur la plus élevée de température est observée à la station P8 (30,7 $^{\circ}\text{C}$) et est enregistrée au mois de novembre (PSP), et est sensiblement égale à celle de la station P7 (30,6 $^{\circ}\text{C}$) au mois de mars (GSS) et au mois d'août en PSS (Figure 21a). Les coefficients de variation (CV) de 3,7 ; 4,9 ; 3,7 et 3,9 respectivement en GSS, GSP, PSS et PSP, obtenus dans ces eaux, traduisent une variation spatiale homogène de la température (Tableau XXVII).

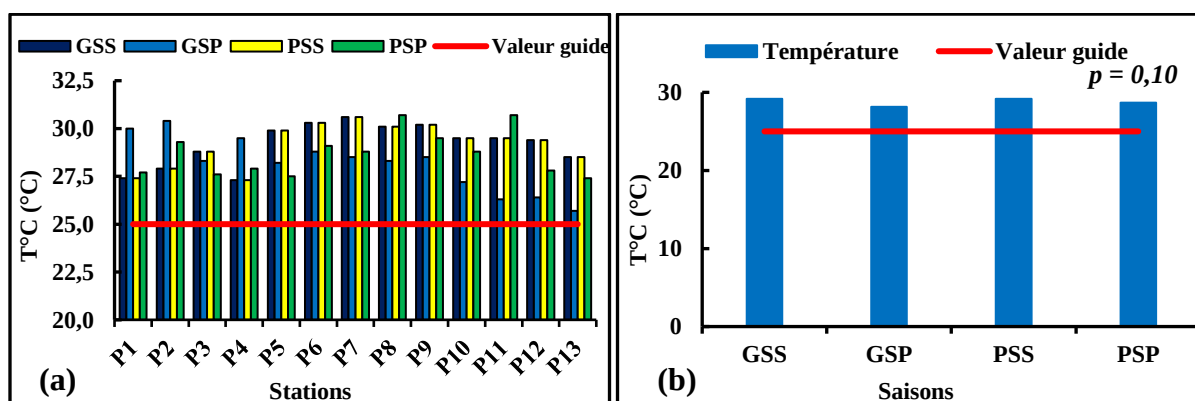


Figure 21. Variation spatiale et temporelle de la température des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

a : variation spatiale ; b : variation temporelle

- Potentiel d'hydrogène des eaux

Les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé présentent une légère alcalinité, eu égard aux valeurs moyennes observées en GSS ($7,94 \pm 0,40$), GSP ($7,20 \pm 0,22$) et PSS ($7,24 \pm 0,35$). Cependant, ces eaux sont légèrement acides en PSP ($6,82 \pm 0,33$). Ces valeurs moyennes sont toutes supérieures à la valeur limite minimale des eaux brutes utilisées pour la production, qui est de 6,5, mais inférieures à la valeur limite maximale de 9 selon le JORF. La valeur de pH la plus élevée (pH = 8,6) a été enregistrée à la station P12 en GSS, tandis que la plus faible (pH = 6,0) a été observée à la station P4 en PSP (Figure 22a). Le pH présente une distribution spatiale

homogène avec des coefficients de variation (CV) de 5,1 % ; 3 % ; 4,9 % et 4,8 % en GSS, GSP, PSS et PSP (Tableau XXVII) et une distribution saisonnière hétérogène (test de Friedman ; $p = 3,10E-05 < 0,05$; Figure 23b).

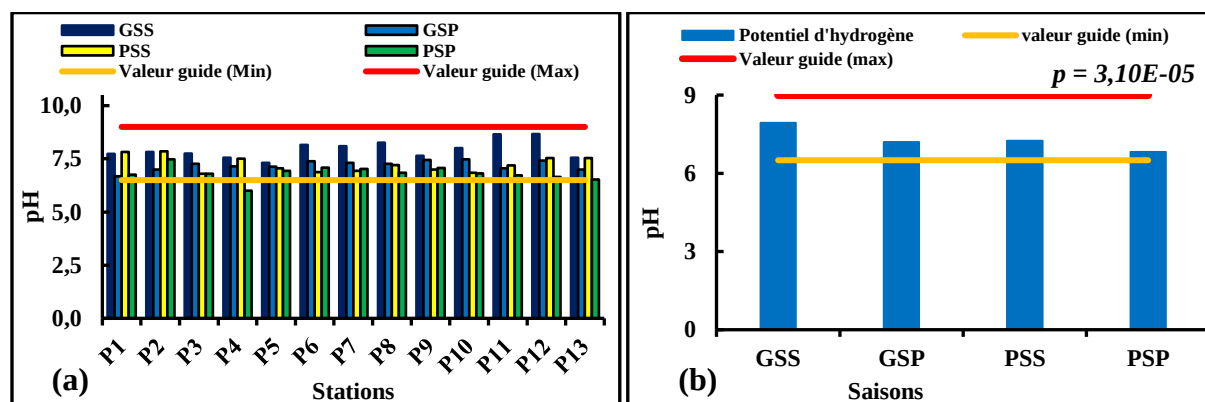


Figure 22. Variation spatiale et temporelle du potentiel d'hydrogène des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé
a : variation spatiale ; b : variation temporelle

- Conductivité électrique des eaux

L'analyse des graphes (Figures 23a et 23b) montre que les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé sont caractérisées par une conductivité électrique (CE) très faible ($CE < 100 \mu\text{S/cm}$), ce qui reflète une minéralisation très faible en toutes saisons. En GSS, les valeurs de conductivité varient de 43,7 à 59,8 $\mu\text{S/cm}$ avec une moyenne de $51,63 \pm 3,36 \mu\text{S/cm}$, contre 38,87 à 47,0 $\mu\text{S/cm}$ en GSP (moyenne : $43,3 \pm 2,3 \mu\text{S/cm}$). Elles oscillent entre 31,5 et 48,1 $\mu\text{S/cm}$ en PSS (moyenne : $35,4 \pm 4,4 \mu\text{S/cm}$) et entre 32,2 et 38,1 $\mu\text{S/cm}$ en PSP (moyenne : $33,66 \pm 1,80 \mu\text{S/cm}$). Ces valeurs sont bien en deçà de la limite (1100 $\mu\text{S/cm}$) des eaux brutes destinées à être utilisées pour la production d'eau potable à une température supérieure ou égale à 25°C, selon le JORF (2023).

On note une faible variation de ce paramètre sur le plan d'eau (Tableau XXVII), avec une distribution spatiale homogène notamment en GSS, GSP, PSS et PSP (CV = 6,5 % ; 5,3 % ; 12,4 % et 5,4 %). Au plan saisonnier, ces différences notées ont été statistiquement significatives (test de Friedman ; $p = 2,39E-07 < 0,05$) en toutes saisons (Figure 23b).

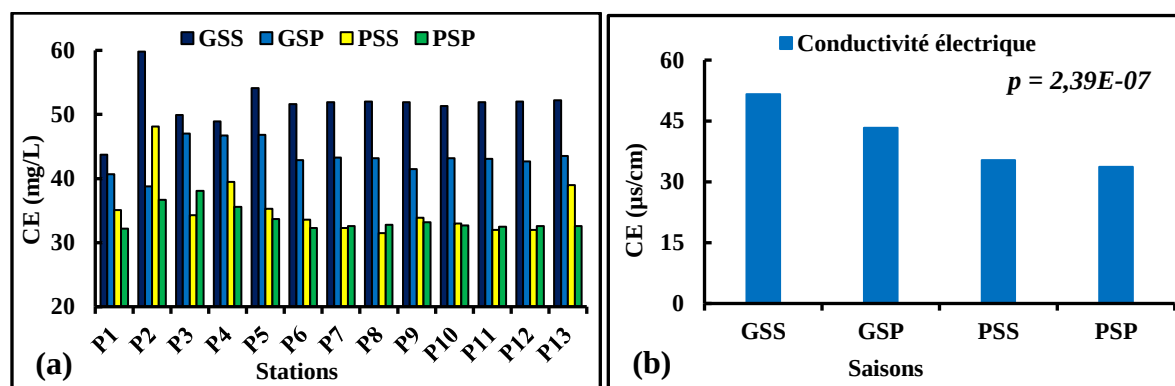


Figure 23. Variation spatiale et temporelle de la conductivité électrique dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

a : variation spatiale ; b : variation temporelle

- Oxygène dissous des eaux

Les teneurs en oxygène dissous (OD) des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé fluctuent entre 6,39 et 10,60 mg/L, avec une moyenne de $8,06 \pm 1,32$ mg/L en GSS, tandis qu'en GSP, ces teneurs sont comprises entre 6,21 et 8,67 mg/L, avec une valeur moyenne de $7,31 \pm 0,68$ mg/L (Tableau XXVII). En PSS et PSP, elles sont de l'ordre de $6,34 \pm 1,12$ mg/L et de $6,24 \pm 0,86$ mg/L en moyenne, avec des valeurs extrêmes de 4,56 à 8,09 mg/L et de 4,32 à 7,15 mg/L respectivement (Tableau XXVII). Dans ces eaux, la teneur la plus élevée (OD = 10,6 mg/L) a été enregistrée à la station P12 en GSS, alors que la plus faible (OD = 4,32 mg/L) a été observée en PSP à la station P6 (Figure 24a).

Les coefficients de variation (CV) indiquent une variabilité inter-zones homogène (CV = 16,4% ; 9,3% ; 17,7% et 13,8% en GSS, GSP, PSS et PSP) (Tableau XXVII). Quant à la variation saisonnière, elle est significative en toutes saisons (test de Friedman, $p = 0,001 < 0,05$; Figure 24b). Les moyennes de ce paramètre sont inférieures à la valeur guide (8 mg/L) pour les eaux de surface destinées à produire de l'eau de boisson en GSP, PSS et PSP. Par contre, la valeur moyenne en GSS est légèrement supérieure à la valeur guide (Figure 24b).

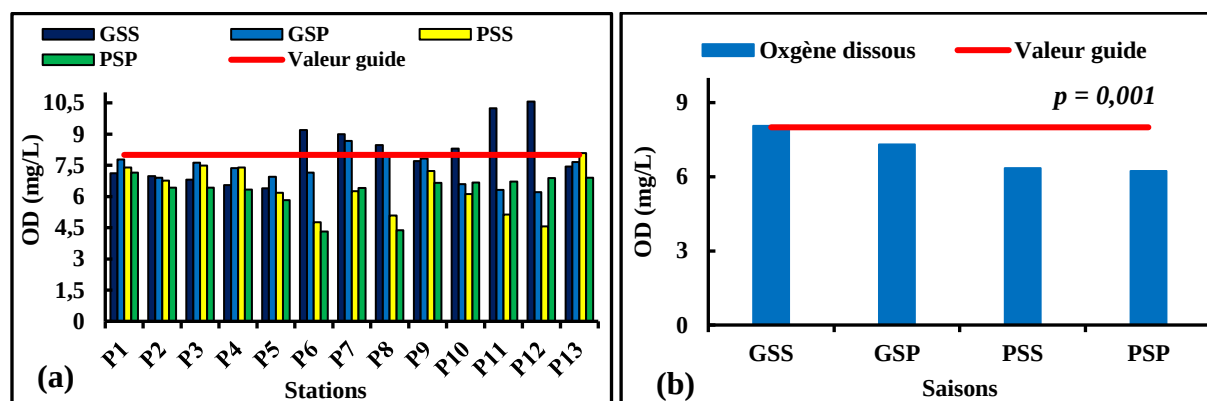


Figure 24. Variation spatiale et temporelle de l'oxygène dissous des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

a : variation spatiale ; b : variation temporelle

- Turbidité des eaux

La figure 25b présente des valeurs moyennes de turbidité (Turb) de 12,44 ; 14,44 ; 19,31 et 24,52 NTU dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé respectivement en GSS, GSP, PSS et PSP. Ces valeurs moyennes témoignent donc d'une eau légèrement trouble ($5 < \text{NTU} < 25$). La valeur moyenne de turbidité élevée (24,52 NTU) est observée en PSP. La valeur de turbidité maximale (34,80 NTU) a été relevée à la station P3 en PSP, tandis que la valeur minimale (5,7 NTU) a été notée à la station P6 en GSS (Figure 25a).

Les CV respectifs de 45,3% ; 39% et de 31,76% en GSS, en GSP et en PSS, tous supérieurs à 30 %, indiquent une distribution spatiale hétérogène de ce paramètre, sauf la PSP qui présente une variation homogène entre les différentes stations (CV = 27,09%) (Tableau XXVII). Une différence significative a été observée pour la turbidité (test de Friedman, $p = 0,02 < 0,05$, Figure 25b) témoignant une hétérogénéité saisonnière.

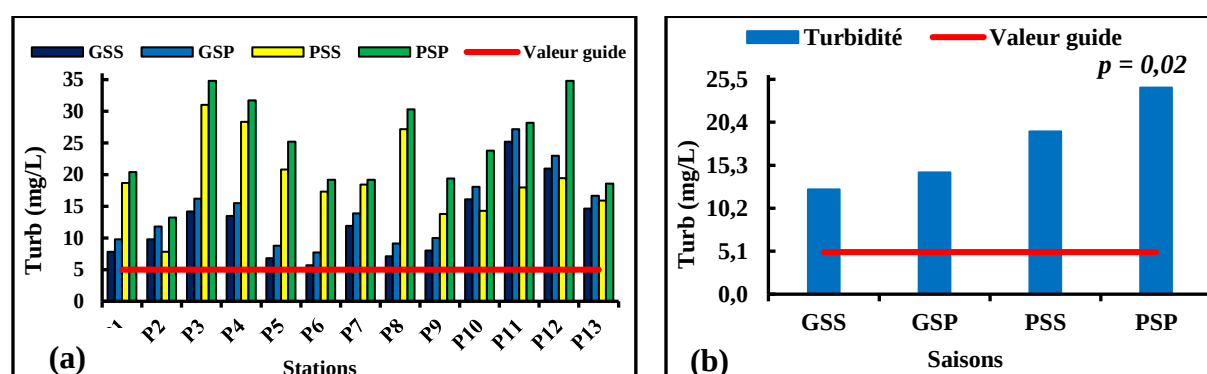


Figure 25. Variation spatiale temporelle de la turbidité des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

a : variation spatiale ; b : variation temporelle

5.1.2. Variation spatio-temporelle des paramètres indicateurs de pollutions organiques dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

Les résultats concernant les paramètres indicateurs de pollutions organiques (PO) sont consignés dans le tableau XXVIII.

Tableau XXVIII. Statistiques élémentaires des paramètres indicateurs de pollutions organiques des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

Saisons	Paramètres statistiques	NO ₂ ⁻ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg/L)	PO ₄ ³⁻ (mg/L)	SO ₄ ²⁻ (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	DCO (mg/L)	COT (mg/L)
GSS (Mars, 2022)	Min	0,015	2,5	0,05	0,31	1,17	2,82	7,04	3,31
	Max	0,04	5,6	0,19	5,31	13,38	7,37	18,39	8,66
	Moy	0,02	3,62	0,13	0,91	5,12	3,99	9,95	4,69
	σ	0,01	0,87	0,05	1,28	3,33	1,24	3,08	1,45
	CV (%)	25,5	24,1	36,0	140,04	65,1	31,0	31,0	31,0
GSP (Juillet, 2022)	Min	0,01	3,40	0,12	1,70	1,32	4,84	12,08	5,68
	Max	0,02	4,30	0,20	3,50	6,92	6,24	15,56	7,33
	Moy	0,01	3,75	0,14	2,72	4,19	5,63	14,05	6,62
	σ	0,003	0,27	0,03	0,57	1,93	0,38	0,96	0,45
	CV (%)	26,50	7,30	18,30	20,80	46,20	6,80	6,80	6,90
PSS (Août, 2021)	Min	0,012	1,3	0,02	0,04	8,00	1,27	3,18	8,00
	Max	0,041	7	0,6	0,20	17,00	6,09	15,2	25
	Moy	0,02	3,61	0,13	0,12	14,31	3,30	8,24	14,31
	σ	0,006	1,71	0,14	0,04	2,55	1,48	3,69	4,81
	CV (%)	29,20	47,5	107,4	33,00	17,8	44,8	44,8	33,6
PSP (Novembre, 2021)	Min	0,016	0,40	0,03	0,11	7,14	0,60	1,50	1,42
	Max	0,090	3,40	0,09	1,11	31,27	3,68	9,18	8,64
	Moy	0,054	1,77	0,06	0,62	18,42	2,13	5,31	5,02
	σ	0,021	1,05	0,02	0,30	6,87	0,92	2,28	2,15
	CV (%)	39,5	59,6	28,9	49,0	37,3	43,0	43,0	42,8
Valeurs guides		≤ 3	≤ 50	≤ 4	≤ 5	≤ 250	≤ 7	≤ 30	≤ 4

GSS : grande saison sèche ; GSP ; grande saison pluvieuse ; PSS : petite saison sèche ; PSP : petite saison sèche ; σ : écart-type ; CV : coefficient de variation ; S : significatif ; NS : non significatif

5.1.2.1. Eléments azotés

- Nitrites des eaux

Les concentrations en nitrites (NO₂⁻) des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé varient entre 0,015 et 0,04 mg/L en GSS, entre 0,01 et 0,02 mg/L en GSP, entre 0,012 et 0,041 mg/L en PSS, et entre 0,016 et 0,09 mg/L en PSP. Les moyennes respectives sont de 0,02 ± 0,01 mg/L en GSS, 0,01 ± 0,0034 mg/L en GSP, 0,02 ± 0,006 mg/L en PSS, et 0,054 ± 0,02 mg/L en PSP (Tableau XXVIII). On note de faibles concentrations de NO₂⁻ à toutes les stations en GSS, GSP et PSP. Toutefois, aux stations P1 (7 mg/L), P3 (3,6 mg/L), P4 (4,3 mg/L), P7 et P13 (5,9 mg/L

chacune) et P12 (5,9 mg/L) en PSS, on observe des concentrations supérieures à la valeur limite de 3 mg/L fixée pour les eaux brutes destinées à la potabilisation selon le JORF (Figure 26a). Les distributions inter-zones des concentrations en nitrites sont homogènes en GSS (CV = 25,5 %), GSP (CV = 26,5 %) et PSS (CV = 29,2 %), mais hétérogènes en PSP (CV = 39,5 %) (Tableau XXVIII). Au plan saisonnier, des variations hétérogènes ont été observées pour ce paramètre (test de Friedman, $p < 0,05$; Figure 26b).

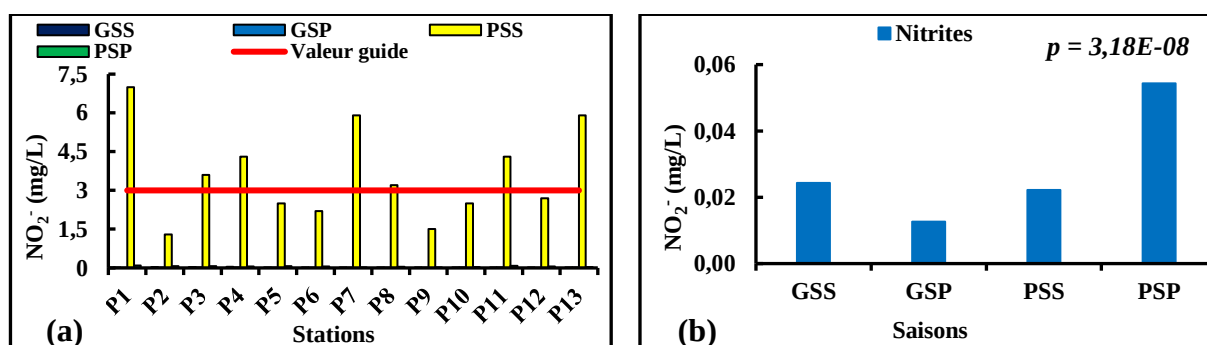


Figure 26. Variation spatiale et temporelle des nitrites dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

a : variation spatiale ; b : variation temporelle

- Nitrates des eaux

Les nitrates (NO₃⁻) sont présents dans les eaux du fleuve San-Pédro à des concentrations faibles conformes à la valeur limite recommandée par le JORF de 50 mg/L pour les eaux brutes superficielles destinées à être utilisées pour la potabilisation.

La station P4 a enregistré la concentration maximale de NO₃⁻ (5,6 mg/L) en GSS, tandis que la concentration minimale (0,40 mg/L) a été mesurée au même endroit en PSP (Figure 27a).

Ces teneurs en NO₃⁻ présentent une dispersion spatiale hétérogène (CV = 24,1%, 47,5% et 59,6%) respectivement en GSS, PSS et PSP et une dispersion très homogène en GSP, avec un CV de 7,3% (Tableau XXVIII). La concentration en NO₃⁻ a varié de façon significative dans les quatre saisons ($p < 0,05$; Figure 27b).

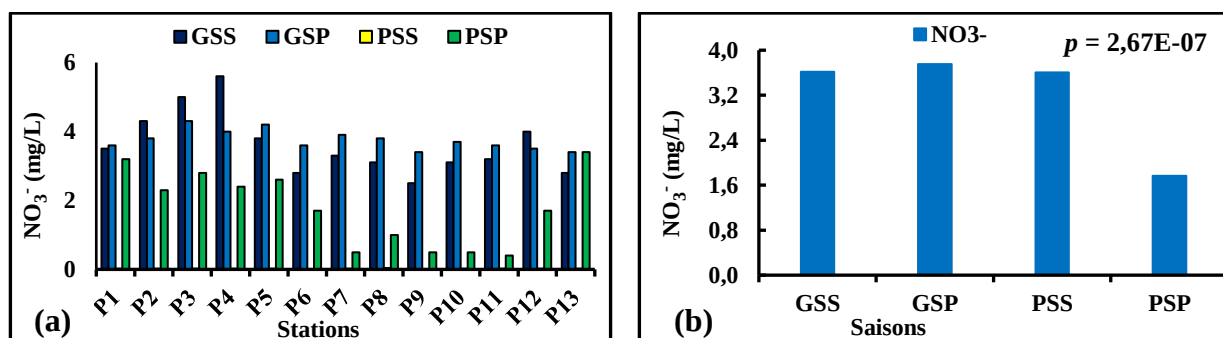


Figure 27. Variation spatiale et temporelle des nitrates dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

a : variation spatiale ; b : variation temporelle

- Ammonium des eaux

Les concentrations en ammonium (NH_4^+) fluctuent entre 0,05 mg/L (P2) et 0,19 mg/L (P6) avec une moyenne $0,13 \pm 0,05$ mg/L ; entre 0,12 (P7 à P12) et 0,2 mg/L (P4) pour une moyenne de $0,14 \pm 0,03$ mg/L ; entre 0,02 (P9) et 0,6 mg/L (P3) avec une moyenne de $0,13 \pm 0,14$ et entre 0,03 et 0,09 mg/L avec une moyenne de $0,62 \pm 0,30$ mg/L (Tableau XXVIII) respectivement en GSS, GSP, PSS et PSP. La plus grande concentration en NH_4^+ de 0,6 mg/L a été relevée à la station P3 et la plus petite de 0,02 mg/L à la station P9 notamment en PSS (Figure 28a). Les concentrations moyennes en GSS, GSP et PSS sont sensiblement égales, mais supérieures à celle de la PSP. Ces valeurs sont largement en dessous de la valeur limite de JORF (4 mg/L). On note des CV de 18,3% ; 36,0% ; 107,4 % et de 28,9% traduisant une dispersion spatiale hétérogène, et une dispersion hétérogène saisonnière ($p < 0,05$; Figure 28b) du NH_4^+ en toutes saisons.

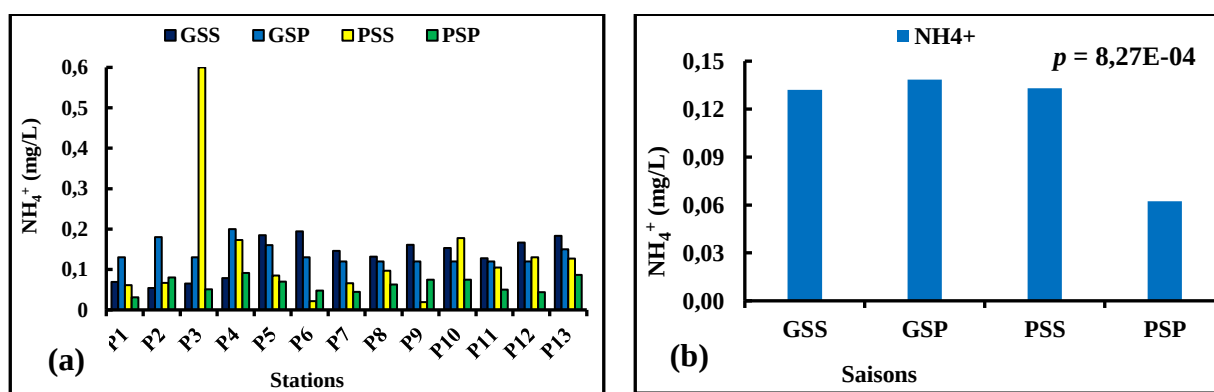


Figure 28. Variation spatiale et temporelle de l'ammonium des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

a : variation spatiale ; b : variation temporelle

5.1.2.2. Eléments phosphorés et sulfatés

- Orthophosphates des eaux

Les teneurs en orthophosphates (PO_4^{3-}) varient de 0,31 à 5,31 mg/L, de 1,70 à 3,50 mg/L, de 0,04 à 0,2 mg/L et de 0,11 à 1,11 mg/L, avec des valeurs moyennes respectives de $0,91 \pm 1,28$ mg/L, $2,72 \pm 0,57$ mg/L, $0,12 \pm 0,04$ mg/L et de $0,06 \pm 0,30$ mg/L en GSS, GSP, PSS et PSP (Tableau XXVIII). La plus forte concentration (5,31 mg/L) est observée à la station P11 en GSS dans la retenue du barrage et présente une concentration supérieure à la valeur limite des eaux brutes superficielles destinées à la potabilisation selon le JORF (Figure 29a). Les concentrations moyennes de PO_4^{3-} sont largement inférieures à la valeur limite (5 mg/L) du JORF en toutes saisons (Figure 29b). Ce paramètre présente une distribution spatiale très marquée en GSP, PSS, PSP, et surtout en GSS, avec des coefficients de variation (CV) respectifs de 20,8 %, 33 %, 49 % et 140,04 %. On note également une variation significative en toutes saisons ($p < 0,05$; Figure 29b). Les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé présentent une qualité acceptable vis-à-vis de ce nutriment.

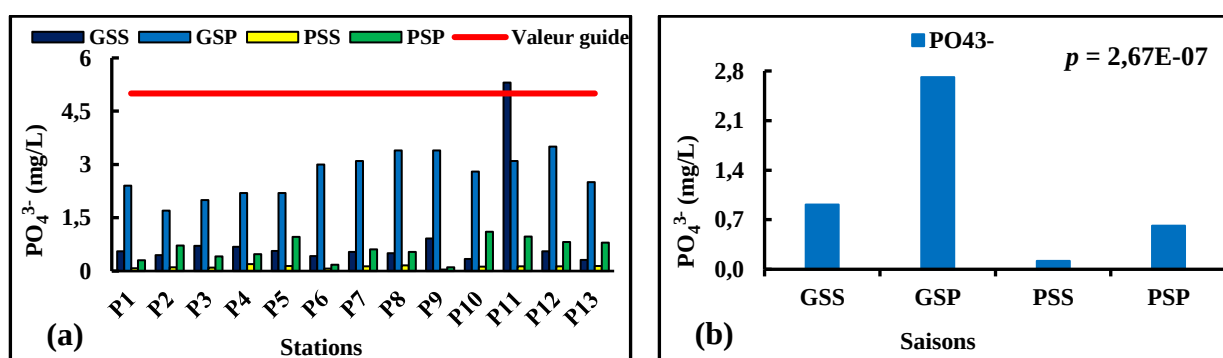


Figure 29. Variation spatiale et temporelle des orthophosphates des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

a : variation spatiale ; b : variation temporelle

- Sulfates des eaux

En GSS, les concentrations de sulfates (SO_4^{2-}) varient de 1,17 mg/L à 13,38 mg/L avec une moyenne de $5,12 \pm 3,33$ mg/L et un CV de 65,1%. En GSP, elles varient de 1,32 à 6,92 mg/L pour une moyenne de $4,19 \pm 1,93$ mg/L et un CV de 46,2%. En PSS, on note des concentrations oscillant entre 7,14 et 31,27 mg/L, avec une moyenne de $18,42 \pm 6,87$ mg/L et un CV de 37,3%. Celles de la PSP oscillent entre 8 et 17 mg/L pour une moyenne de $14,31 \pm 2,55$ mg/L et un CV de 17,8%. Les variations spatiales sont hétérogènes en GSS, GSP et en PSS, alors qu'elles sont homogènes en PSP (Tableau XXVIII). La concentration en SO_4^{2-} élevée (31,27 mg/L) est

obtenue en PSP, notamment à la station P1 en amont des champs de SAPH sur la rivière Palabod (Figure 30a). Au plan saisonnier, on note des variations significatives saisonnières en toutes saisons ($p < 0,05$; Figure 30b).

Les concentrations en SO_4^{2-} déterminées dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé respectent la valeur guide (250 mg/L) pour les eaux brutes destinées à la production d'eau potable selon le JORF.

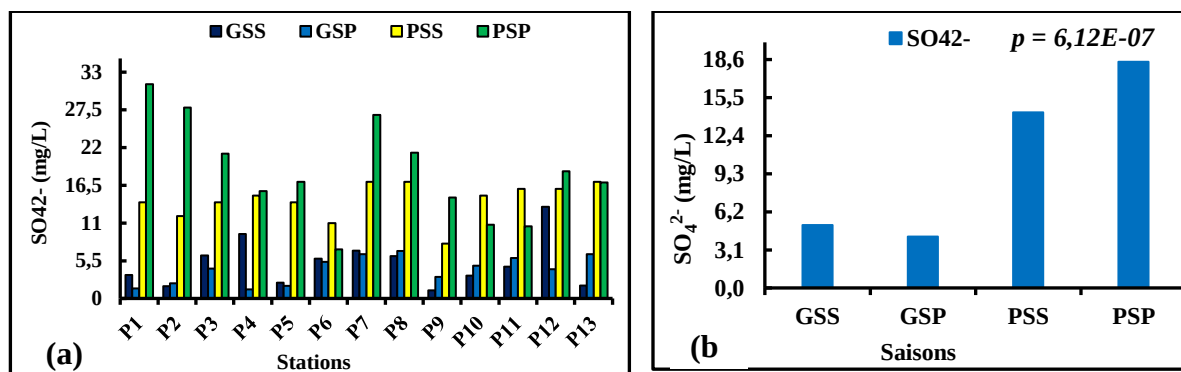


Figure 30. Variation spatiale et temporelle de sulfates des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

a : variation spatiale ; b : variation temporelle

5.1.2.3. Matières organiques

❖ Demande biochimique en oxygène pendant cinq jours des eaux

La demande biochimique en oxygène en cinq jours (DBO_5) présente des concentrations moyennes de $3,99 \pm 1,24$ mg/L, $5,63 \pm 0,38$ mg/L, $3,30 \pm 1,48$ mg/L et $2,13 \pm 0,92$ mg/L respectivement en GSS, GSP, PSS et PSP (Tableau XXVIII). Pour ces mêmes saisons, les concentrations oscillent entre 2,82 mg/L (P13) et 7,37 mg/L (P11), entre 4,84 mg/L (P2) et 6,24 mg/L (P8), entre 1,27 mg/L (P2) et 6,09 mg/L (P1) et entre 0,6 mg/L (P9) et 3,68 mg/L (P13) (Figure 31a). La concentration de la GSS à la station P11 est la plus élevée (7,37 mg/L) et celle de la PSP à la station P7 est la plus faible ($\text{DBO}_5 = 0,60$ mg/L). Ces concentrations sont inférieures à la valeur limite du JORF pour les eaux brutes superficielles destinées à la production d'eau potable qui est de 7 mg/L, sauf à la station P11 en GSS qui dépasse légèrement cette valeur limite. Sur le plan d'eau, on note une importante variation notamment en GSS (CV = 31%), PSS (CV = 44,8%) et PSP (CV = 43%), alors qu'en GSP, ce paramètre est moins dispersé (CV = 6,8%). Quant aux variations saisonnières, on observe une significativité importante (test Friedman, $p < 0,05$; Figure 31b).

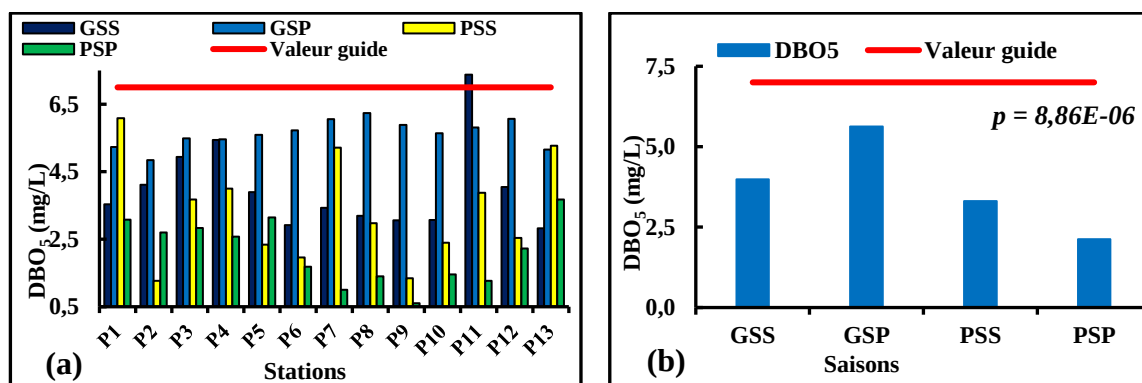


Figure 31. Variation spatiale et temporelle de la demande biochimique en oxygène en cinq jours des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

a : variation spatiale ; b : variation temporelle

- Demande chimique en oxygène des eaux

En GSS, les valeurs de la demande chimique en oxygène (DCO) dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé sont comprises entre 7,04 mg/L (P13) et 18,39 mg/L (P11), avec une moyenne de $9,95 \pm 3,08$ mg/L. En GSP, elles sont comprises entre 12,08 mg/L (P2) et 15,56 mg/L (P8) avec une moyenne de $14,05 \pm 0,96$ mg/L. En PSS, elles varient de 3,18 mg/L (P2) à 15,2 mg/L (P1) avec une moyenne de $8,24 \pm 3,69$ mg/L. En PSP, elles oscillent entre 1,50 mg/L (P9) et 9,18 mg/L (P13) pour une moyenne de $5,31 \pm 2,28$ mg/L (Tableau XXVIII). La valeur maximale (DCO = 18,39 mg/L) est observée en GSS à la station P11, alors que la minimale (DCO = 1,50 mg/L) est obtenue à la station P9 en PSP (Figure 32a). Néanmoins, ces valeurs sont conformes à la valeur limite du JORF qui est de 30 mg/L.

On note des distributions saisonnières significatives entre les quatre saisons ($p < 0,05$; Figure 32b). La variation entre les stations présente une distribution significative, avec des coefficients de variation (CV > 30%) identiques à ceux de la DBO₅, traduisant une distribution hétérogène.

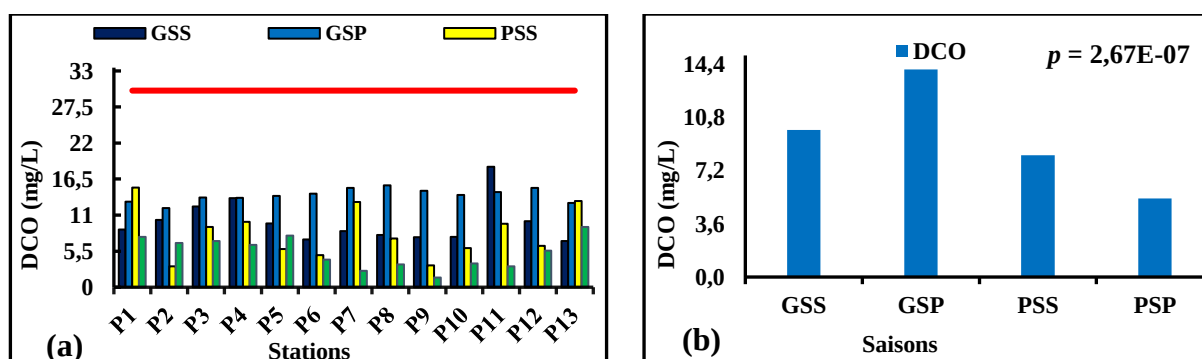


Figure 32. Variation spatiale et temporelle de la demande chimique en oxygène des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

a : variation spatiale ; b : variation temporelle

- Biodégradabilité du milieu (Rapport DCO/DBO₅)

Le rapport DCO/DBO₅, avec une valeur moyenne de 2,5 observée sur l'ensemble des stations et pendant les quatre saisons, révèle une prédominance de matière organique facilement biodégradable (Figure 33).

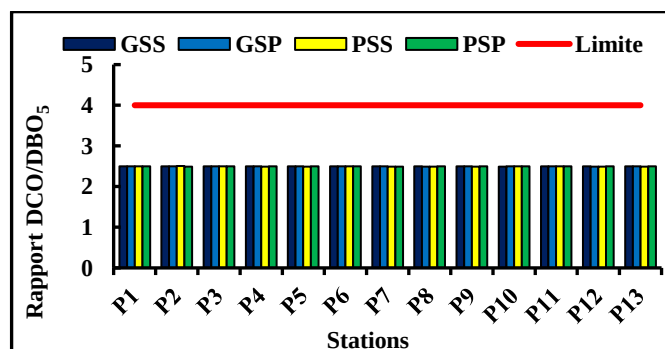


Figure 33. Variation spatio-temporelle du rapport DCO/DBO₅ des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

- Carbone organique total des eaux

Les teneurs du carbone organique total (COT) les plus faibles sont observées aux stations P13 (3,31 mg/L) en GSS, P2 (5,68 mg/L) en GSP, P9 (8 mg/L) en PSS et à la même station P9 (1,42 mg/L) en PSP. Les teneurs les plus élevées sont obtenues à la station P11 (8,66 mg/L) en GSS, P8 (7,33 mg/L) en GSP, P1 (25 mg/L) en PSS et P13 (8,64 mg/L) en PSP (Figure 34a). La concentration moyenne en COT la plus élevée est de $14,31 \pm 4,81$ mg/L, alors que la plus faible est de $4,69 \pm 1,45$ mg/L, observée en GSS. Aux différentes saisons, les concentrations moyennes en COT sont toutes supérieures à la valeur guide du JORF qui est de 4 mg/L (Figure 34b). Les CV de 31%, 33,6%, et 42,8% présentent une variation spatiale hétérogène en GSS, PSS, et PSP, tandis que le CV de 6,9% de la GSP présente une variation spatiale homogène de ce paramètre. On note une variation saisonnière significative entre les saisons ($p < 0,05$; Figure 34b), indiquant une variation saisonnière hétérogène.

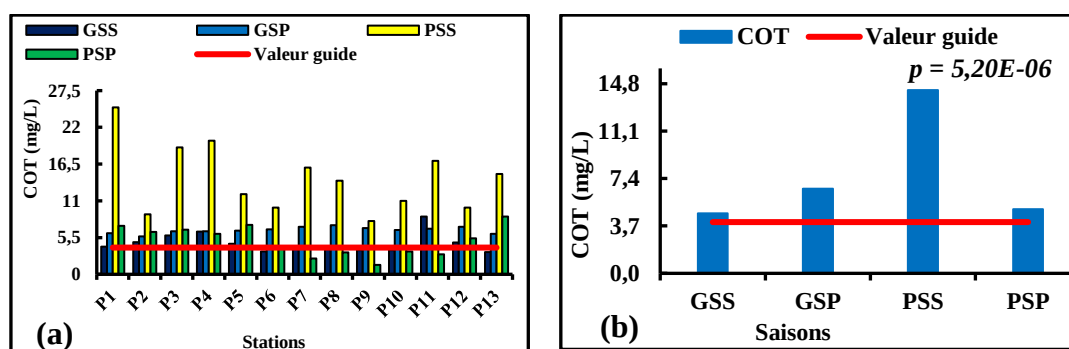


Figure 34. Variation spatiale et temporelle de carbone organique total dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

a : variation spatiale ; b : variation temporelle

5.1.3. Variation spatio-temporelle des éléments traces métalliques dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

5.1.3.1. Paramètres liés à la structure naturelle des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

Le tableau XXIX présente les concentrations des cations majeurs dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé.

Tableau XXIX. Statistiques élémentaires des cations majeurs des eaux du fleuve de San-Pédro au barrage de Fayé

Saisons	Paramètres statistiques	Ca ²⁺ (mg/L)	Mg ²⁺ (mg/L)	K ⁺ (mg/L)	Na ⁺ (mg/L)
GSS (Mars, 2022)	Min	18,55	8,272	18,60	3,74
	Max	212,14	110,7	212,78	42,75
	Moy	91,86	43,20	81,50	18,51
	σ	63,19	30,47	52,99	12,73
	CV (%)	68,8	70,5	65,0	68,8
GSP (Juillet, 2022)	Min	20,93	9,33	21,99	4,22
	Max	109,72	48,93	110,04	22,10
	Moy	66,44	29,63	66,65	13,39
	σ	30,67	13,68	30,77	6,18
	CV (%)	46,2	46,2	46,2	46,2
PSS (Août, 2021)	Min	126,80	0,03	127,2	25,6
	Max	269,50	0,06	274,9	54,6
	Moy	226,73	0,10	226,61	45,78
	σ	40,36	0,01	41,34	8,24
	CV (%)	17,8	17,6	18,2	18,0
PSP (Novembre, 2021)	Min	113,20	50,48	113,50	22,80
	Max	495,80	221,10	497,30	99,90
	Moy	292,10	130,30	293,02	58,87
	σ	108,86	48,56	109,21	21,94
	CV (%)	37,3	37,3	37,3	37,3
Valeurs guides		≤ 100	≤ 50	≤ 12	≤ 200
Test de Friedman ($p < 0,05$: significative)		3,33E-06 (S)	1,12E-07 (S)	6,12E-07 (S)	4,35E-06 (S)

GSS : grande saison sèche ; GSP ; grande saison pluvieuse ; PSS : petite saison sèche ; PSP : petite saison sèche ; σ : écart-type ; CV : coefficient de variation ; S : significatif ; NS : non significatif

Les concentrations moyennes de Ca^{2+} des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé sont de $91,86 \pm 63,19$ mg/L en GSS, de $66,44 \pm 30,67$ mg/L en GSP, de $226,73 \pm 40,36$ mg/L en PSS et de $292,10 \pm 108,86$ mg/L en PSP (Tableau XXIX). La concentration maximale (495,80 mg/L) est observée à la station P1 en PSP, alors que la minimale (18,55 mg/L) est observée à la station P9 en GSS (Figure 35a). Les concentrations moyennes sont strictement supérieures à la valeur guide (100 mg/L) pour les eaux brutes de surface destinées à la potabilisation selon le JORF.

Les concentrations moyennes en Mg^{2+} enregistrées en GSS, GSP, PSS et en PSP sont respectivement de $43,20 \pm 30,47$ mg/L, de $29,63 \pm 13,68$ mg/L, de $0,10 \pm 0,01$ mg/L et de $130,30 \pm 48,56$ mg/L (Tableau XXIX). Elles sont conformes à la valeur limite (50 mg/L) pour les eaux brutes destinées à la production d'eau potable en GSS, GSP, et PSS ; sauf en PSP où la concentration moyenne reste supérieure à ladite valeur. La station P1 en PSP affiche la concentration de Mg^{2+} la plus élevée (221,1 mg/L), tandis que la station P9 en PSS montre la concentration la plus faible (0,03 mg/L) (Figure 35b).

S'agissant des concentrations moyennes en K^+ dans les eaux (Figure 39c), elles sont de $81,50 \pm 52,99$ mg/L, $66,6 \pm 30,77$ mg/L, $226,61 \pm 41,34$ mg/L et de $293,02 \pm 109,21$ mg/L en GSS, GSP, PSS et PSP. Elles sont toutes supérieures à la valeur limite des eaux brutes destinées à la production d'eau de consommation humaine qui est de 12 mg/L. La concentration de K^+ la plus élevée ($\text{K}^+ = 497,30$ mg/L) est observée à la station P1 en PSP, et la plus faible (18,60 mg/L) à la station P9 en GSS (Figure 35c).

Quant aux concentrations moyennes du Na^+ , elles sont de $18,51 \pm 12,73$ mg/L, $13,39 \pm 6,18$ mg/L, $45,78 \pm 8,24$ mg/L et $58,9 \pm 21,94$ mg/L respectivement en GSS, GSP, PSS et PSP (Tableau XXIX). Les concentrations de ce paramètre aux différentes stations sont inférieures à la valeur limite qui est de 200 mg/L. À la station P1 en PSP, le Na^+ atteint son maximum à 99,90 mg/L, tandis qu'à la station P9 en GSS, il chute à son minimum de 3,74 mg/L (Figure 35d).

Ces paramètres présentent des variations spatiales ($\text{CV} > 30\%$) et saisonnières (test de Friedman, $p < 0,05$) hétérogènes (Tableau XXIX).

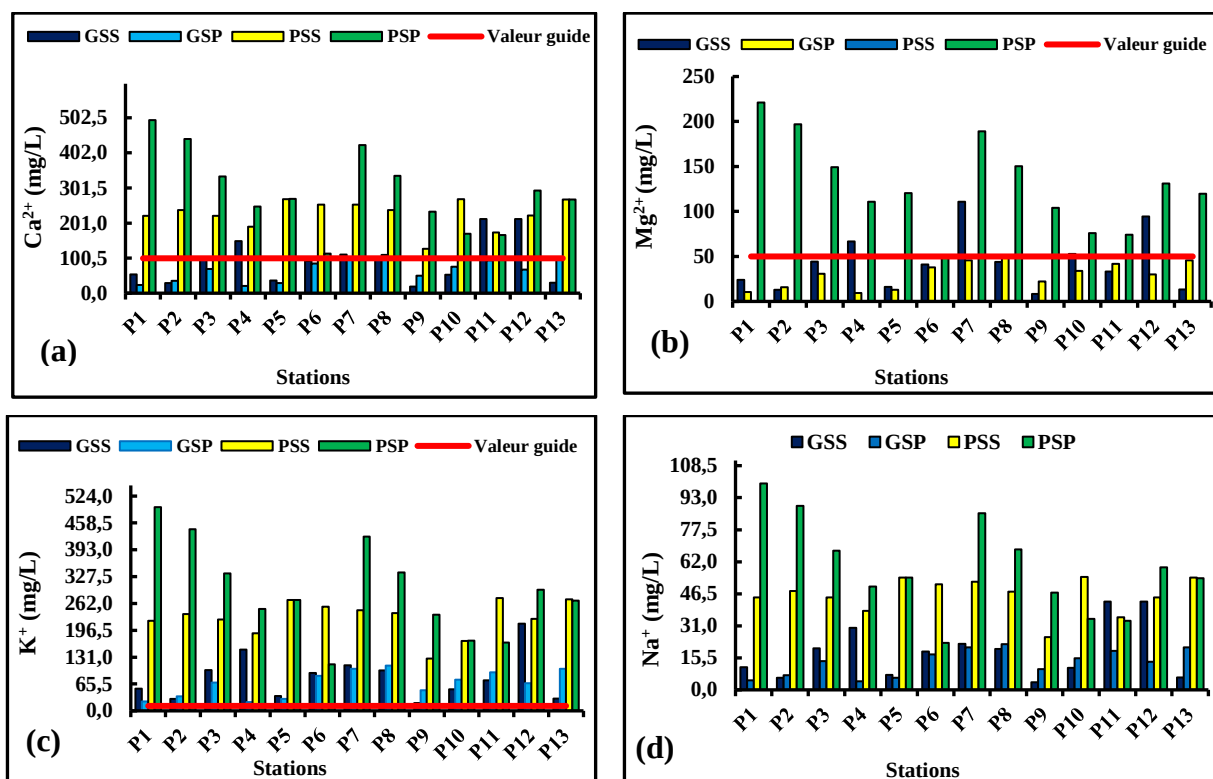


Figure 35. Variation spatio-temporelle des cations majeurs des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

5.1.3.2. Composés indésirables des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

Les résultats des teneurs des composés considérés indésirables dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé sont consignés dans le tableau XXX.

Tableau XXX. Statistiques élémentaires des paramètres considérés indésirables dans les eaux du fleuve de San-Pédro au barrage de Fayé

Saisons	Paramètres statistiques	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)
GSS (Mars, 2022)	Min	0,02	0,007	0,001	0,005
	Max	0,23	0,05	0,009	0,08
	Moy	0,09	0,02	0,006	0,02
	σ	0,06	0,01	0,002	0,02
	CV (%)	65	73,7	42,4	130,81
GSP (Juillet, 2022)	Min	0,23	0,006	0,001	0,05
	Max	1,19	0,03	0,006	0,04
	Moy	0,72	0,02	0,004	0,03
	σ	0,33	0,01	0,002	0,01
	CV (%)	46,2	46,2	46,2	46,16
PSS (Août, 2021)	Min	0,14	0,56	0,01	0,05
	Max	0,29	1,2	0,019	0,11
	Moy	0,24	1,01	0,02	0,09
	σ	0,04	0,18	0,002	0,02
	CV (%)	18,3	18,1	15,6	17,76
PSP (Novembre, 2021)	Min	0,07	0,03	0,004	0,05
	Max	0,54	0,12	0,028	0,2
	Moy	0,31	0,07	0,016	0,12
	σ	0,13	0,03	0,007	0,04
	CV (%)	42,5	37,2	42,4	37,21
Valeurs guides (JORE, 2023)		≤ 1	$\leq 0,1$	$\leq 0,05$	≤ 5
Test de Friedman ($p < 0,05$: significative)		1,37E-06 (S)	1,90E-07 (S)	2,79E-06 (S)	1,95E-07 (S)

GSS : grande saison sèche ; GSP ; grande saison pluvieuse ; PSS : petite saison sèche ; PSP : petite saison sèche ; σ : écart-type ; CV : coefficient de variation ; S : significatif ; NS : non significatif

Les éléments indésirables (Tableau XXX) des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé ont enregistré des concentrations moyennes de $0,09 \pm 0,06$ mg/L, de $0,72 \pm 0,33$ mg/L, de $0,24 \pm 0,04$ mg/L et de $0,31 \pm 0,13$ mg/L pour le Fe respectivement en GSS, GSP, PSS et PSP. La concentration maximale (1,19 mg/L) a été observée à la station P8 pendant la GSP, tandis que la concentration minimale (0,02 mg/L) a été mesurée à la station P9 pendant la GSS (Figure 36a).

Les concentrations moyennes en Mn sont de $0,02 \pm 0,01$ mg/L, $0,02 \pm 0,01$ mg/L, $1,01 \pm 0,18$ mg/L et $0,07 \pm 0,03$ mg/L respectivement en GSS, GSP, PSS et PSP. Sa concentration la plus élevée (1,2 mg/L) est observée à la station P7 en PSS, et la plus faible (0,006 mg/L) à la station P1 en GSP (Figure 36b).

Celles du Cu sont de $0,006 \pm 0,002$ mg/L, $0,004 \pm 0,002$ mg/L, $0,020 \pm 0,002$ mg/L et $0,016 \pm 0,007$ mg/L respectivement en GSS, GSP, PSS et PSP. À la station P7 en PSS, le Cu atteint son maximum à 0,019 mg/L, tandis qu'à la station P11 en GSS, cette valeur atteint son minimum de 0,001 mg/L (Figure 36c).

Les concentrations de Zn déterminées dans ces eaux sont de $0,02 \pm 0,02$ mg/L, $0,03 \pm 0,01$ mg/L, $0,09 \pm 0,02$ mg/L et $0,12 \pm 0,04$ mg/L respectivement en GSS, GSP, PSS et PSP. La station P1 en PSP affiche la concentration de Zn la plus élevée (0,2 mg/L), tandis que la station P10 en GSS affiche la concentration la plus faible (0,005 mg/L) (Figure 36d).

Les concentrations moyennes de ces paramètres déterminées dans les eaux sont inférieures aux valeurs limites des eaux brutes superficielles destinées à la production d'eau potable, sauf celle du Mn en PSS qui reste légèrement supérieure à la valeur limite de 0,1 mg/L.

Les paramètres présentent des variations inter-zones (CV > 20 %) et saisonnières (test de Friedman, $p < 0,05$) significativement hétérogènes, sauf en PSS où elles présentent une variation spatiale homogène (Tableau XXX).

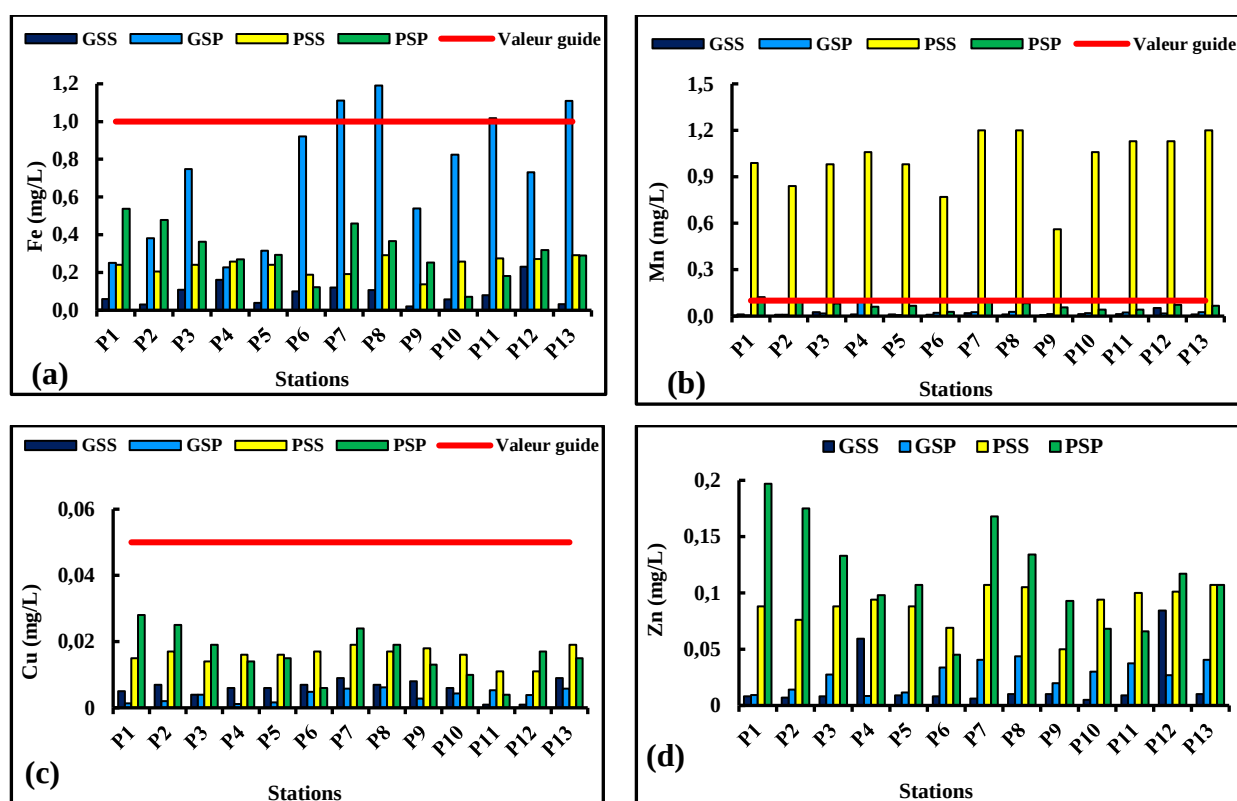


Figure 36. Variation spatio-temporelle des paramètres considérés indésirables dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

5.1.3.3. Composés toxiques des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

Les résultats des teneurs en composés toxiques dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé sont présentés dans le tableau XXXI.

Tableau XXXI. Statistiques élémentaires des paramètres considérés toxiques dans les eaux du fleuve de San-Pédro au barrage de Fayé

Saisons	Paramètres statistiques	As (mg/L)	Cd (mg/L)	Cr (mg/L)	Hg (mg/L)	Ni (mg/L)	Pb (mg/L)
GSS (Mars, 2022)	Min	0,055	0,001	0,003	0,004	0,05	0,01
	Max	0,63	0,012	0,008	0,047	0,21	0,17
	Moy	0,24	0,005	0,005	0,02	0,12	0,07
	σ	0,16	0,003	0,001	0,01	0,05	0,04
	CV (%)	65	65	26,8	65	64,99	65,03
GSP (Juillet, 2022)	Min	0,06	0,001	0,001	0,005	0,53	0,02
	Max	0,33	0,006	0,003	0,024	1,12	0,09
	Moy	0,20	0,003	0,002	0,015	0,95	0,05
	σ	0,09	0,002	0,001	0,007	0,17	0,02
	CV (%)	46,2	46,9	46,2	46,2	46,16	46,17
PSS (Août, 2021)	Min	0,38	0,007	0,004	0,028	0,09	0,1
	Max	0,79	0,015	0,008	0,059	0,46	0,22
	Moy	0,67	0,013	0,007	0,05	0,28	0,18
	σ	0,12	0,002	0,001	0,01	0,13	0,03
	CV (%)	17,8	17,6	20,4	17,7	17,84	18,07
PSP (Novembre, 2021)	Min	0,03	0,0003	0,003	0,02	0,08	0,09
	Max	0,15	0,025	0,016	0,11	0,88	0,4
	Moy	0,09	0,013	0,009	0,06	0,34	0,24
	σ	0,03	0,007	0,004	0,02	0,22	0,09
	CV (%)	37	54,6	39,7	38,1	37,28	37,25
Valeurs limites (JORE, 2023)		$\leq 0,1$	$\leq 0,001$	$\leq 0,05$	$\leq 0,001$	$\leq 0,05$	$\leq 0,05$
Test de Friedman ($p < 0,05$: significative)		1,71E-06 (S)	4,63E-05 (S)	1,27E-06 (S)	8,01E-07 (S)	3,98E-06 (S)	1,53E-06 (S)

GSS : grande saison sèche ; GSP ; grande saison pluvieuse ; PSS : petite saison sèche ; PSP : petite saison sèche ; σ : écart-type ; CV : coefficient de variation ; S : significatif ; NS : non significatif

Dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage Fayé, la concentration maximale (As = 0,79 mg/L) de l'arsenic (As) est observée à la station P7 en PSS, tandis que la minimale (As = 0,03 mg/L) est obtenue à la station P6 en PSP (Figure 37a). Les concentrations moyennes de ce paramètre sont de $0,24 \pm 0,16$ mg/L en GSS, de $0,20 \pm 0,09$ mg/L en GSP, de $0,67 \pm 0,12$ mg/L en PSS et de $0,09 \pm 0,03$ mg/L en PSP (Tableau XXXI).

Les concentrations moyennes respectives de cadmium (Cd) sont de $0,005 \pm 0,003$ mg/L, de $0,003 \pm 0,010$ mg/L, de $0,013 \pm 0,002$ mg/L et de $0,013 \pm 0,007$ mg/L en GSS, GSP, PSS et PSP (Tableau XXXI). Sa concentration la plus élevée (Cd = 0,025 mg/L) est observée à la station P1 en PSP et la plus faible (Cd = 0,0003 mg/L) à la station P10 dans la même saison (Figure 37b).

Quant au chrome (Cr), les concentrations moyennes déterminées dans ces eaux sont de $0,005 \pm 0,001$ mg/L en GSS, de $0,002 \pm 0,001$ mg/L en GSP, de $0,007 \pm 0,001$ mg/L en PSS et de $0,009 \pm 0,004$ mg/L en PSP. Sa concentration la plus élevée (Cr = 0,016 mg/L) est observée à la

station P1 en PSP, et la plus faible ($Cr = 0,001 \text{ mg/L}$) à la même station P1 en GSP (Figure 37c).

Les concentrations moyennes du Hg sont de $0,02 \pm 0,01 \text{ mg/L}$, de $0,015 \pm 0,007 \text{ mg/L}$, de $0,05 \pm 0,01 \text{ mg/L}$ et de $0,06 \pm 0,02 \text{ mg/L}$ respectivement en GSS, GSP, PSS et en PSP (Tableau XXXI). Sa concentration maximale ($0,11 \text{ mg/L}$) du Hg est obtenue à la station P1 en PSP, tandis que la minimale ($0,004 \text{ mg/L}$) est observée à la station P9 en GSS (Figure 37d).

Les concentrations de nickel (Ni) présentent des moyennes de $0,12 \pm 0,05 \text{ mg/L}$ en GSS, de $0,95 \pm 0,17 \text{ mg/L}$ en GSP, de $0,28 \pm 0,13 \text{ mg/L}$ en PSS et de $0,34 \pm 0,22 \text{ mg/L}$ en PSP. La plus faible valeur ($0,05 \text{ mg/L}$) est obtenue en GSS à la station P6, alors que la plus forte valeur est obtenue aux stations P7, P8 et P13 ($1,12 \text{ mg/L}$) en GSP (Figure 37e).

Les concentrations moyennes de plomb (Pb) dans les eaux sont de $0,07 \pm 0,04 \text{ mg/L}$ en GSS, de $0,05 \pm 0,02 \text{ mg/L}$ en GSP, de $0,18 \pm 0,03 \text{ mg/L}$ en PSS et de $0,24 \pm 0,09 \text{ mg/L}$ en PSP. Sa concentration maximale ($0,4 \text{ mg/L}$) a été observée à la station P1 pendant la PSP, tandis que la concentration minimale ($0,01 \text{ mg/L}$) a été déterminée à la station P9 pendant la GSS (Figure 37f).

Les concentrations moyennes de ces paramètres dépassent les valeurs limites fixées par le JORF pour les eaux brutes superficielles destinées à la production d'eau potable, à l'exception de celles du chrome, qui demeurent inférieures à la limite de $0,05 \text{ mg/L}$ en toutes saisons. Les concentrations de plomb en GSS et d'arsenic en PSP sont également inférieures ou égales aux valeurs guides, soit $0,05 \text{ mg/L}$ pour le plomb et $0,1 \text{ mg/L}$ pour l'arsenic (Figure 37).

Ces paramètres présentent des distributions spatiales ($CV > 20\%$) et saisonnières (test de Friedman, $p < 0,05$) hétérogènes, sauf en PSS, où la variation spatiale est homogène (Tableau XXXI). En tenant compte des valeurs moyennes, l'ordre d'abondance des paramètres toxiques est le suivant : $Ni > As > Pb > Hg > Cr > Cd$ en GSS ; $Ni > As > Pb > Hg > Cd > Cr$ en GSP ; $Ni > As > Pb > Hg > Cd > Cr$ en PSS et $Pb > Ni > As > Hg > Cd > Cr$ en PSP.

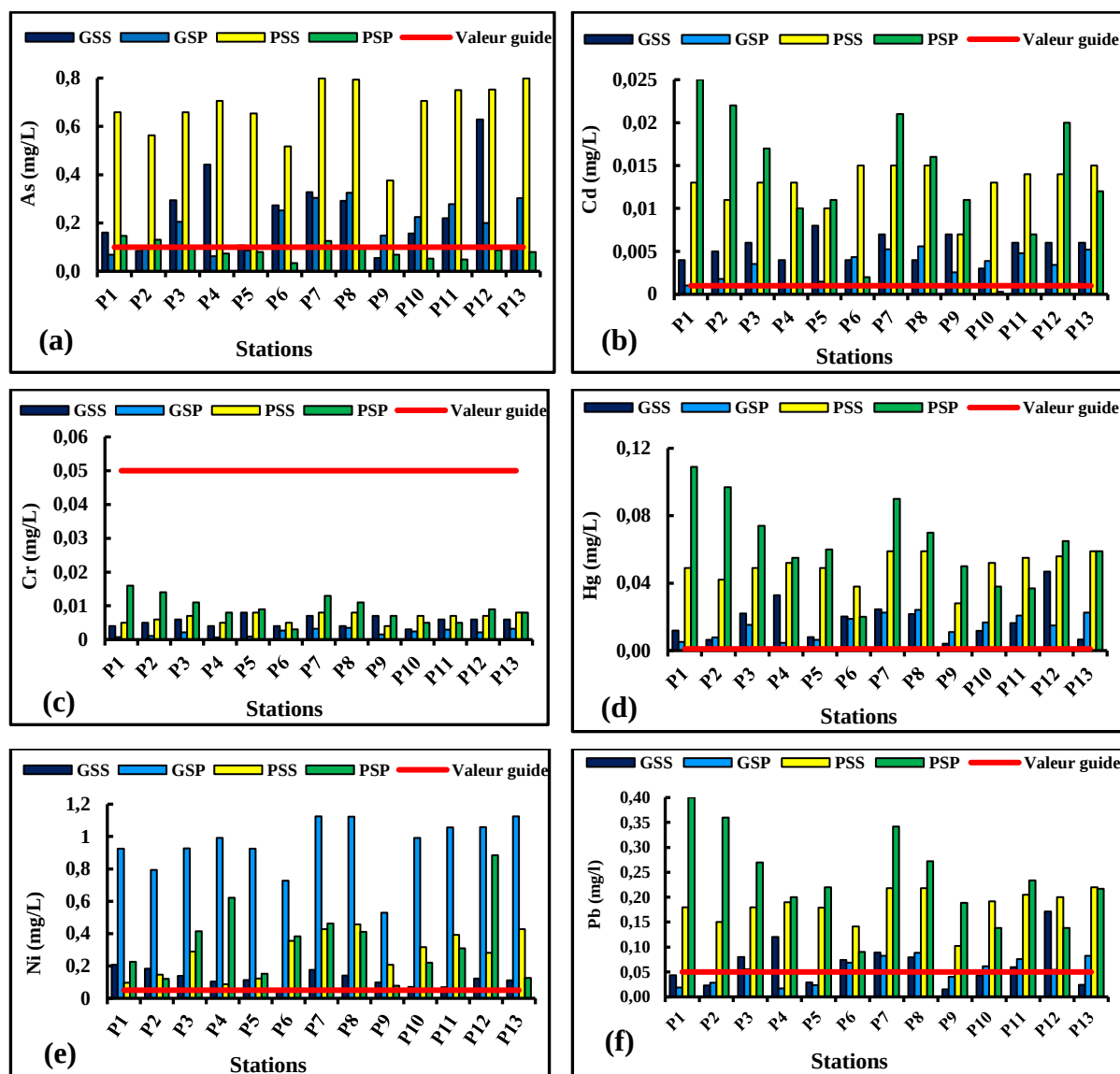


Figure 37. Variation spatio-temporelle des paramètres toxiques des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

5.2. Mécanismes d'acquisition de la minéralisation des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

Le mécanisme d'acquisition de la minéralisation s'est fait avec les paramètres physico-chimiques, les paramètres indicateurs de pollutions organiques et les ETM obtenus dans l'eau.

5.2.1. Classification Ascendante Hiérarchique

Le dendrogramme (Figure 38) issu de la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) a mis en évidence les principaux regroupements des stations d'échantillonnage des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé.

Suivant le dendrogramme vertical en GSS (Figure 38a), les eaux peuvent être regroupées en quatre (4) classes. La première est déterminée par la station P11, la deuxième par la station P12, la troisième par la station P4 et la quatrième classe (en bleue) montre que les stations P1, P2, P3, P5, P6, P7, P8, P9, P10 et P13 sont les plus proches.

Dans la période de la GSP, on retrouve 3 classes (Figures 38b). On voit ainsi les proximités entre le groupement de la classe 1 (P11, P8, P13, P7) ; la classe 2 (P6, P10, P12, P3) et la classe 3 qui regroupe les stations P9, P2, P5, P4 et P1 (Figure 38b).

Pour ce qui est de la PSS, les individus dissemblables sont les groupements de la classe 1 (P9), classe 2 (P10) et la classe 3 (P11). La classe 4 regroupe les individus des stations P1, P2, P3, P5, P6, P7, P8, P11, P12 et P13 qui sont assez homogènes (Figure 38c).

En PSP, cette proximité est observée aux niveaux des stations P11, P10, et P6 pour la classe 1, aux stations P12, P13, P5, P9, P4, P8 et P3 pour la classe 2. Pour la classe 3, les stations P7, P2 et P1 sont liés en PSP (Figure 38d).

Ces stations sont caractérisées par des activités de pêche, des activités domestiques ainsi que par d'autres activités anthropiques.

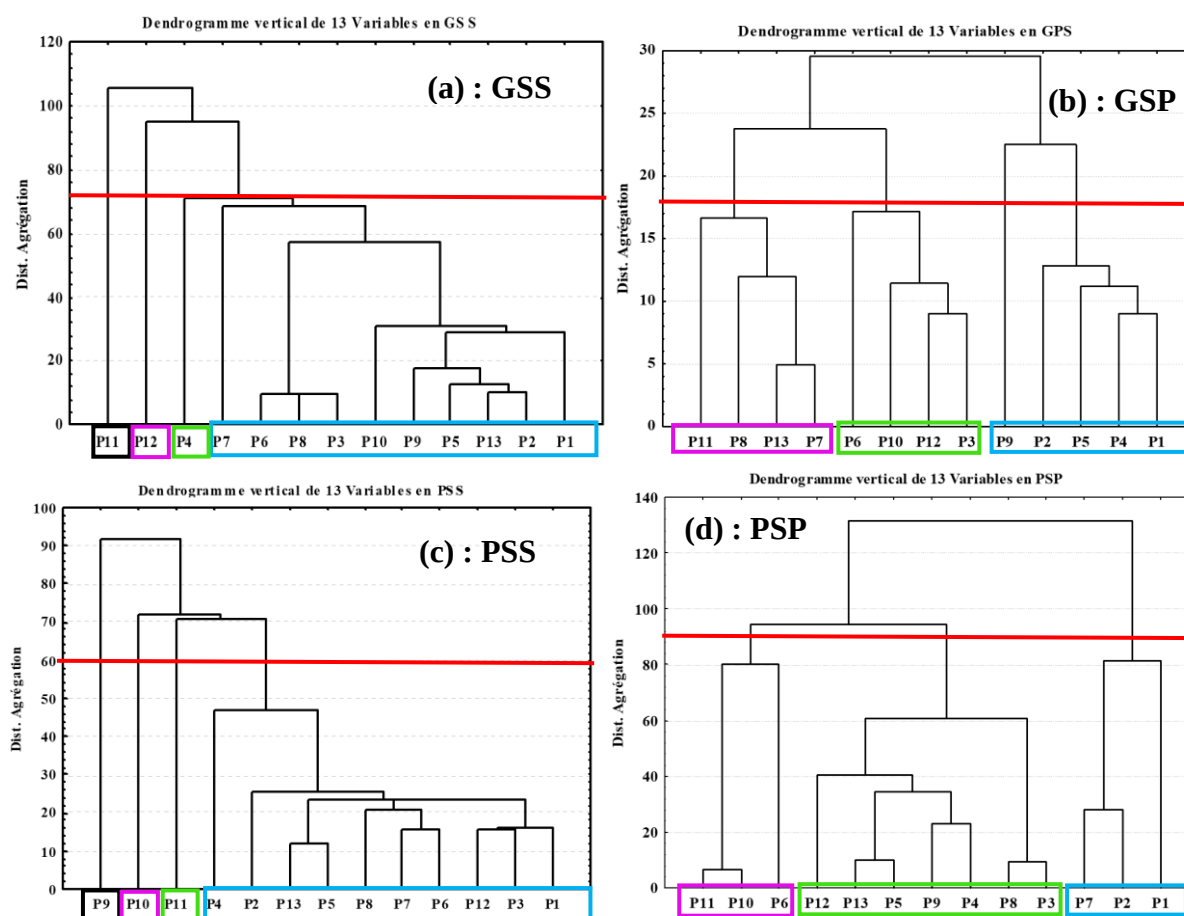


Figure 38. Dendrogramme des individus du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

5.2.2. Analyse en Composantes Principales Normées pour les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

5.2.2.1. Relation entre les paramètres physico-chimiques et chimiques des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

Les différentes corrélations entre les variables nécessaires pour la compréhension des phénomènes étudiés sont présentées dans les tableaux XXXII, XXXIII, XXXIV et XXXV respectivement en GSS, GSP, PSS et PSP. Il existe de nombreuses corrélations fortes positives et négatives entre certains paramètres physico-chimiques et chimiques.

En GSS, les corrélations positives sont moyennement significatives ($0,60 \leq r \leq 80$) entre la T°C et NH_4^+ , entre pH et Na^+ , Ca^{2+} , entre le OD et Na^+ , Ca^{2+} , entre la Turb et PO_4^{3-} , DBO_5 , DCO, COT, Na^+ , Ca^{2+} ; entre SO_4^{2-} et Mn, entre la DBO_5 et le Na^+ , Ca^{2+} , entre la DCO et le Na^+ , Ca^{2+} , entre le COT et le Na^+ , Ca^{2+} , entre Mn et le As, Fe, Hg, Mg^{2+} , Na^+ , Ca^{2+} , entre le K^+ et le Ca^{2+} . Des corrélations hautement significatives ($r > 0,80$) entre PO_4^{3-} et DBO_5 , DCO, COT, entre SO_4^{2-} et tous les ETM sauf Cr et le Cu. Des corrélations entre DBO_5 et DCO, COT et entre tous les ETM à l'exception du Cr et du Cu (Tableau XXXII).

En GSP (Tableau XXXIII), on note les corrélations très significatives ($r > 0,90$) entre le SO_4^{2-} et les ETM; la DBO_5 et la DCO, le COT. Les ETM sont hautement corrélés entre eux ($r > 0,90$).

Pour la PSS, des corrélations sont moyennement significatives ($0,60 \leq r \leq 80$) entre pH et la CE, entre la Turb et NH_4^+ , entre NO_2^- et PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , As, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn, entre PO_4^{3-} et SO_4^{2-} , COT, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn, entre DCO et As, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn. Ces mêmes corrélations sont observées entre Cd et Mg^{2+} , Mn, Ni, Pb, Zn, entre le Cr et Hg, Mg^{2+} , Mn, Na^+ , Ni, Pb, Zn, K^+ , Ca^{2+} . Les corrélations sont hautement significatives entre NO_3^- et DBO_5 , DCO, COT, entre SO_4^{2-} et As, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn, entre la DBO_5 et DCO, COT, entre le As et Ni, Pb, Zn, entre le Fe et Ni, Pb, Zn, entre le Hg et Ni, Pb, Zn, entre le Mg^{2+} et Na^+ , entre le Mn et Ni, Pb, Zn, entre le Ni et Pb, Zn et entre le Zn et le Pb (Tableau XXXIV).

Dans la PSP, les corrélations généralement sont très importantes ($r \geq 0,90$) entre ETM. On observe également des corrélations entre le NO_3^- et la DBO_5 , DCO, COT; entre SO_4^{2-} et les ETM ($r > 0,90$) (Tableau XXXV).

Tableau XXXII. Matrice de corrélation entre les variables des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé en GSS

	T°C	pH	CE	OD	Turb	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	DBO ₅	DCO	COT	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mg	Mn	Na ⁺	Ni	Pb	Zn	K ⁺	Ca ²⁺
T°C	1,00																										
pH	0,36	1,00																									
CE	0,25	0,05	1,00																								
OD	0,52	0,94	0,04	1,00																							
Turb	-0,09	0,57	0,00	0,55	1,00																						
NO ₂ ⁻	-0,59	-0,10	0,03	-0,32	0,21	1,00																					
NO ₃ ⁻	-0,61	-0,22	-0,04	-0,42	0,15	0,93	1,00																				
NH ₄ ⁺	0,72	0,13	0,14	0,42	-0,03	-0,67	-0,67	1,00																			
PO ₄ ³⁻	0,09	0,49	0,00	0,45	0,64	0,05	-0,11	-0,05	1,00																		
SO ₄ ²⁻	0,01	0,54	-0,22	0,48	0,39	0,44	0,45	-0,02	-0,03	1,00																	
DBO ₅	-0,27	0,30	-0,02	0,16	0,65	0,58	0,49	-0,42	0,82	0,25	1,00																
DCO	-0,27	0,30	-0,02	0,16	0,65	0,58	0,49	-0,42	0,82	0,25	0,99	1,00															
COT	-0,27	0,30	-0,02	0,16	0,65	0,58	0,49	-0,42	0,82	0,25	0,99	0,99	1,00														
As	0,01	0,54	-0,22	0,48	0,40	0,44	0,45	-0,02	-0,03	0,99	0,25	0,25	0,25	1,00													
Cd	0,01	0,54	-0,22	0,48	0,40	0,44	0,45	-0,02	-0,03	0,99	0,25	0,25	0,25	0,99	1,00												
Cr	0,37	-0,18	0,30	-0,02	0,06	-0,18	-0,08	0,31	0,17	-0,12	0,11	0,11	0,11	-0,12	-0,12	1,00											
Cu	0,14	-0,58	0,18	-0,46	-0,68	-0,23	-0,31	0,18	-0,58	-0,49	-0,69	-0,69	-0,69	-0,50	-0,50	0,02	1,00										
Fe	0,01	0,54	-0,22	0,48	0,40	0,44	0,45	-0,02	-0,03	0,99	0,25	0,25	0,25	0,99	0,99	-0,12	-0,50	1,00									
Hg	0,01	0,54	-0,22	0,48	0,40	0,44	0,45	-0,02	-0,03	0,99	0,25	0,25	0,25	0,99	0,99	-0,12	-0,50	0,98	1,00								
Mg ²⁺	0,23	0,49	-0,17	0,50	0,34	0,24	0,25	0,06	-0,10	0,82	0,07	0,07	0,07	0,82	0,82	-0,04	-0,18	0,82	0,82	1,00							
Mn	0,09	0,53	-0,06	0,52	0,52	0,09	0,25	0,09	-0,06	0,77	0,10	0,10	0,10	0,77	0,77	0,19	-0,59	0,77	0,77	0,64	1,00						
Na ⁺	0,06	0,75	-0,17	0,68	0,71	0,39	0,30	-0,03	0,55	0,81	0,67	0,67	0,67	0,81	0,81	-0,03	-0,74	0,81	0,81	0,63	0,60	1,00					
Ni	0,01	0,54	-0,22	0,48	0,40	0,44	0,45	-0,02	-0,03	0,99	0,25	0,25	0,25	0,99	0,99	-0,12	-0,50	0,98	0,99	0,82	0,77	0,81	0,99	1,00			
Pb	0,01	0,54	-0,22	0,48	0,40	0,44	0,45	-0,02	-0,03	0,99	0,25	0,25	0,25	0,99	0,99	-0,12	-0,50	0,99	0,99	0,82	0,77	0,81	0,99	0,82	1,00		
Zn	-0,24	0,28	-0,11	0,28	0,40	0,40	0,48	0,01	-0,09	0,82	0,21	0,21	0,21	0,82	0,82	-0,03	-0,48	0,82	0,82	0,52	0,70	0,62	0,82	0,82	1,00		
K ⁺	0,01	0,54	-0,22	0,48	0,40	0,44	0,45	-0,02	-0,03	0,99	0,25	0,25	0,25	0,99	0,99	-0,12	-0,50	0,99	0,99	0,82	0,77	0,81	0,99	0,99	0,82	1,00	
Ca ²⁺	0,06	0,75	-0,17	0,68	0,71	0,39	0,30	-0,03	0,55	0,81	0,67	0,67	0,67	0,81	0,81	-0,03	-0,74	0,81	0,81	0,63	0,60	0,99	0,81	0,81	0,62	0,81	1,00

Tableau XXXIII. Matrice de corrélation entre les variables des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé en GSP

	T°C	pH	CE	OD	Turb	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	DBO ₅	DCO	COT	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mg ²⁺	Mn	Na	Ni	Pb	Zn	K ⁺	Ca ²⁺
T°C	1,00																										
Ph	-0,28	1,00																									
CE	-0,23	0,21	1,00																								
OD	0,36	-0,09	0,04	1,00																							
Turb	-0,67	0,07	0,11	-0,56	1,00																						
NO ₂ ⁻	-0,31	-0,19	0,36	0,00	0,56	1,00																					
NO ₃ ⁻	0,36	-0,02	0,67	0,15	-0,18	-0,02	1,00																				
NH ₄ ⁺	0,43	-0,38	0,19	-0,08	-0,18	0,25	0,36	1,00																			
PO ₄ ³⁻	-0,46	0,55	-0,17	0,02	0,19	-0,09	-0,56	-0,73	1,00																		
SO ₄ ²⁻	-0,62	0,37	0,00	0,17	0,28	0,06	-0,26	-0,61	0,57	1,00																	
DBO ₅	-0,34	0,65	0,21	0,11	0,12	-0,11	-0,08	-0,64	0,87	0,51	1,00																
DCO	-0,34	0,65	0,21	0,11	0,13	-0,11	-0,08	-0,64	0,87	0,52	0,98	1,00															
COT	-0,34	0,65	0,21	0,11	0,13	-0,10	-0,08	-0,64	0,87	0,52	0,97	0,99	1,00														
As	-0,62	0,37	0,00	0,17	0,28	0,06	-0,26	-0,61	0,57	0,98	0,51	0,52	0,52	1,00													
Cd	-0,62	0,38	0,00	0,17	0,28	0,06	-0,25	-0,60	0,57	0,97	0,52	0,52	0,52	0,98	1,00												
Cr	-0,62	0,37	0,00	0,17	0,28	0,06	-0,26	-0,61	0,57	0,98	0,51	0,52	0,52	0,98	0,97	1,00											
Cu	-0,62	0,37	0,00	0,17	0,28	0,06	-0,26	-0,61	0,57	0,99	0,51	0,52	0,52	0,99	0,97	0,98	1,00										
Fe	-0,62	0,37	0,00	0,17	0,28	0,06	-0,26	-0,61	0,57	0,96	0,51	0,52	0,52	0,98	0,99	0,96	0,97	1,00									
Hg	-0,62	0,37	0,00	0,17	0,28	0,06	-0,26	-0,61	0,57	0,98	0,51	0,52	0,52	0,97	0,99	0,96	0,98	0,99	1,00								
Mg ²⁺	-0,62	0,37	0,00	0,17	0,28	0,06	-0,26	-0,61	0,57	0,97	0,51	0,52	0,52	0,98	0,98	0,98	0,98	0,98	0,98	1,00							
Mn	-0,62	0,37	0,00	0,17	0,28	0,06	-0,26	-0,61	0,57	0,99	0,51	0,52	0,52	0,98	0,98	0,99	0,98	0,97	0,97	0,98	1,00						
Na ⁺	-0,62	0,37	0,00	0,17	0,28	0,06	-0,26	-0,61	0,57	0,99	0,51	0,52	0,52	0,97	0,97	0,99	0,98	0,97	0,97	0,98	0,98	1,00					
Ni	-0,62	0,37	0,00	0,17	0,28	0,06	-0,26	-0,61	0,57	0,97	0,51	0,52	0,52	0,98	0,96	0,99	0,99	0,97	0,97	0,98	0,98	0,98	1,00				
Pb	-0,62	0,37	0,00	0,17	0,28	0,06	-0,26	-0,61	0,57	0,97	0,51	0,52	0,52	0,99	0,97	0,96	0,98	0,98	0,97	0,98	0,98	0,98	0,98	1,00			
Zn	-0,62	0,37	0,00	0,17	0,28	0,06	-0,26	-0,61	0,57	0,96	0,51	0,52	0,52	0,99	0,97	0,96	0,98	0,98	0,98	0,98	0,97	0,97	0,98	0,97	1,00		
K ⁺	-0,62	0,37	0,00	0,17	0,28	0,06	-0,26	-0,61	0,57	0,97	0,51	0,52	0,52	0,97	0,95	0,96	0,99	0,97	0,96	0,98	0,97	0,97	0,98	0,98	0,96	1,00	
Ca ²⁺	-0,62	0,37	0,00	0,17	0,28	0,06	-0,26	-0,61	0,57	0,98	0,51	0,52	0,52	0,97	0,98	0,98	0,99	0,97	0,98	0,98	0,97	0,98	0,98	0,98	0,98	0,97	1,00

Tableau XXXIV. Matrice de corrélation entre les variables des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé en PSS

	T°C	pH	CE	OD	Turb	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	DBO ₅	DCO	COT	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mg ²⁺	Mn	Na	Ni	Pb	Zn	K	Ca ²⁺
T°C	1,00																										
pH	-0,75	1,00																									
CE	-0,65	0,62	1,00																								
OD	-0,59	0,24	0,50	1,00																							
Turb	-0,05	-0,27	-0,34	0,10	1,00																						
NO ₂ ⁻	0,09	0,04	-0,25	-0,27	0,38	1,00																					
NO ₃ ⁻	-0,33	0,27	-0,16	0,37	0,14	0,22	1,00																				
NH ₄ ⁺	-0,22	-0,30	-0,06	0,30	0,60	0,13	0,05	1,00																			
PO ₄ ³⁻	-0,25	0,21	0,12	-0,05	0,34	0,66	0,24	0,12	1,00																		
SO ₄ ²⁻	-0,07	0,13	-0,23	-0,15	0,18	0,76	0,58	0,18	0,75	1,00																	
DBO ₅	-0,35	0,24	-0,16	0,39	0,19	0,24	0,99	0,14	0,27	0,61	1,00																
DCO	-0,35	0,24	-0,16	0,39	0,19	0,24	0,99	0,14	0,27	0,61	0,98	1,00															
COT	-0,56	0,25	-0,08	0,41	0,45	0,21	0,83	0,33	0,27	0,42	0,86	0,86	1,00														
As	-0,07	0,13	-0,22	-0,14	0,18	0,75	0,59	0,18	0,75	0,98	0,61	0,61	0,42	1,00													
Cd	0,01	0,02	-0,26	-0,33	0,09	0,56	0,51	0,12	0,43	0,75	0,53	0,53	0,35	0,75	1,00												
Cr	0,31	-0,18	-0,21	-0,20	0,05	0,65	0,21	0,22	0,52	0,79	0,24	0,24	0,00	0,78	0,47	1,00											
Cu	0,14	-0,10	0,30	0,44	-0,17	-0,05	0,06	-0,30	-0,09	-0,19	0,03	0,03	-0,18	-0,19	-0,11	-0,02	1,00										
Fe	-0,30	0,28	-0,10	-0,12	0,23	0,71	0,35	0,26	0,71	0,81	0,39	0,39	0,36	0,81	0,58	0,59	-0,40	1,00									
Hg	-0,08	0,14	-0,22	-0,14	0,18	0,76	0,58	0,19	0,75	0,98	0,61	0,61	0,42	0,98	0,74	0,79	-0,19	0,81	1,00								
Mg ²⁺	0,03	-0,03	0,10	-0,10	-0,23	0,28	0,14	0,07	0,28	0,47	0,15	0,15	-0,03	0,46	0,51	0,62	0,24	0,39	0,47	1,00							
Mn	-0,07	0,13	-0,23	-0,15	0,18	0,76	0,59	0,17	0,75	0,98	0,61	0,61	0,42	0,98	0,75	0,78	-0,19	0,81	1,00	0,46	1,00						
Na ⁺	0,08	-0,06	0,09	-0,10	-0,25	0,27	0,16	0,04	0,27	0,47	0,17	0,17	-0,04	0,47	0,51	0,63	0,29	0,33	0,48	0,99	0,46	1,00					
Ni	-0,07	0,13	-0,22	-0,14	0,18	0,76	0,58	0,18	0,75	0,99	0,61	0,61	0,42	0,99	0,75	0,79	-0,19	0,81	0,97	0,47	0,97	0,47	1,00				
Pb	-0,06	0,11	-0,24	-0,12	0,19	0,76	0,61	0,18	0,74	0,99	0,63	0,63	0,44	0,99	0,75	0,79	-0,16	0,81	0,97	0,47	0,97	0,48	0,99	1,00			
Zn	-0,08	0,14	-0,21	-0,14	0,16	0,74	0,59	0,18	0,75	0,99	0,61	0,61	0,42	0,99	0,75	0,79	-0,19	0,81	0,97	0,47	0,97	0,48	0,97	0,99	1,00		
K ⁺	0,07	0,13	0,04	-0,27	-0,11	0,30	0,32	-0,04	0,32	0,53	0,32	0,32	0,17	0,52	0,57	0,62	-0,13	0,45	0,52	0,54	0,52	0,53	0,53	0,53	0,53	1,00	
Ca ²⁺	0,07	-0,05	0,09	-0,11	-0,24	0,28	0,15	0,04	0,28	0,47	0,15	0,15	-0,05	0,47	0,51	0,63	0,27	0,35	0,47	0,98	0,46	0,98	0,47	0,47	0,48	0,54	1,00

Tableau XXXV. Matrice de corrélation entre les variables des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé en PSP

	T°C	pH	CE	OD	Turb	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	DBO ₅	DCO	COT	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mg ²⁺	Mn	Na	Ni	Pb	Zn	K ⁺	Ca ²⁺
T°C	1,00																										
pH	0,35	1,00																									
CE	-0,23	0,04	1,00																								
OD	-0,42	-0,22	0,08	1,00																							
Turb	-0,46	-0,15	-0,22	0,28	1,00																						
NO ₂ ⁻	-0,17	-0,09	0,23	0,02	-0,08	1,00																					
NO ₃ ⁻	-0,75	-0,25	0,37	0,17	0,49	0,53	1,00																				
NH ₄ ⁺	-0,05	-0,21	0,31	0,02	0,27	-0,32	0,11	1,00																			
PO ₄ ³⁻	-0,02	-0,09	-0,11	0,28	0,21	0,04	-0,12	0,22	1,00																		
SO ₄ ²⁻	-0,22	0,22	0,25	0,29	0,09	0,17	0,36	-0,26	-0,15	1,00																	
DBO ₅	-0,74	-0,27	0,34	0,24	0,54	0,54	0,96	0,18	0,17	0,31	1,00																
DCO	-0,74	-0,27	0,34	0,24	0,54	0,55	0,96	0,18	0,17	0,31	0,99	1,00															
COT	-0,75	-0,27	0,34	0,24	0,54	0,55	0,96	0,17	0,17	0,31	0,97	0,99	1,00														
As	-0,22	0,22	0,25	0,30	0,09	0,17	0,36	-0,26	-0,14	0,96	0,31	0,31	0,31	1,00													
Cd	-0,22	0,17	0,23	0,31	-0,01	0,22	0,35	-0,35	-0,19	0,94	0,29	0,29	0,29	0,94	1,00												
Cr	-0,23	0,20	0,29	0,27	0,08	0,22	0,39	-0,25	-0,15	0,97	0,34	0,34	0,34	0,97	0,93	1,00											
Cu	-0,31	0,21	0,27	0,25	0,08	0,10	0,40	-0,20	-0,19	0,97	0,34	0,34	0,34	0,98	0,91	0,98	1,00										
Fe	-0,21	0,20	0,26	0,23	0,10	0,23	0,41	-0,28	-0,24	0,98	0,33	0,33	0,33	0,97	0,97	0,97	0,94	1,00									
Hg	-0,26	0,19	0,27	0,35	0,10	0,20	0,39	-0,24	-0,11	0,98	0,35	0,35	0,35	0,98	0,94	0,98	0,97	0,97	1,00								
Mg ²⁺	-0,22	0,22	0,25	0,29	0,09	0,17	0,36	-0,26	-0,15	0,98	0,31	0,31	0,31	0,98	0,94	0,98	0,98	0,98	0,97	1,00							
Mn	-0,22	0,22	0,24	0,29	0,09	0,18	0,36	-0,27	-0,15	0,97	0,31	0,31	0,31	0,98	0,94	0,98	0,97	0,98	0,89	0,98	1,00						
Na ⁺	-0,22	0,22	0,25	0,29	0,09	0,17	0,36	-0,26	-0,15	0,98	0,31	0,31	0,31	0,97	0,94	0,98	0,98	0,98	0,99	0,96	0,98	1,00					
Ni	-0,22	0,22	0,25	0,29	0,09	0,17	0,36	-0,26	-0,15	0,96	0,31	0,31	0,31	0,98	0,94	0,98	0,98	0,98	0,97	0,99	0,97	0,98	1,00				
Pb	0,01	0,25	0,25	0,28	0,18	0,23	0,26	-0,23	-0,10	0,90	0,23	0,22	0,22	0,90	0,79	0,90	0,82	0,89	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	1,00			
Zn	-0,22	0,22	0,24	0,29	0,09	0,17	0,36	-0,26	-0,15	0,96	0,31	0,31	0,31	0,96	0,94	0,96	0,98	0,98	0,97	0,99	0,89	0,89	0,89	0,90	1,00		
K ⁺	-0,22	0,22	0,25	0,29	0,09	0,17	0,36	-0,26	-0,15	0,98	0,31	0,31	0,31	0,97	0,94	0,99	0,98	0,98	0,99	0,98	0,89	0,89	0,89	0,90	0,89	1,00	
Ca ²⁺	-0,22	0,22	0,25	0,29	0,09	0,17	0,36	-0,26	-0,15	0,96	0,31	0,31	0,31	0,96	0,94	0,96	0,98	0,98	0,96	0,97	0,89	0,89	0,89	0,90	0,97	0,98	1,00

5.2.2.2. Valeurs propres des facteurs

Les tableaux XXXVI, XXXVII, XXXVIII et XXXIX présentent les facteurs avec leurs valeurs propres et les différents pourcentages exprimés respectivement en GSS, GSP, PSS et PSP.

- Valeurs propres des facteurs en GSS

Tableau XXXVI. Valeurs propres et pourcentage de variance exprimée en GSS

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12
Valeur propre	13,70	4,84	3,85	1,48	0,95	0,85	0,53	0,42	0,22	0,09	0,05	0,01
% variance exprimée	50,74	17,92	14,27	5,47	3,53	3,15	1,95	1,57	0,83	0,33	0,20	0,03
Cumul de valeur propre	13,70	18,54	22,39	23,87	24,82	25,68	26,20	26,62	26,85	26,94	26,99	27
% de variance exprimée cumulée	50,74	68,67	82,94	88,41	91,94	95,09	97,04	98,61	99,44	99,77	99,97	100

En GSS, les deux (2) premiers facteurs, accompagnés de leurs valeurs propres et des pourcentages correspondants, sont reportés dans le tableau XXXVI. L'analyse de ce tableau révèle que les facteurs 1 et 2 représentent respectivement 50,74 % et 17,92 % des informations. Le plan factoriel F1xF2 exprime 68,67% de la variance. Il est donc efficace pour représenter la structure des données. Cependant, en pratique, certaines caractéristiques de cette structure ne sont pas correctement identifiées, ce qui nécessite l'exploration jusqu'au troisième facteur. L'ensemble de ces trois facteurs exprime 82,94 % de la variance totale, contenant ainsi la majeure partie des informations relatives aux mécanismes régissant l'évolution chimique des eaux de la zone d'étude.

- Valeurs propres des facteurs en GSP

Tableau XXXVII. Valeurs propres et pourcentage de variance exprimée en GSP

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10
Valeur propre	17,58	2,99	2,18	1,97	0,96	0,51	0,38	0,30	0,11	0,03
% variance exprimée	65,10	11,06	8,09	7,30	3,54	1,89	1,41	1,11	0,40	0,10
Cumul de valeur propre	17,58	20,56	22,75	24,72	25,67	26,18	26,56	26,86	26,97	27
% de variance exprimée cumulée	65,10	76,16	84,25	91,55	95,09	96,98	98,39	99,49	99,89	100

En GSP (Tableau XXXVII), le couple F1xF2 exprime à lui seul 76,16 % de l'information recherchée. Nous pouvons dire que les mécanismes qui contrôlent l'évolution chimique de l'eau de la retenue sont largement contenus dans les deux premiers facteurs. De ce fait, l'analyse a porté uniquement sur ces deux facteurs (F1xF2).

- Valeurs propres des facteurs en PSS

Tableau XXXVIII. Valeurs propres et pourcentage de variance exprimée en PSS

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12
Valeur propre	12,71	4,12	3,02	2,07	1,69	1,19	0,65	0,57	0,35	0,33	0,17	0,12
% variance exprimée	47,09	15,27	11,18	7,66	6,27	4,41	2,42	2,11	1,28	1,24	0,64	0,44
Cumul de valeur propre	12,71	16,84	19,85	21,92	23,61	24,81	25,46	26,03	26,38	26,71	26,88	27
% de variance exprimée cumulée	47,09	62,35	73,53	81,19	87,46	91,87	94,29	96,41	97,69	98,92	99,56	100

En PSS, le plan factoriel F1×F2 représente 62,35 % de la variance exprimée. Notons que l'analyse du mécanisme chimique des eaux doit exprimer 70 % de l'information recherchée. Donc l'analyse porte sur les trois premiers facteurs F1, F2 et F3, qui donne 73,53 % (Tableau XXXVIII).

- Valeurs propres des facteurs en PSP

Tableau XXXIX. Valeurs propres et pourcentage de variance exprimée en PSP

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11
Valeur propre	15,6	4,8	1,6	1,3	1,1	1,0	0,6	0,5	0,2	0,1	0,1
% variance exprimée	57,9	17,9	6,0	4,7	3,9	3,7	2,3	1,8	0,8	0,5	0,2
Cumul de valeur propre	15,6	20,5	22,1	23,4	24,4	25,5	26,1	26,6	26,8	26,9	27
% de variance exprimée cumulée	57,9	75,9	81,9	86,6	90,6	94,3	96,6	98,4	99,3	99,7	100

En PSP, l'analyse du mécanisme chimique a porté également sur les deux (2) premiers facteurs F1 et F2 du tableau XXXIX, qui donne 75,90 % de l'information recherchée.

5.2.2.3. Analyse de la projection dans l'espace des variables (cercle de communauté) et des individus

L'analyse de la projection dans l'espace des variables du plan a porté sur 28 variables (paramètres physico-chimiques et chimiques) et 13 individus (stations d'échantillonnage). Elle est exprimée par la figure 39 respectivement en GSS, GSP, PSS et PSP.

- Espace des variables et des individus en grande saison sèche (GSS)

L'espace des variables du plan factoriel F1×F2 (Figure 39a) met en évidence deux groupements de variables suivant l'axe F1 et un groupement suivant l'axe F2. Le facteur F1 est commandé dans sa partie positive par la variable Cu et dans sa partie négative par les variables SO_4^{2-} , As, Cd, Hg, Pb, Zn, Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe, Mn, pH, OD et turb, ce qui pourrait indiquer une minéralisation par l'hydrolyse acide des minéraux de la roche (Ca^{2+} , K^+ , Na^+ et Mg^{2+} , pH), au phénomène d'oxydo-réduction (Mn, Fe, OD). La présence de ces variables dans le plan factoriel

F1 pourrait traduire à la fois une minéralisation liée aux apports anthropiques et naturels. Le facteur F2 représente 18,54 % de la variance exprimée, et regroupe les paramètres de pollution organiques (DBO_5 , DCO , COT , PO_4^{3-} , NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+) dans sa partie positive, comme le témoigne la proximité de la température à cet axe (Figure 39a et 39c). La présence de ces paramètres autour de cet axe témoigne d'une pollution anthropique. En ce qui concerne le facteur F3, il est mis en relief par la Turb, pH, Zn, Mn, OD, SO_4^{2-} , As, Cd, Hg, Pb, Zn, Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe, Mn (Figure 39c). La présence de la turbidité (Turb) pourrait mettre en évidence le phénomène des apports superficiels dans les cours d'eau. Le pH dans ce groupement pourrait être le reflet d'une minéralisation liée au pluviollessivage des terres agricoles.

L'unité statistique du plan factoriel des F1xF2 associé au cercle de communauté des variables définit quatre classes d'eau sur le fleuve San-Pédro au barrage de Fayé en GSS (Figure 39b et d). La classe 1 (Figure 39b) regroupe uniquement la station P11 et est influencée par la DBO_5 , DCO , COT et le PO_4^{3-} , ce qui pourrait traduire ainsi une forte minéralisation issue des rejets d'effluents stockés en aval de la retenue du barrage. La classe 2 met en évidence la station P4, qui est caractérisée par la turb, NO_2^- et NO_3^- , ce qui peut également indiquer un phénomène d'origine anthropique. En ce qui concerne la classe 3, elle est influencée par les variables SO_4^{2-} , As, Cd, Hg, Pb, Zn, K^+ , Mg^{2+} , Fe, Mn. Ainsi la station P12 décrit la forte contamination métallique, qui peut être d'origine anthropique ou liée à l'interaction eau-roche. Quant à la classe 4, elle met en évidence des eaux faiblement minéralisées (CE, Cr, T°C). Elle est représentée par les échantillons d'eau aux stations P2, P3, P5, P6, P7, P8, P9, P10 et P13. Les variables de Turb, pH, Zn, Mn, OD, SO_4^{2-} , As, Cd, Hg, Pb, Zn, Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe et de Mn et est représentée par la station P12 qui est fortement contaminée par les ETM des eaux, gouvernée par des phénomènes d'origine naturelle et anthropique.

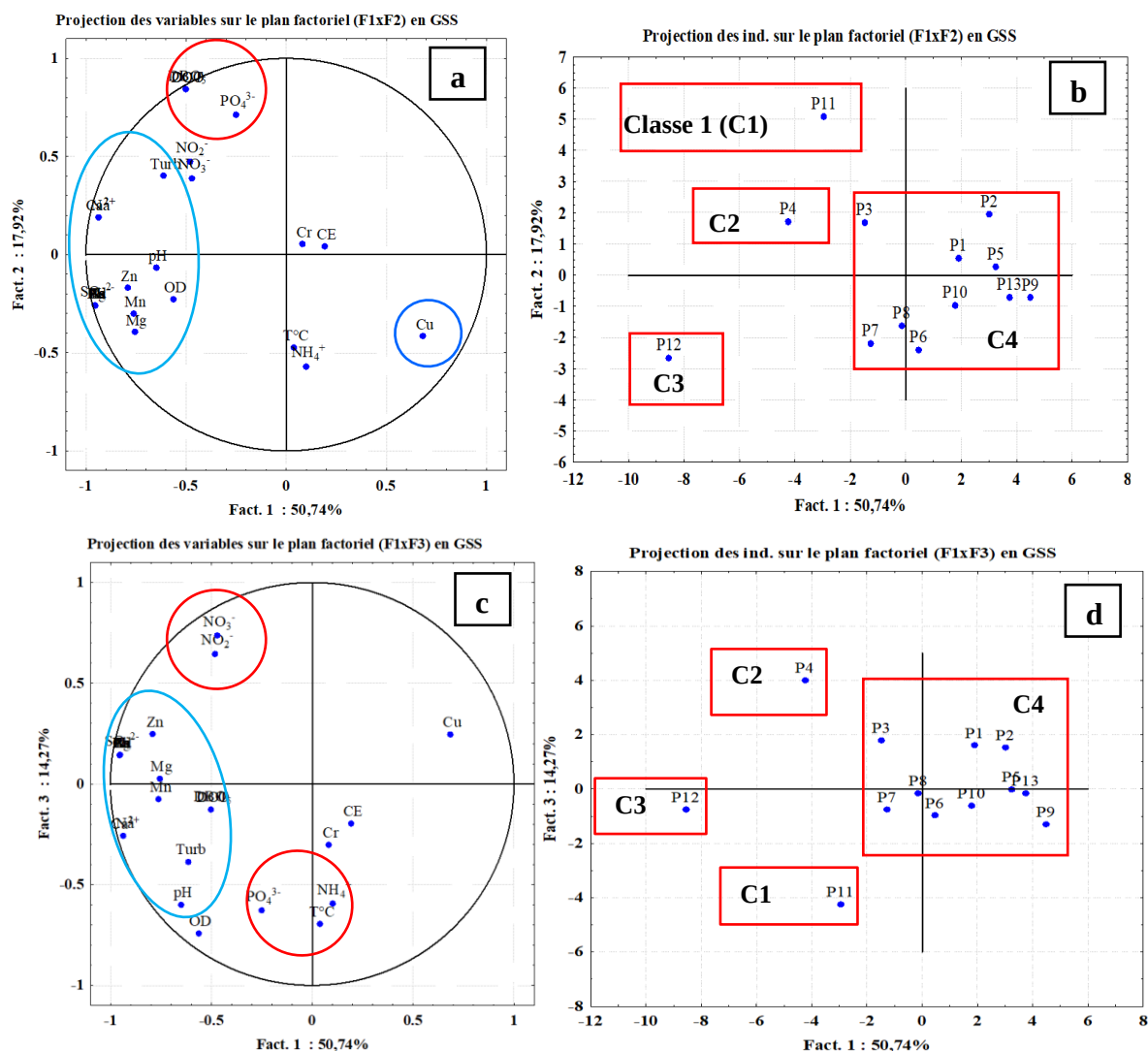


Figure 39. Cercle de communauté et unité statistique sur les axes F1x2 ; F1x3

a, c : Cercle de communauté ; b, d : unité statistique

- Espace des variables et des individus en grande saison pluvieuse (GSP)

Le groupe de variables Zn , SO_4^{2-} , As , Cd , Hg , Pb , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe , Mn inclut les variables Ca^{2+} et Mg^{2+} , qui peuvent refléter la minéralisation naturelle de l'eau acquise au contact des roches encaissantes après une longue période, ainsi que les variables As , Cd , Hg , Pb , susceptibles d'indiquer une contamination métallique d'origine anthropique (Figure 40a). Ce groupement appartient au facteur F1. Ce facteur F1 exprime donc un phénomène de la minéralisation de séjour et anthropique dans sa partie négative, donc relié à la classe iv qui regroupe les stations P7, P8, P11, et P13 (Figure 40b). Ce même facteur F1, dans sa partie positive regroupe les variables les variables T°C et NH_4^+ et sont retrouvées aux stations P1, P2, P4 et P5 (Figure 40b), caractérisant ainsi une minéralisation d'origine anthropique et aussi par l'insolation due à la couverture de la canopée presque inexistante au niveau de ces stations.

Quant au facteur F2, il regroupe DBO_5 , DCO, COT, PO_4^{3-} et le pH indique une pollution anthropique (Figure 40a). La classe 3 trouvée aux stations P3, P6, P10 et P12 est caractérisée par des eaux légèrement troubles (Figure 40b). Cette classe est faiblement minéralisée et enregistre des valeurs faibles en nutriments et en matières organiques.

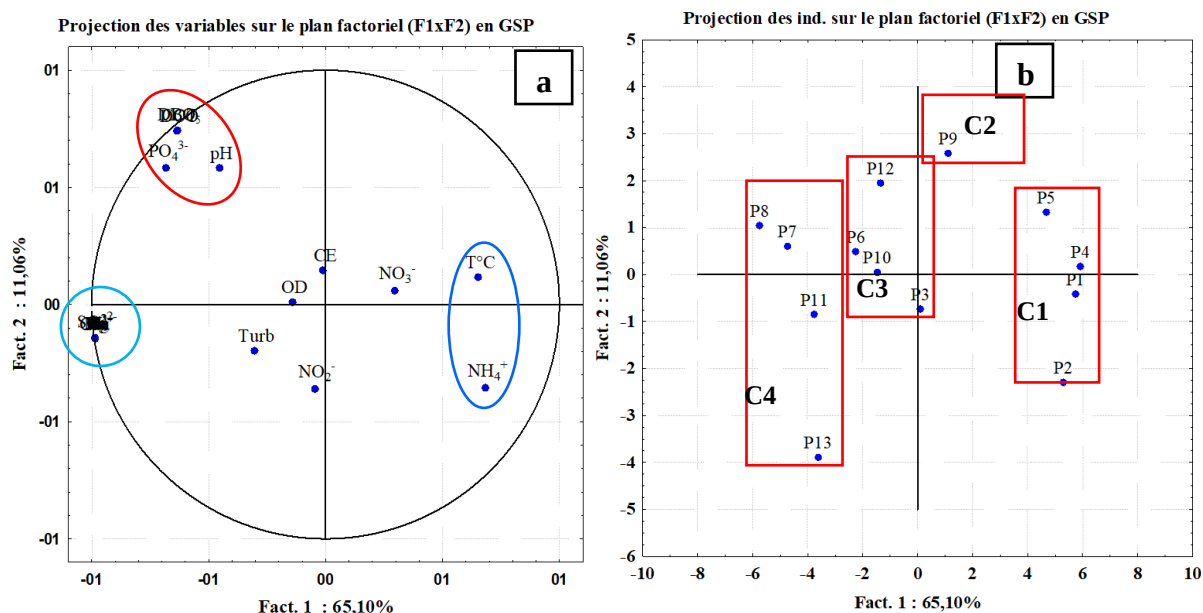


Figure 40. Cercle de communauté et unité statistique sur les axes F1xF2

a : Cercle de communauté ; b : unité statistique

- Espace des variables et des individus en petite saison sèche (PSS)

Selon la figure 41a, l'axe F1 regroupe en PSS les variables Cr, Zn, DBO_5 , DCO, SO_4^{2-} , As, Cd, Hg, Pb, NO_3^- , NO_2^- , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe, Mn, PO_4^{3-} et le pH dans sa partie négative reliée aux stations P8, P7 et P13 (Figure 41b). Ces paramètres, issus des activités anthropiques et naturelles, traduisent ainsi une forte pollution en raison des fortes concentrations de As, COT, Mn, et des corrélations observées entre ces variables ($r \geq 0,9$). L'axe F2 est commandé dans sa partie positive par la variable T°C et dans sa partie négative la variable COT (Figure 41a). En effet, la T°C joue un rôle important dans l'augmentation de l'activité chimique bactérienne et l'évaporation des eaux. Le facteur F2 traduit donc une pollution anthropique. Quant à l'axe F3 (Figure 41c) qui exprime à lui seul 11,18 % de la variance exprimée, est également caractérisé par les variables Cr, Zn, DBO_5 , DCO, Mn, SO_4^{2-} , As, Cd, Hg, Pb, Zn, Na^+ , K^+ , Fe, Mn, PO_4^{3-} issus des éléments de la roche et les apports superficiels. Ces variables sont fortement représentées aux mêmes stations (P13, P7 et P8) (Figure 41d).

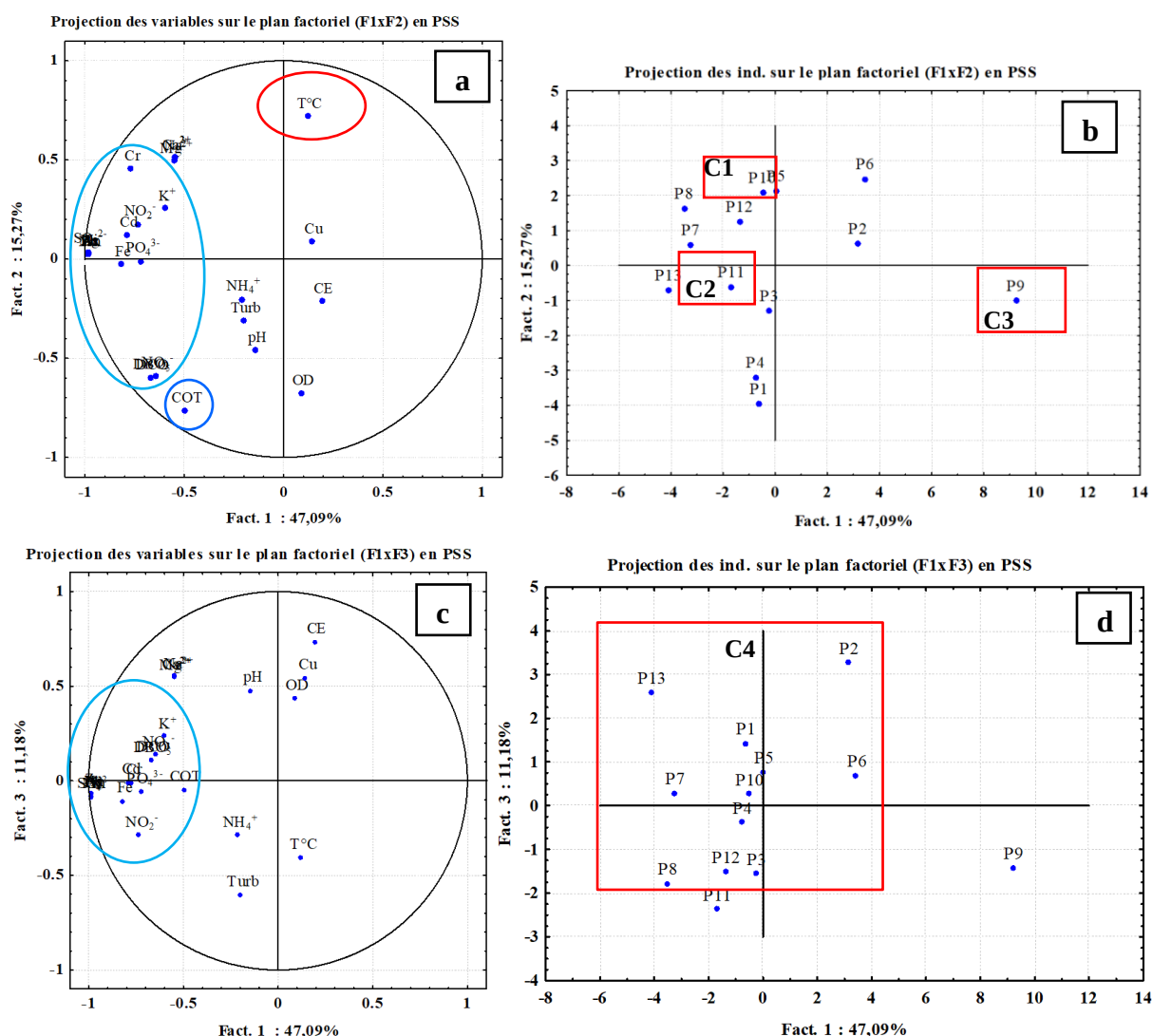


Figure 41. Cercle de communauté et unité statistique sur les axes F1x2 ; F1x3

a, c : Cercle de communauté ; b, d : unité statistique

- Espace des variables et des individus en petite saison pluvieuse (PSP)

Le couple F1x2 (Figure 42a) exprime à lui seul plus de 70% de la variance (information recherchée). Dans ce plan factoriel, le facteur 1 est déterminé dans sa partie négative par les variables Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , Cr , Zn , SO_4^{2-} , As , Cd , Hg , Pb , Mg^{2+} , Fe , Mn et le Cr (Figure 42a). On note des corrélations très importantes ($r \geq 0,80$) entre les ETM et le SO_4^{2-} en PSP, traduisant ainsi une pollution anthropique et naturelle en raison des fortes concentrations de As , Cd , Ni , Pb présents dans les eaux en PSP. Ces variables sont concentrées aux stations P1, P2 et P3 (Figure 42b). Le facteur F2 (Figure 42a) est commandé dans sa partie positive par les variables NO_3^- et la DBO_5 , DCO , COT qui sont fortement corrélés et dans sa partie négative la variable T°C . Ces variables, issues des activités humaines, pourraient donc indiquer une pollution d'origine anthropique.

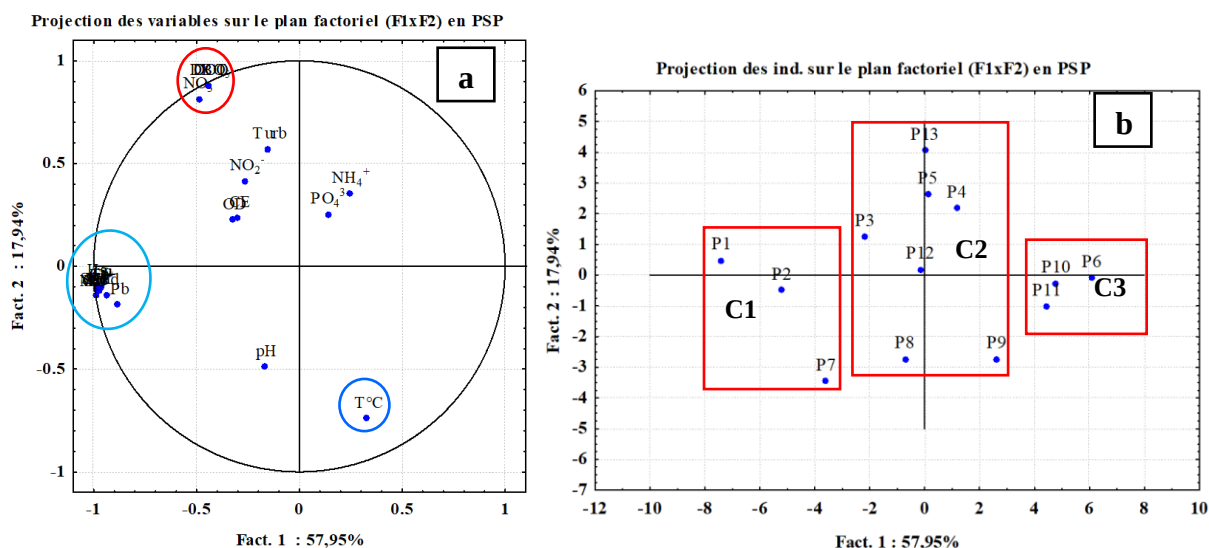


Figure 42. Cercle de communauté et unité statistique sur les axes F1xF2

a : Cercle de communauté ; b : unité statistique

5.3. Niveau de pollution organique et métallique des eaux du fleuve San-Pedro au barrage de Fayé

5.3.1. Niveau de la pollution organique des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

Le tableau XL indique les valeurs de l'indice de pollution organique en GSS, GSP, PSS et en PSP des eaux étudiées.

Tableau XL. Indice de pollution organique des eaux du fleuve San-Pédro au barrage

Valeurs de IPO								
Stations	GSS	Degré de pollution	GSP	Degré de pollution	PSS	Degré de pollution	PSP	Degré de pollution
P1	3,5	Modérée	2,75	Forte	3,75	Modérée	3,25	Modérée
P2	3,5	Modérée	3,25	Modérée	3,75	Modérée	3,25	Modérée
P3	3,25	Modérée	2,75	Forte	3,75	Modérée	3,25	Modérée
P4	3,5	Modérée	2,75	Forte	4	Faible	3	Modérée
P5	3,25	Modérée	3	Modérée	3,75	Modérée	2,75	Forte
P6	3,25	Modérée	3	Modérée	3,75	Modérée	3,25	Modérée
P7	3,25	Modérée	2,75	Forte	3,75	Modérée	3,5	Modérée
P8	3,25	Modérée	2,75	Forte	3,75	Modérée	3,5	Modérée
P9	3	Modérée	3	Modérée	3,5	Modérée	3,5	Modérée
P10	3,25	Modérée	2,75	Forte	3,75	Modérée	3	Modérée
P11	2,75	Forte	2,75	Forte	3,75	Modérée	2,5	Forte
P12	3,25	Modérée	2,75	Forte	3,75	Modérée	3	Modérée
P13	3,25	Modérée	2,75	Forte	3,75	Modérée	3,25	Modérée
Moy ± σ	3,2±0,2	Modérée	2,8±0,2	Forte	3,7±0,1	Modérée	3,1±0,3	Modérée

IPO : indice de pollution organique ; GSS : grande saison sèche ; GSP : grande saison pluvieuse ; PSS : petite saison sèche ; PSP : petite saison sèche ; Moy : moyenne ; σ : écart-type

L'analyse du tableau XL montre que :

- la GSS est caractérisée par une pollution organique modérée à 92,31 %, représentant douze (12) stations sur les treize (13) retenues ($IPO_{moy} = 3,2 \pm 0,2$). Cependant, la valeur de 2,75 obtenue à la station P11 dans la même saison traduit une forte pollution organique ;
- la GSP est caractérisée par une forte pollution organique à 63,23 %, représentant neuf (9) stations sur les treize (13) retenues ($IPO_{moy} = 2,8 \pm 0,2$). Les stations P2, P5, P6 et P9 sont caractérisées par des pollutions modérées ;
- la PSS est caractérisée par une pollution modérée à 92,31 %, représentant douze (12) stations sur les treize (13) retenues ($IPO_{moy} = 3,7 \pm 0,1$). À la station P4 de la même période, on observe une pollution faible ($IPO_{P4} = 4$) ;
- la PSP est caractérisée par une pollution modérée à 84,62 %, représentant onze (11) stations sur les treize (13) retenues ($IPO_{moy} = 3,1 \pm 0,3$). Les fortes pollutions organiques sont observées aux stations P5 et P11 ($IPO_{P5} = 2,75$ et $IPO_{P11} = 2,5$).

L'état de pollution organique des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé montre que ces eaux présentent un degré de pollution modéré, avec 92,31 % en GSS, 92,31 % en PSS et 84,62 % en PSP des stations retenues. En GSP, ces eaux sont fortement polluées par les matières organiques, représentant 63 % des stations retenues.

5.3.2. Niveau de la contamination métallique des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

L'indice de contamination métallique (HPI : heavy pollution index) a été obtenu à partir de 6 paramètres indicateurs de contamination (As, Ni, Hg, Pb, Cd et Cr). La classe de qualité des eaux est déterminée pour l'ensemble des stations de prélèvement. Le Tableau XLI indique les valeurs de l'indice de pollution métallique (HPI) en GSS, GSP, PSS et en PSP des eaux étudiées et leur risque de pollution.

Tableau XLI. Indice de pollution métallique des eaux du fleuve San-Pedro au barrage de Fayé

Stations	Valeurs de HPI				Risque de pollution
	GSS	GSP	PSS	PSP	
P1	729,53	298,07	3014,77	6457,11	Elevé
P2	387,32	465,30	2577,17	5734,40	Elevé
P3	1341,14	911,64	3014,83	4384,99	Elevé
P4	2012,30	276,62	3161,38	3132,41	Elevé
P5	487,92	385,63	2870,48	3421,57	Elevé
P6	1240,61	1123,28	2574,81	1061,03	Elevé
P7	1492,95	1353,74	3599,02	5349,18	Elevé
P8	1326,14	1449,91	3598,90	4144,68	Elevé
P9	250,45	658,12	1702,13	2939,67	Elevé
P10	712,40	1003,86	3161,44	1846,48	Elevé
P11	1001,17	1240,55	3356,13	2122,27	Elevé
P12	2860,58	890,67	3404,17	4093,39	Elevé
P13	406,60	1351,65	3599,06	3421,45	Elevé
Moy ± σ	1096,09 ± 712,39	877,62 ± 406,25	3048,79 ± 515,08	3700,66 ± 1499,39	Elevé

HPI : Indice de pollution métallique ; GSS : grande saison sèche ; GSP ; grande saison pluvieuse ; PSS : petite saison sèche ; PSP : petite saison sèche ; Moy : moyenne ; σ : écart-type

L'indice de pollution métallique (HPI), calculé séparément pour chaque station d'échantillonnage du fleuve (Tableau XLI), indique un risque élevé de pollution pour toutes les stations et en toutes saisons. Les valeurs moyennes sont de 1 096,09±712,39 en GSS, de 877,62±406,25 en GSP, de 3 048,79±515,08 en PSS et de 3 700,66±1 499,39 en PSP. Ces valeurs sont supérieures à la limite critique pour une eau brute destinée à la production d'eau de consommation humaine qui est de 100. En PSS, la plus forte valeur (HPI = 3 599,06) de HPI est obtenue en aval de la retenue du barrage à la station P13, alors qu'en PSP, la valeur maximale (HPI = 6 457,11) est obtenue en amont de la retenue sur la rivière Palabod à la station P1. En GSP, le risque élevé de contamination est observé à la station P8 (HPI = 1 449,91), du côté Est de la retenue. En GSS, cette valeur maximale (HPI = 2 860,58) est obtenue au P12 en aval de la retenue.

Les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé présentent un risque élevé de contamination par les ETM toxiques en toutes saisons.

5.4. Qualité physico-chimique et chimique des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

La qualité des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé a été évaluée par groupe de paramètres afin de montrer leur influence sur ces eaux, puis ces paramètres ont été associés afin d'évaluer sa qualité globale.

5.4.1. Variation spatio-temporelle de la qualité des eaux par les paramètres physico-chimiques

La variation spatio-temporelle de la qualité des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé montre une eau brute 100% impropre, d'où la nécessité d'un traitement approprié avant son utilisation (Figure 43a et 43c).

Ces indices présentent des valeurs qui oscillent entre 106,9 (P5) et 277,1 (P11) en GSS et entre 116,7 et 275,8 aux stations P6 et P11 en GSP. En PSS, on note des valeurs d'indices comprises entre 139,9 (P2) sur la rivière Palabod et 311,7 (P3) à la prise d'eau de SAPH sur le fleuve San-Pédro. En PSP, ces valeurs sont comprises entre 113,1 (P12) et 372,3 (P13) en aval de la retenue du barrage de Fayé (Figure 43a). La figure 43b montre une variation des valeurs moyennes saisonnières des IQE des paramètres physico-chimiques (PC) dans les eaux. La valeur moyenne la plus élevée ($IQE_{moy,PC} = 216,53$) a été obtenue en PSS, tandis que la plus faible ($IQE_{moy,PC} = 161,02$) est obtenue en GSS.

Ces valeurs d'IQE sont toutes supérieures à la valeur critique d'une eau non potable qui est de 100.

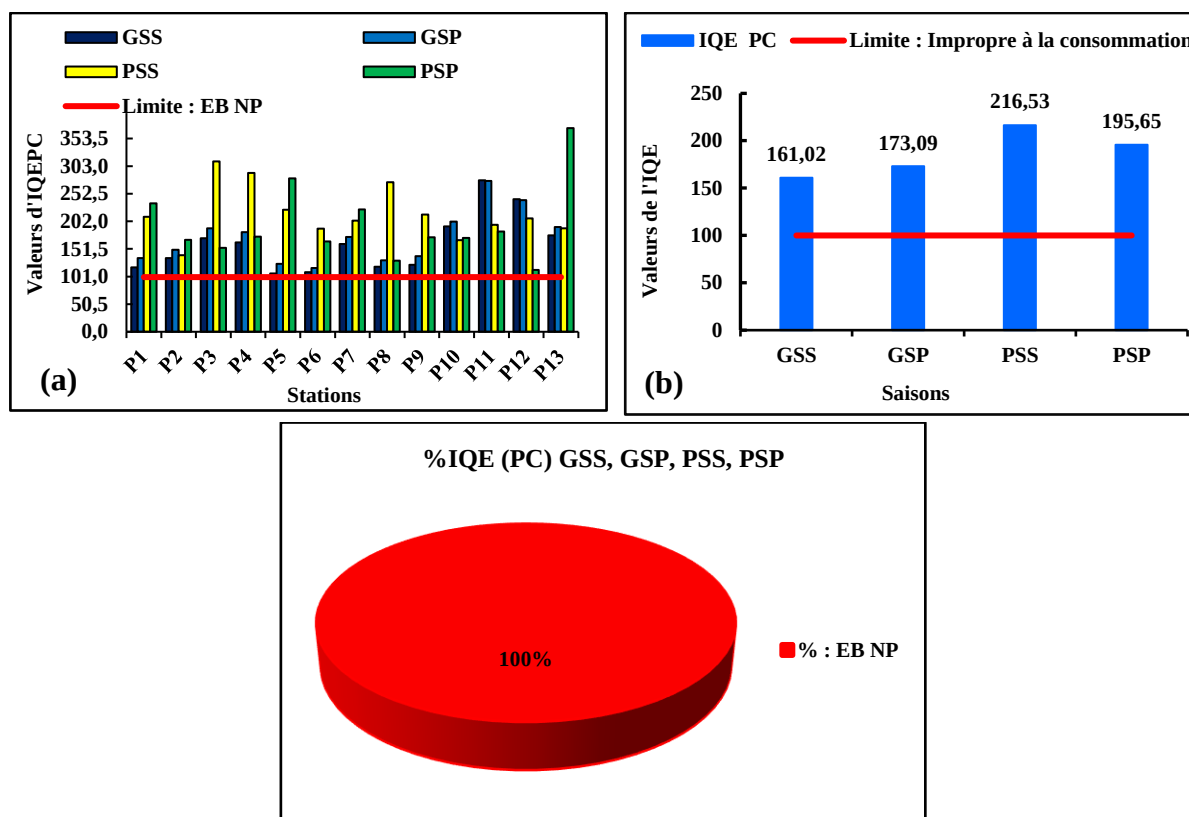


Figure 43. Indices de qualité des eaux par les paramètres physico-chimiques

PC : Paramètres physico-chimiques ; a : Variation spatio-temporelle de l'indice de qualité des eaux par les PC ; b : Variation saisonnière des valeurs moyennes d'indices de qualité des eaux ; c : Pourcentage des classes de qualité d'eau ; EB NP : Eau non potable ou impropre à la consommation

5.4.2. Variation spatio-temporelle de la qualité des eaux par les paramètres indicateurs de pollution organique

Le figure 44 montre des classes de qualité des eaux brutes variant d'excellente qualité à non potable.

En GSS, l'IQE varie de 20,3 à la station P13 (eau brute d'excellente qualité) à 85,9 à la station P11 (eau de très mauvaise qualité), avec une moyenne de 35,7 (eau brute de bonne qualité) (Figure 44a et 44b). La classe de bonne qualité ($25 \leq IQE < 50$) représente 84,6% des eaux étudiées. Les classes de très mauvaise qualité ($75 \leq IQE < 100$) et d'excellente qualité ($0 \leq IQE < 25$) correspondent chacune 7,7% des eaux étudiées (Figure 44c).

En GSP, l'IQE varie de 44,5 à la station P2 (eau brute de bonne qualité) à 60,7 à la station P8 (mauvaise qualité) (Figure 44a) pour une moyenne de 53,9 indiquant une eau brute de mauvaise qualité (Figure 44b). La classe d'une eau brute de bonne qualité ($25 \leq IQE < 50$) représente 23,1% des eaux étudiées et la classe mauvaise qualité ($50 \leq IQE < 75$) exprime plus 76,9% des eaux étudiées (Figure 44d).

En PSS, l'IQE moyenne est de 80,10 d'où une eau brute de très mauvaise qualité (Figure 44b). Cet indice varie de 43,4 à la station P8 (une eau brute de bonne qualité) à 139,08 à la station P1 montrant une eau brute impropre à toute utilisation (Figure 44a). Ces eaux étudiées se caractérisent par 15,4 % d'eaux brutes de bonne qualité, représentant 2 stations sur 13 ; 30,8 % d'eaux de mauvaise et de très mauvaise qualité, correspondant à 4 stations chacune, et 23,1 % d'eaux impropres à la consommation, couvrant 3 stations (Figure 44e).

En PSP, on note un IQE moyen de 32,31 ; caractérisé par une eau brute de bonne qualité (Figure 44b). La classe de mauvaise qualité correspond à 7,7% des eaux étudiées précisément en aval de la retenue (P13), alors que la classe d'une eau brute d'excellente et bonne qualité correspondent chacune 46,2% des eaux étudiées (Figure 44f).

Les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé sont polluées (eau de très mauvaise qualité) en PSS que les autres saisons. Cette forte pollution se situe en amont de la retenue du barrage précisément sur la rivière Palabod à la station P1, à la station P3 et à la station P4 (Annexe 8).

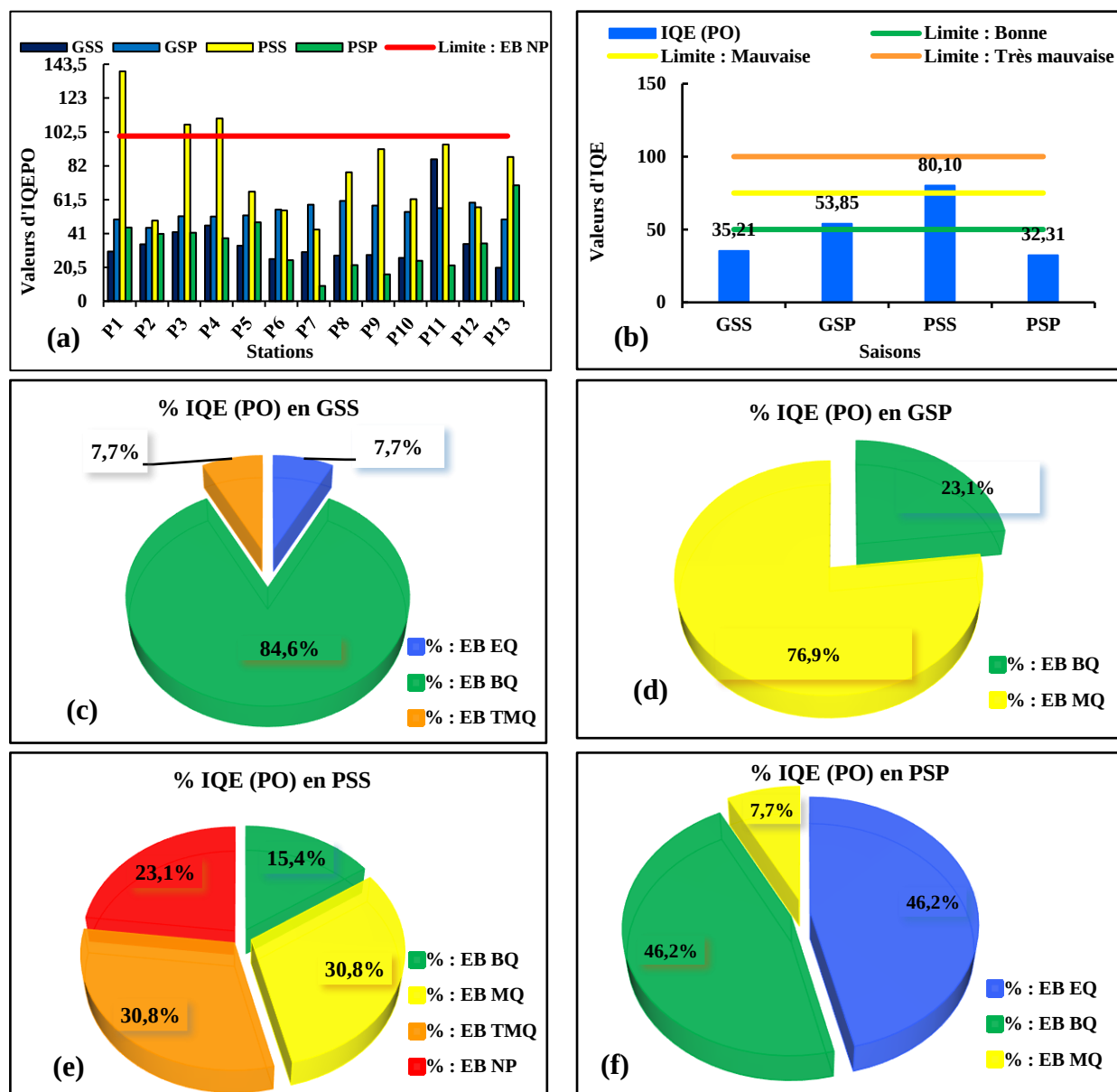


Figure 44. Indices de qualité des eaux par les paramètres indicateurs de pollution organiques

PO : Paramètres indicateurs de pollution organique ; a : Variation spatio-temporelle de l'indice de qualité des eaux par les PO ; b : Variation saisonnière des valeurs moyennes d'indices de qualité des eaux ; c, d, e, f : Pourcentage des classes de qualité d'eaux ; EB EQ : Eau brute d'excellente qualité ; EB BQ : Eau brute de bonne qualité ; EB MQ : Eau brute de mauvaise qualité ; EB TMQ : Eau brute de très mauvaise qualité ; EB NP : Eau brute non potable ou impropre à la consommation

5.4.3. Variation spatio-temporelle de la qualité des eaux par les éléments traces métalliques

L'analyse spatiale de la qualité des eaux étudiées par les éléments traces métalliques (ETM) montre une eau brute impropre à la consommation dans l'ensemble des stations d'échantillonnage (Figure 45a et 45c). Les fortes valeurs de l'IQE en termes d'ETM se retrouvent en amont du barrage hydroélectrique respectivement sur la rivière Palabod avant les

champs de SAPH au village V1 à la station P1 ($IQE_{P1} = 6\,360,3$) et sur le fleuve San-Pédro communément appelé rivière Gôh à la station P12 ($IQE_{P2} = 5\,648,4$) en PSS. Ainsi, 100% (Figure 45c) de ces eaux étudiées ont des valeurs d'IQE moyennes de 1 079,6 ; 864,5 ; 3 007,6 et 3 645,2 respectivement en GSS, GSP, PSS et PSP (Figure 45b). On note que la valeur moyenne d'IQE par rapport aux ETM dans la période de la PSS est plus élevée que les autres saisons.

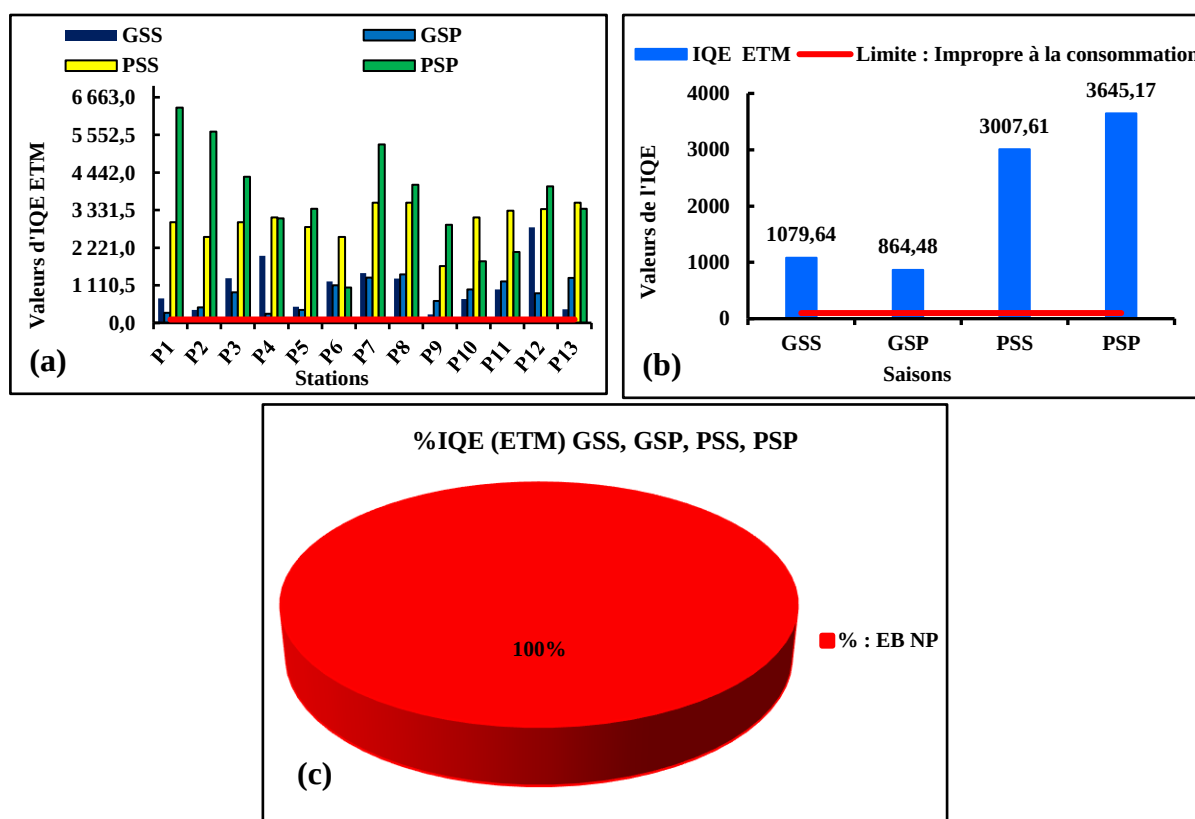


Figure 45. Indices de qualité des eaux par les éléments traces métalliques

ETM : Eléments traces métalliques ; a : Variation spatio-temporelle de l'indice de qualité des eaux par les PC ; b : Variation saisonnière des valeurs moyennes d'indices de qualité des eaux ; c : Pourcentage des classes de qualité d'eau ; EB NP : Eau brute non potable ou impropre à la consommation

5.4.4. Qualité spatio-temporelle globale des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

L'ensemble des stations d'échantillonnage dans le bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé donne des valeurs moyennes de l'IQE de 1 078,8 ; 863,9 ; 3 005,3 et 3 642,3 (Figure 46b) supérieures à 100 indiquant ainsi des eaux brutes impropres à la consommation en toutes saisons (Figure 46c).

En GSS, les fortes pollutions se situent au point P10 sur la retenue du barrage Fayé et au point P12 au Sud de la retenue (Figure 46a).

En GSP, les valeurs maximales de l'IQE sont constatées aux stations P7, P8, P11, P13, principalement dans les zones où l'activité de pêche, ainsi que les activités domestiques sont concentrées, précisément sur la retenue du barrage. En revanche, des valeurs minimales sont relevées sur le fleuve San-Pédro et son affluent Palabod (Figure 46a).

En PSS, les fortes pollutions sont obtenues aux stations P7, P8, P11, P12 et P13 avec des valeurs de l'IQE variant de 3 173,66 à 3 547,71 (Figure 46a).

En PSP, ces fortes pollutions sont représentées aux stations P1 sur l'affluent Palabod et P2 sur la rivière Gôh, avec des valeurs de l'IQE variant respectivement de 1 044,41 à 6355,19 (Figure 46a).

La variation spatio-temporelle de la qualité chimique de l'eau est significative, avec une hétérogénéité spatiale ($CV = 67,63\%$ en GSS, $CV = 48,18\%$ en GSP, $CV = 42,17\%$ en PSS) et saisonnière (test de Friedman, $p = 7,42E-06 < 0,05$). Cependant, en PSS, les mesures spatiales sont homogènes ($CV = 17,58\%$).

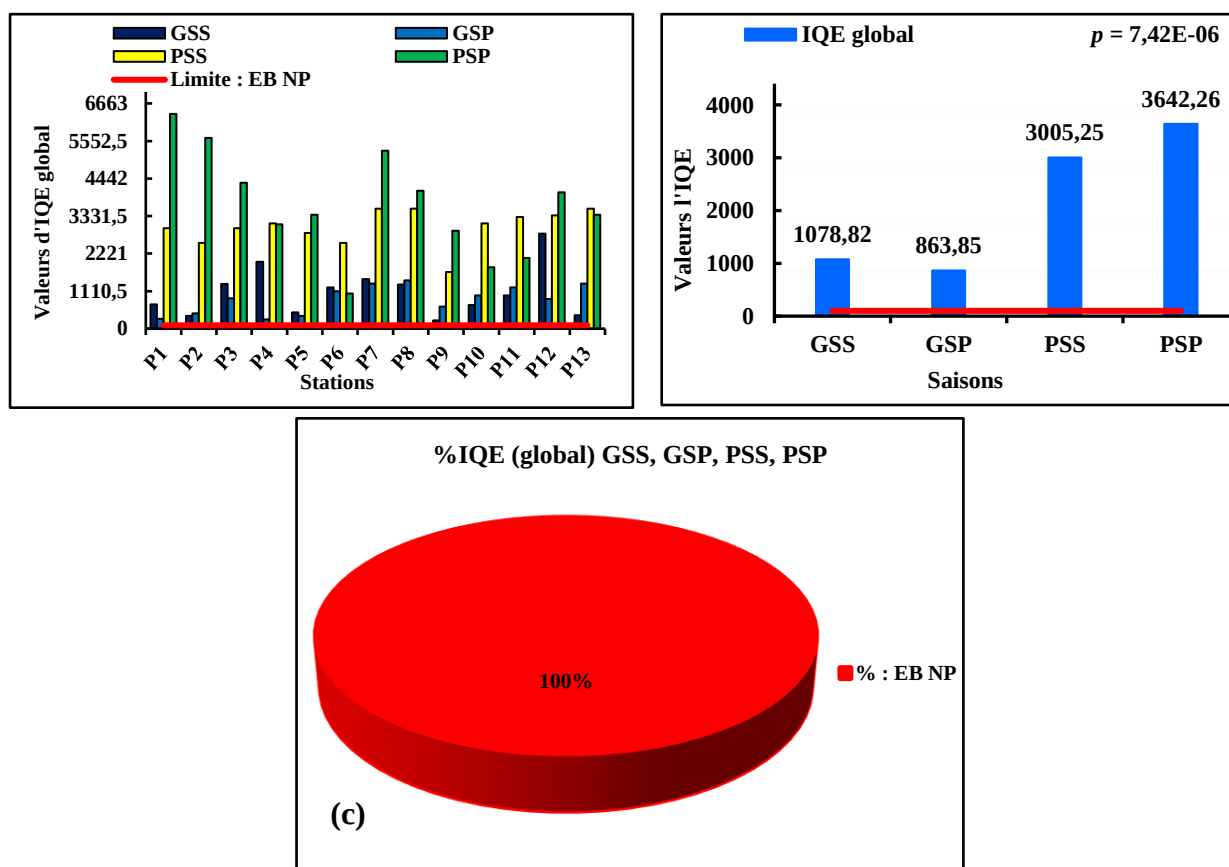


Figure 46. Indice de qualité globale des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

a : Variation spatio-temporelle de l'indice de qualité globale des eaux ; b : Variation saisonnière des valeurs moyennes d'indices de qualité globale des eaux ; c : Pourcentage des classes de qualité d'eau ; EB NP : Eau brute non potable ou impropre à la consommation

5.5. Discussion

Les valeurs moyennes de la température ($T^{\circ}\text{C}$) des eaux du bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé sont de $29,18^{\circ}\text{C}$ en GSS et en PSS ; de $28,2^{\circ}\text{C}$ en GSP et $28,68^{\circ}\text{C}$ en PSP. Ces températures sont caractéristiques du climat de la zone d'étude (climat de type équatorial de transition). La répartition spatiale de ces températures des eaux du barrage de Fayé reste homogène ($\text{CV} = 3,7 ; 4,9 ; 3,7$ et $3,9\%$). Cette stabilité thermique est une caractéristique fréquemment observée dans de nombreux lacs, rivières et fleuves du climat équatorial de transition comme le rapportent Grogala (2012) à Taabo, Grogala *et al.* (2017) à Daloa et Kpenou *et al.* (2023) à San-Pédro (Côte d'Ivoire). Par ailleurs, ces températures montrent l'exposition des masses d'eau du barrage de Fayé au rayonnement solaire et au changement de saison. Cette exposition est due à une absence de la couverture de canopée sur le plan d'eau ce qui provoquerait une insolation des masses d'eau. L'eau du barrage de Fayé est très faiblement minéralisée. La conductivité électrique moyenne (CE) y est de $33,66 \mu\text{S/cm}$, $35,35 \mu\text{S/cm}$, $43,3 \mu\text{S/cm}$ et $51,63 \mu\text{S/cm}$ ($\text{CE} < 100 \mu\text{S/cm}$; Rodier *et al.*, 2009), respectivement en PSP, PSS, GSP et GSS. Cette faible minéralisation pourrait résulter du fait que ces eaux ont eu peu de temps de contact avec la roche ainsi qu'avec les formations géologiques. Ces formations géologiques qui pourraient être constituées de roches présentant une mobilité difficile des ions. La faible minéralisation pourrait également s'expliquer par le fait que ces eaux sont moins chargées en sels dissous (Derwich, 2010). L'eau du barrage de Fayé est ainsi moins minéralisée que la lagune Aby qui est en contact direct avec la roche mère selon les travaux de Kambiré *et al.* (2014). Dans la lagune Aby, ces auteurs ont obtenu des valeurs de CE comprises entre 800 et $2\,400 \mu\text{S/cm}$. Les valeurs moyennes de pH mesurées dans ce barrage ($7,94 \pm 0,40$; $7,20 \pm 0,22$; $7,24 \pm 0,35$ et $6,82 \pm 0,33$) montrent que les eaux de ce barrage de Fayé sont légèrement neutres à alcalines en GSS, GSP et PSS, et légèrement acide, mais proche de la neutralité en PSP. De façon spatiale, les variations de pH sont homogènes ($\text{CV} = 5,1 ; 3,0 ; 4,9$ et $4,8\%$) et hétérogènes de façon saisonnières (test de Friedman ; $p = 3,10E-05$). L'alcalinité de ces eaux pourrait s'expliquer par la nature géologique des terrains de la zone d'étude, principalement composés de sable argileux. Ce type de sol favorise la libération de minéraux qui augmentent l'alcalinité de l'eau. Selon les valeurs guides du Journal Officiel de la République Française (JORF, 2023), le pH acceptable pour les eaux brutes destinées à la production d'eau potable se situe entre 6,5 et 9. Les eaux du fleuve San-Pédro respectent cet intervalle, ce qui les rend aptes à la production d'eau potable. Ces valeurs de pH des eaux sont sensiblement similaires à ceux observées dans les travaux de Odjohou *et al.* (2020) dans le lac de Hébé (Sud-est de la Côte d'Ivoire) qui

présente des valeurs de pH légèrement alcalin avec une moyenne de 7,37 pendant la saison sèche et quasi neutre avec une moyenne de 6,81 en saison pluvieuse. Les valeurs moyennes de teneur en oxygène dissous (OD) sont de 8,06 mg/L, 7,71 mg/L, 6,34 mg/L et 6,24 mg/L respectivement en GSS, GSP, PSS et PSP. Le taux de saturation enregistré dans le bassin versant du barrage de Fayé est supérieur à 50 %. Ces résultats permettent de classer ces eaux comme étant de qualité moyenne (Rodier *et al.*, 2009), favorisant ainsi la vie aquatique. Selon Rodier *et al.* (2009), les variations saisonnières de la teneur en OD peuvent être attribuées aux fluctuations de la hauteur de la colonne d'eau. Ainsi, l'augmentation de l'OD observée durant la GSS serait liée à la réduction significative de la hauteur de la colonne d'eau, favorisant une meilleure réoxygénation à l'interface eau/air. Les valeurs obtenues seraient optimales pour le traitement des eaux superficielles destinées à la potabilisation. En effet, selon Rodier *et al.* (2009), lors d'un traitement physique et chimique précédant la désinfection, le taux de saturation en oxygène dissous préconisé est supérieur à 50 %. Odjohou *et al.* (2020), estiment que les paramètres physico-chimiques des eaux douces sont caractérisés par les variations climatiques et saisonnières.

La variation spatio-temporelle des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé montre des eaux impropres à la consommation, nécessitant un traitement approprié avant utilisation, quelle que soit la saison ($IQE_{moy, global} = 1\,078,8$ en GSS ; $IQE_{moy, global} = 863,8$ en GSP, $IQE_{moy, global} = 3\,005,3$ PSS et $IQE_{moy, global} = 3642,3$ en PSP). La valeur moyenne élevée d'IQE est obtenue dans la PSP. Cette forte valeur en PSP serait liée au ruissellement accru et à l'érosion des sols dans ces eaux. En effet, en saison des pluies, le ruissellement des eaux de pluie entraîne une charge importante de polluants, de sédiments et de matières organiques provenant des surfaces agricoles, urbaines ou industrielles. De plus, l'intensité des précipitations en PSP peut provoquer une érosion accrue des sols, ce qui libère des particules en suspension dans le cours d'eau, augmentant la turbidité des eaux (valeur moyenne de la turbidité est de 24,52 NTU dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé). Il faut noter qu'en PSP, il y a eu plus de précipitations (pluies = 154,2 mm) que les autres saisons avec les valeurs de pluies respectives de 71,5 mm en PSS, de 10,4 mm en GSS et de 56,9 mm en GSP durant l'année des mesures (2021 à 2022). Les travaux de Lalaoui (2021) stipulent qu'en saison pluvieuse, les eaux sont plus polluées que la saison sèche avec des valeurs d'IQE respectives de 363,64 et 207,47 dans les eaux de la retenue du barrage Hamman Grouz en Algérie, d'où une eau impropre à toute utilisation. Cependant, les fortes pollutions sont observées notamment aux stations P12 au Sud de la retenue du barrage (GSS) ; P8 à l'Est du barrage (GSP), P7 (centre du barrage) en PSS et P1 en amont du barrage précisément sur la rivière Palabod. Les valeurs respectives de l'IQE aux

différentes stations sont de 2815,2 pour P12 en GSS, 1427,1 au P8 en GSP, 3547,5 au P7 en PSS, et 6355,2 pour P1 en PSP. D'un point de vue spatial, la station P1 présente une valeur plus élevée par rapport aux autres stations, ce qui s'explique par l'utilisation d'engrais potassiques appliqués dans les cacaoyères à cette station (Assaker, 2016). Les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé, jugées non propices à la consommation, pourraient être attribuées à des valeurs élevées des paramètres physico-chimiques ($T^{\circ}\text{C}$, Turb), ainsi qu'à la présence de substances toxiques (As, Cd, Hg, Ni, Pb) et de cations majeurs (Ca^{2+} ; K^{+}) dans ces eaux. Cela se justifie également par les valeurs d'IQE des ETM qui sont similaires à celles de l'IQE global. La pollution des eaux pourrait provenir majoritairement des ETM. Par ailleurs, les valeurs de l'indice de contamination métallique (HPI) enregistrées respectivement en GSS (HPI = 1 096,09), en GSP (HPI = 877,62), en PSS (HPI = 3 048,79) et en PSP (HPI = 3 700,66) traduisent une eau fortement contaminée par les ETM, confirmant cette hypothèse. Les teneurs élevées de ces paramètres s'expliqueraient par le lessivage des sols et autres activités anthropiques qui se déroulent sur le bassin versant (Assaker, 2016 ; Izougarhane *et al.*, 2016 ; Şener *et al.*, 2017), ainsi que par la dissolution des roches (eau-contact roche) mise en évidence par la méthode de l'analyse en composantes normées (ACPN).

Au niveau des paramètres indicateurs de pollution organique (sels nutritifs et matières organiques), les valeurs de l'IQE montrent des conditions impropres à la consommation à la station P1 (139,1) en amont du cours d'eau en PSS. On note également une eau de mauvaise qualité en aval du barrage à la station P13 ($\text{IQE}_{\text{PO}} = 54,2$) dans la même saison. La valeur moyenne d'IQE ($\text{IQE}_{\text{moy,PO}} = 80,1$) en PSS témoigne une eau de très mauvaise qualité. En GSS et en PSP, on a des eaux brutes de bonne qualité avec des valeurs moyennes respectives de 35,7 et 32,31. Quant à la GSP, on note une eau de mauvaise qualité ($\text{IQE}_{\text{moy,PO}} = 53,9$). La très mauvaise qualité en PSS se traduit par une accumulation d'importantes charges minérale et organique d'origine anthropique dans ce milieu. Par contre, en PSP, la qualité des eaux s'améliore grâce au phénomène de dilution. Ces résultats corroborent ceux de Talhaoui *et al.* (2020) qui ont trouvé qu'en hiver, la qualité de l'eau en termes de matière organique varie d'excellente qualité à mauvaise (IQE de 65 à 74), alors qu'en été, elle varie de bonne à une eau impropre à la consommation (IQE de 23 à 451).

Conclusion partielle

La présente étude a permis d'évaluer la qualité chimique des eaux de surface du bassin versant du fleuve San-Pedro au barrage Fayé. L'étude des eaux du fleuve San-Pedro au barrage de Fayé a montré une relative homogénéité spatiale des polluants. En revanche, le test statistique de

Friedman a révélé une hétérogénéité saisonnière des polluants. Les valeurs moyennes de la température ($T^{\circ}\text{C}$) de ces eaux pendant les périodes de GSS, GSP, PSS et PSP sont supérieures à la valeur limite recommandée par le JORF (25°C). Les pH de ces eaux sont proches de l'alcalinité en GSS (pH = 7,94), GSP (pH = 7,20) et PSS (pH = 7,24), et proches de la neutralité en PSP (pH = 6,82). Ces eaux présentent une faible minéralisation, avec des valeurs de conductivité électrique (CE) inférieures à $100\text{ }\mu\text{S/cm}$. Le carbone organique total (COT) est beaucoup plus important (COT = 4,69 ; 6,62 ; 14,31 ; 5,02 > 4 mg/L selon le JORF) en GSS, GSP, PSS et PSP. Notons que ce paramètre est issu des activités anthropiques, surtout par les rejets agro-industriels. Les éléments considérés comme toxiques tels que l'As, Hg, Ni, Cd et le Pb ont des concentrations largement supérieures aux différentes valeurs guides en toutes saisons. Les éléments traces métalliques (ETM) sont hautement corrélés entre eux en GSP et en PSP, contrairement aux autres saisons. L'état de pollution organique des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé, via le calcul de l'indice de pollution organique (IPO), montre que ces eaux présentent un degré de pollution modéré à 92,31% en GSS, à 92,31% en PSS et à 84,62% en PSP des stations retenues. En GSP, ces eaux sont fortement polluées par les matières organiques à 63% des stations retenues. L'indice de pollution métallique (HPI), calculé sur la base de six (6) paramètres métalliques (As, Cd, Hg, Ni, Cr, Pb), a montré que ces eaux sont caractérisées par une forte contamination métallique à 100% représentant les 13 stations d'échantillonnage en toutes saisons.

L'indice de la qualité globale de l'eau (IQE) révèle des eaux brutes impropres à la consommation, d'où la nécessité d'un traitement approprié avant utilisation. Ces observations sont valables en toutes saisons (GSS, GSP, PSS et PSP) avec des valeurs moyennes d'IQE respectives de 1 078,8 ; 863,9 ; 3 007,27 ; et 3 642,28. En PSP, la valeur d'IQE est plus élevée et faible dans les autres saisons, en particulier en GSP. La pollution de ces eaux est influencée par les ETM présents dans ces eaux avec des valeurs de l' IQE_{ETM} de 1 079,64 ; 864,48 ; 3 007,61 et de 3 645,17 en GSS, GSP, PSS et PSP, similaires à celles de la qualité globale des eaux.

CHAPITRE 6 : IMPACT DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES SUR LA QUALITÉ CHIMIQUE DES EAUX DU FLEUVE SAN-PÉDRO AU BARRAGE DE FAYÉ

6.1. Types de produits phytosanitaires utilisés dans le bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

6.1.1. Caractéristiques socio-démographiques des agriculteurs

Le tableau XLII donne les caractéristiques des agriculteurs dans le bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé.

Tableau XLII. Caractéristiques socio-démographiques des agriculteurs

Paramètres	Classes	Effectif (n = 272)	Pourcentage (%)
Genres	Hommes	224	82,35
	Femmes	48	17,65
Personnes utilisatrices de pesticides ou non	Utilisateurs	214	78,68
	Non utilisateurs	58	21,32
Formations agricoles	Oui	23	10,75
	Non	191	89,25

Les agriculteurs enquêtés sont producteurs de banane, de cacao, d'hévéa, de maïs, de manioc, de cultures maraîchères, de palmier à huile et de riz. Les populations enquêtées sur ce bassin versant regroupent un effectif de 272 (n = 272), dont le genre masculin comprend 224 hommes, soit 82,35%, et le genre féminin comprend 48 femmes (n = 48), soit 17,65 % (Tableau XLII). La majorité de ces agriculteurs enquêtés sont utilisateurs de produits phytosanitaires pour l'amélioration de leurs productions situées dans le bassin versant du fleuve San-Pedro au barrage de Fayé. 214 personnes (n = 214), soit un taux de 78,68%, utilisent des produits phytosanitaires dans les parcelles agricoles. Quant aux personnes non utilisatrices, leur effectif est de 58 (n = 58), avec un taux de 21,32 %. Auprès des coopératives localisées dans ce bassin, certains producteurs ont bénéficié d'une formation agricole : un effectif de 23 personnes (10,75%) a été formé, tandis que 191 personnes (89,9%) n'ont pas reçu de formation (Tableau XLII). La majorité des agriculteurs formés auprès des coopératives viennent des villages de Doba et SAPH.

Répartition des agriculteurs utilisateurs de pesticides selon leur tranche d'âge

Le tableau XLIII illustre la répartition des agriculteurs selon leur tranche d'âge.

Tableau XLIII. Répartition des agriculteurs selon l'âge

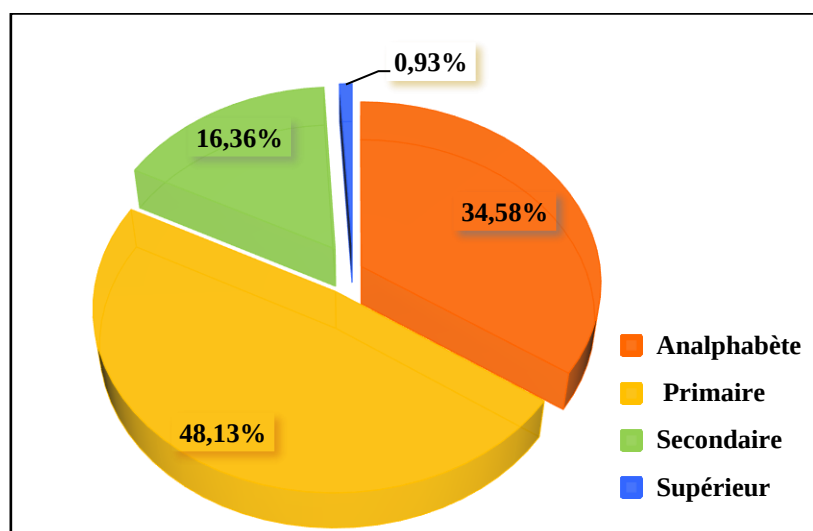
Tranche d'âge	20 - 30	31 - 40	41 - 50	51 - 60	61 - 70	71 - 80	81 - 90	Total
Effectif	28	66	58	23	17	12	10	214
Pourcentage (%)	13,08	30,85	27,10	10,75	7,94	5,61	4,67	100

L'âge des agriculteurs utilisateurs de produits phytosanitaires varie de 22 à 85 ans, avec une prédominance marquée dans la classe d'âge des 31 à 40 ans avec un taux de 30,85%. Il est à noter que plus de 50 % des utilisateurs de pesticides ont moins de 60 ans, tandis que 18,22 % de ces derniers sont âgés de plus de 60 ans (Tableau XLIII).

Niveau d'études des agriculteurs utilisatrices de produits agrochimiques

La figure 47 présente le niveau d'instruction des agriculteurs dans le bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé.

Les agriculteurs dépourvus de toute instruction scolaire représentent 34,58 %. Ceux disposant d'un niveau d'éducation primaire, soit 48,13 %, parmi lesquels certains affirment être incapables de déchiffrer les informations figurant sur les emballages des produits, tandis que d'autres ne parviennent qu'à lire très peu. Par ailleurs, les agriculteurs ayant atteint un niveau secondaire, représentant 16,36%, ainsi que ceux d'un niveau d'instruction supérieure sont issus principalement de la Société Africaine de Plantation d'Hévéa (0,93%).

**Figure 47.** Niveau d'étude

6.1.2. Fréquence d'utilisation des pesticides dans le bassin versant de fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

Le tableau XLIV montre les types de pesticides utilisés dans le bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé ainsi que leur taux d'utilisation.

Tableau XLIV. Récapitulatif des produits agrochimiques et fréquence d'utilisation

Nombre de produits agrochimiques identifiés (n = 24)					
Nombre de pesticides identifiés (n = 21)					
Nombre d'utilisation	Nom usuel du produit	Matière active	Taux d'utilisation (%)	Types de pesticides	Usages sur les types de cultures
16	AFSTAR	Glyphosate	7,48	Herbicide	Cacao, Banane, palmier à huile, Hévéa
26	Anitché 100 WP	Metsulfuron methyl	12,15	Herbicide	Mais, Riz, Hévéa, Palmier à huile
35	Baleyage 760 S	Glyphosate	16,36	Herbicide	Riz, Maïs, Maraîchère
31	Bibana 680 SG	Glyphosate	14,49	Herbicide	Mais, Riz, Hévéa, Palmier à huile, maraîchère
29	Garil	Propanil Triclopyr glyphosate Chlorpyrifos-Ethyl (3)	13,55	Herbicide	Riz, Maïs
35	HerbaSTOP 720 SL	2,4-D de sel d'amine	16,36	Herbicide	Mais, Riz, Hévéa, Palmier à huile
20	Herbextra	Glyphosate	9,35	Herbicide	Riz, maïs
13	Kababin	Nicosulfuron	6,07	Herbicide	Mais
34	Miracle F1	Non identifiée	15,89	Herbicide	Hévéa
7	Model	Nicosulfuron	3,27	Herbicide	Mais
12	Rundup	Glyphosate	5,61	Herbicide	Mais, Banane, manioc, palmier à huile
25	Atraherb	Atrazine 80 WP	11,68	Herbicide	Manioc
13	Samory	Bensulfuron methyl	6,07	Herbicide	Riz
11	Tasman 360 SL	Glyphosate	5,14	Herbicide	Banane, hévéa, palmier à huile, cacao, maraîchères
30	Cypercot 336 EC	Profenofos + cyperméthrine	14,02	Insecticide	Cacao
43	Catapulte 25 EC	Imidaclopride + Bifenthrine	20,09	Insecticide	Cacao
40	Cacaosuper 40 EC	Acétamipride + Bifenthrine	18,69	Insecticide	Cacao
23	Cabos plus 50 SC	Imidaclopride + Bifenthrine	10,75	Insecticide	Cacao
9	Cacaoaré 40 EC	Acétamipride + Cyperméthrine	4,21	Insecticide	Cacao
89	Cacao max	Métalaxyl-M + d'Oxyde de cuivre	41,59	Fongicide	Cacao
76	Callicuivre	D6 oxyde de cuivre	3,51	Fongicide	Cacao, Maraîchère
Nombre de fertilisants identifiés (n = 3)					
31	Latex plus	Ethephon	1,49	Fertilisant	Hévéa
34	Hévéa puissance 5	Ethephon 5 PA	15,89	Fertilisant	Hévéa
53	Yaramila palmae	Engrais d'urée Nitrogène d'azote nitrique immédiatement disponible et d'azote ammoniacal	24,77	Fertilisant	Cacao

Les fréquences d'utilisation dépendent du paysan et des résultats attendus. Au total, vingt-quatre (24) types de produits agrochimiques avec 14 matières actives (Tableau XLIII) sont appliqués dans les différentes parcelles. Parmi ces produits, on note 14 formulations d'herbicides (Herbicides : He = 58,33 %), 05 insecticides (Insecticides : In = 20,83 %), 02 fongicides (Fongicides : Fo = 8,33 %) et 03 fertilisants (Fertilisant : Fe = 12,50 %) (Figures 48). Les herbicides (He = 14) sont les produits les plus couramment utilisés dans la zone. Cependant, parmi les 24 pesticides utilisés, 23 ont leur substance active identifiée, tandis qu'un seul reste non identifié. Il s'agit du Miracle F1, un herbicide utilisé dans les parcelles d'hévéa avec un taux d'utilisation de 15,89 % (Tableau XLIV). Les noms usuels des produits phytosanitaires les plus utilisés sont, entre autres, le Balayage 760 S avec une fréquence d'utilisation de 16,36 %, appliqué dans les parcelles de maïs, de riz et de cultures maraîchères, ainsi que le Cacaosuper 40 EC (18,69 %), utilisé dans les parcelles de cacao. Les produits Cacaomax, avec une fréquence de 41,59 %, et Yaramila Palmae (24,77 %), sont également utilisés dans les parcelles de cacao (Tableau XLIV). Le Cacaomax a la fréquence la plus importante (41,58 %), étant donné qu'il y a seulement deux marques de produits phytosanitaires (fongicides) utilisées dans la zone (Tableau XLIV). La substance active la plus utilisée est le glyphosate (Tableau XLIV).

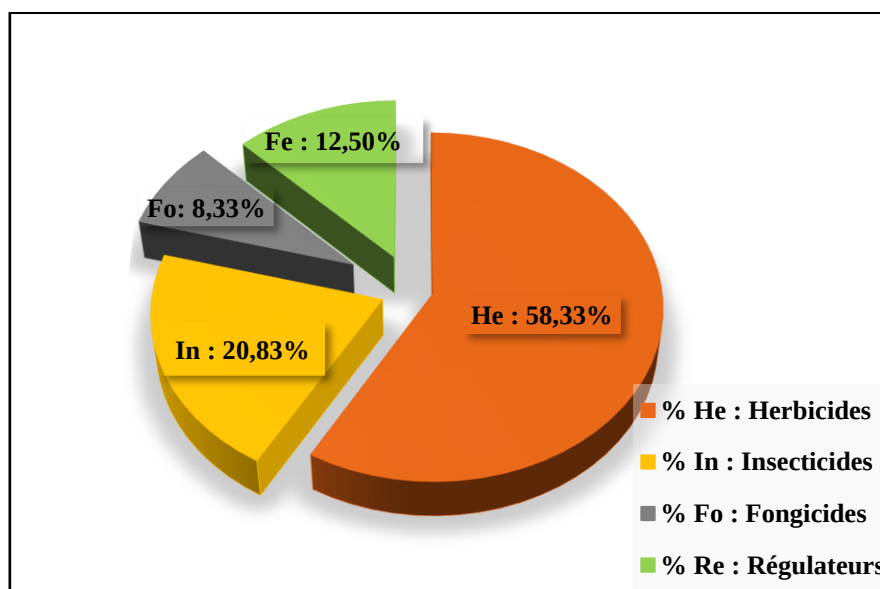


Figure 48. Représentation des types de produits agrochimiques appliqués

He : Herbicides ; In : Insecticides ; Fo : Fongicides ; Fe : Fertilisants

6.1.3. Statistiques des cultures enquêtées utilisatrices de produits phytosanitaires

Les résultats des enquêtes révèlent des cultures de banane, de cacao, d'hévéa, de maïs, de palmier à huile, de riz et de cultures maraîchères (Figure 49). Parmi, les cultures utilisatrices de produits phytosanitaires sont le cacao ($n = 53$), le riz ($n = 39$), l'hévéa ($n = 34$), les cultures maraîchères ($n = 31$), le manioc ($n = 25$), le maïs ($n = 20$), la banane et le palmier à huile ($n = 6$ chacun) (Figure 50a). Notons que les cultures d'hévéa (15,9%) ont une fréquence plus faible que celle du cacao qui est de 24,8%, car selon les 58 personnes non utilisatrices des produits, ces plantes sont déjà en phase de maturation donc il n'est plus nécessaire d'utiliser ces produits (Figure 50b).

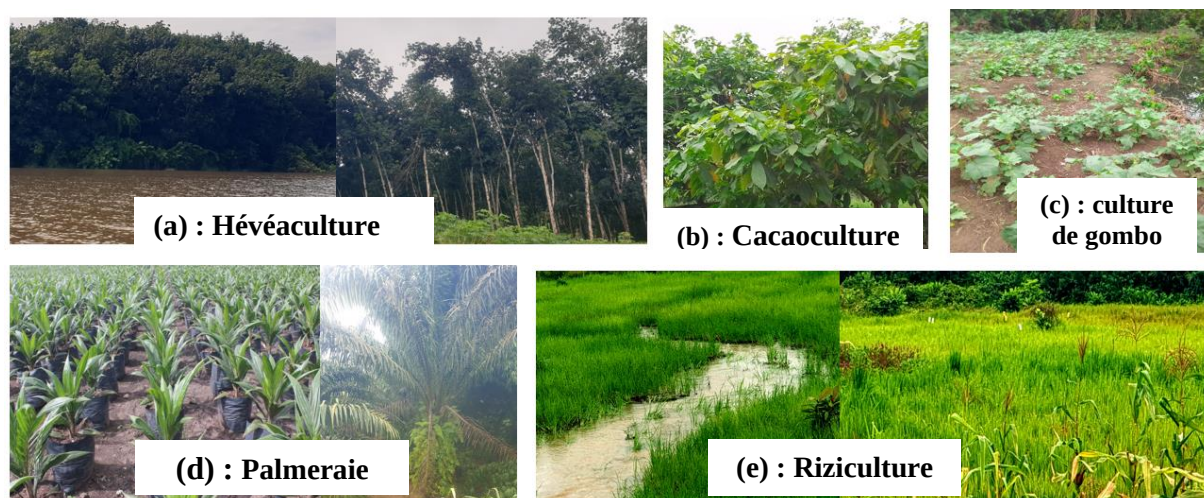


Figure 49. Quelques cultures pratiquées dans la zone d'étude

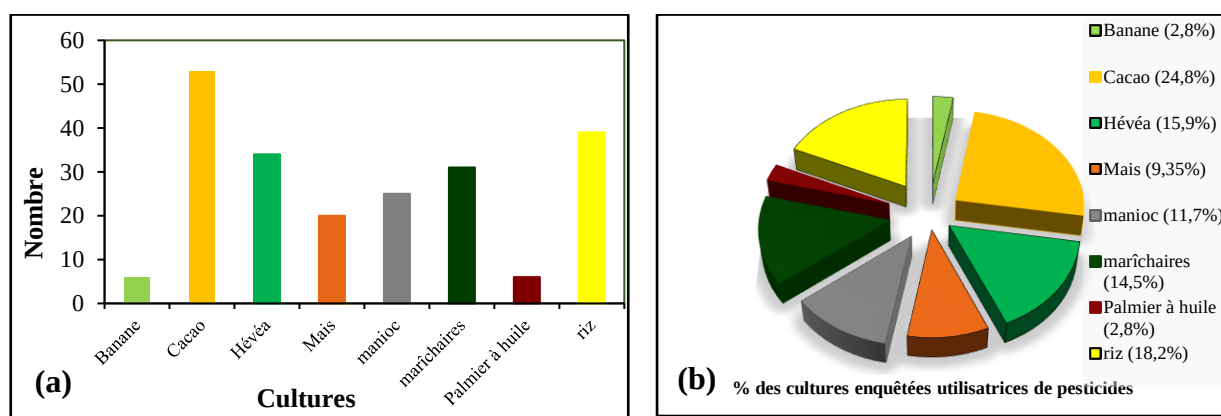


Figure 50. Représentations des cultures utilisatrices de produits phytosanitaires

a : Culture enquêtée ; b : Pourcentage des cultures enquêtées

6.1.4. Caractéristiques toxicologiques des produits utilisés pour les cultures enquêtées

Le tableau XLV donne les caractéristiques des différents produits recensés auprès des agriculteurs ainsi que leur classe de toxicité.

Tableau XLV. Caractéristiques des produits agrochimiques recensés

Nom usuel du produit	Classes OMS (2019)	Mention obligatoire	Décision de l'Etat	N° Homologation
AFSTAR	Classe III	Attention	Homologué	181994 He
Anitché100 WP	Classe III	Attention	Homologué	131361 He
Baleyage760 S	Classe III	Attention	Homologué	182051 He
Bibana680 SG	Classe II	Nocif	Homologué	111028 He
Garil	Classe II	Nocif	Homologué	910188 He
HerbaSTOP720 SL	Classe II	Nocif	Homologué	040636 He
Herbextra	Classe II	Nocif	Homologué	111026 He
Kababin	Classe III	Attention	Homologué	171915 He
Miracle F1	Non identifié		Non Homologué	
Model	Classe III	Attention	Homologué	192101 He
Rundup	Classe II	Nocif	Homologué	131385 He
Atraherb	Non identifié		Non Homologué	
Samory	Classe III	Attention	Homologué	111059 He
Tasman 360 SL	Classe III	Attention	Homologué	111059 He
Cypercot 336 EC	Classe II	Nocif	Homologué	131371 In
Catapulte 25 EC	Classe III	Attention	Homologué	000495 In
Cacaosuper 40 EC	Classe III	Attention	Homologué	161813 In
Cabos plus 50 SC	Classe II	Nocif	Homologué	131279 In
Cacaoaré 40 EC	Classe III	Attention	Homologué	192153 In
Cacao max	Classe III	Attention	Homologué	050688 Fo
Callicuivre	Classe III	Attention	Homologué	910193 Fo
Latex plus	Classe III	Attention	Homologué	171974 Fe
Hévéapuiissance 5	Classe III	Attention	Homologué	131410 Fe
Yara milapalmae	Classe III	Attention	Homologué	111093 Fe

Les produits agrochimiques recensés regroupent un effectif de 24 (n = 24) (Tableau XLV), parmi lesquels 22, soit 91,67 %, sont homologués et 2 non homologués, représentant un taux de 8,33 % (Figures 51). Ainsi, parmi les produits homologués, il y a 12 herbicides, 5 insecticides, 2 fongicides et 3 fertilisants (Tableau XLV). Ces produits homologués recensés sont de classe II (modérément dangereux) et de classe III (peu dangereux).

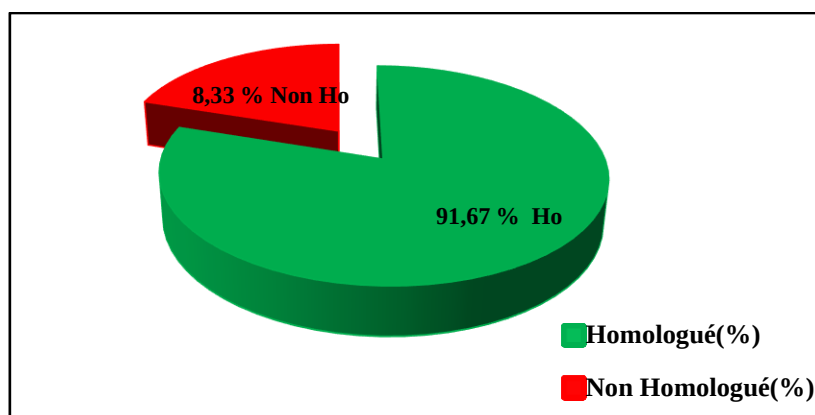


Figure 51. Représentation des produits phytosanitaires homologués et non homologués

6.2. Caractéristiques spatio-temporelles des teneurs des résidus de pesticides des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

6.2.1. Distribution spatio-temporelle des résidus de pesticides dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

Le tableau XLVI résume les concentrations de pesticides totaux dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé dans différentes saisons.

Tableau XLVI. Statistiques élémentaires des concentrations en résidus de pesticides totaux en µg/L des points de prélèvement d'eau en GSS, GSP, PSS et PSP

Saisons	Paramètres statistiques	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13
GSS	Min	1,9	1,4	95	2,3	0	1	19	1,2	19	3	1,2	2	2,1
	Max	23	79	98,5	78	0	23	25	2,2	25	90	2,3	80	43
	Moy	7,98	21,83	96,75	40,15	0	7,23	22	1,8	22	31,26	1,93	21,85	17,58
	σ	8,71	33,02	1,17	37,85	0	9,14	3	0,37	3	31,69	0,52	33,58	16,97
GSP	Min	1,1	1	1,1	1	1,1	39	2,1	2	2	2	1,2	2,3	4,2
	Max	34	340	621	90	34	75	91	42	22,4	42,2	72	90	22
	Moy	17,55	69,94	156,33	34,33	17,55	57	32,53	12,25	7,38	8,01	22,42	50,83	13,1
	σ	16,45	117,29	268,28	39,62	16,45	18	36,12	17,18	8,68	13,96	27,72	31,38	8,9
PSS	Min	19	2	2,1	3	1,2	1,9	21	19	1,4	102	0,2	2	0
	Max	25	80	43	90	2,3	23	34	25	88	109	110	12	0
	Moy	22	21,85	17,58	32,83	1,93	7,98	27,5	22	44,7	105,5	28,08	7	0
	σ	3	33,58	16,97	35,26	0,52	8,71	6,5	3	43,3	3,5	47,3	5	0
PSP	Min	0,41	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,86
	Max	2,22	0,7	0	0	0,22	0,64	0,99	0	0	0	0	0	0,86
	Moy	1,32	0,28	0	0	0,11	0,32	0,5	0	0	0	0	0	0,86
	σ	0,9	0,3	0	0	0,11	0,32	0,5	0	0	0	0	0	0
Valeur guide (JORF)		5 µg/L												

GSS : grande saison sèche ; GSP ; grande saison pluvieuse ; PSS : petite saison sèche ; PSP : petite saison sèche ; Min : minimum ; Max : maximum, Moy : moyenne ; σ : écart-type ; JORF : Journal Officiel de la République Française

Les résidus de pesticides obtenus dans les eaux au niveau des différentes stations de prélèvements en GSS présentent des concentrations moyennes supérieures à la valeur guide selon le JORF qui est 5 µg/L sauf aux stations P5, P8 et P11 où ces concentrations sont inférieures à la valeur limite. En GSP, on note également des concentrations moyennes qui sont largement au-dessus de la valeur limite à toutes les stations. En PSS, les résidus de pesticides sont non détectés à la station P13 précisément en aval de la retenue d'eau du barrage de Fayé. En PSP, les résidus de pesticides ont de faibles concentrations voire non détectées aux différentes stations d'échantillonnage. Ces résidus de pesticides détectés ont des concentrations inférieures à la valeur limite (5 µg/L) des eaux brutes destinées à la potabilisation selon le JORF (Tableau XLVI). Cependant, ces résidus de pesticides sont plus marqués à la stations P3 sur le fleuve San-Pédro (rivière Gôh) en GSS et GSP (Figures 52a et 52b) avec des concentrations moyennes respectives de $96,75 \pm 1,17$ µg/L et $156,33 \pm 268,28$ µg/L. En PSS, la plus forte concentration est observée à la station P10 (au centre de la retenue du barrage proche d'une île de plantation d'hévéa) avec une concentration de 109 µg/L (Figure 52c). En PSP, les concentrations de résidus détectées aux stations P1, P2, P5, P6 et P13 sont inférieures à la valeur guide qui est de 5 µg/L (Figure 52d).

Les profils de contamination par les pesticides dans ces eaux sont hiérarchisés de la manière suivante (Figure 52) :

- en GSS : $P3 > P4 > P10 > P7 \approx P9 > P12 > P2 > P13 > P1 > P6 > P11 > P8 > P5$;
- en GSP : $P3 > P2 > P6 > P12 > P4 > P7 > P11 > P1 > P5 > P13 > P8 > P10 > P9$;
- en PSS : $P10 > P9 > P4 > P11 > P7 > P1 > P8 > P2 > P3 > P6 > P12 > P5 > P13 >$;
- en PSP : $P13 > P1 > P7 > P6 > P2 > P5 > P3 \approx P4 \approx P8 \approx P9 \approx P10 \approx P11 \approx P12$.

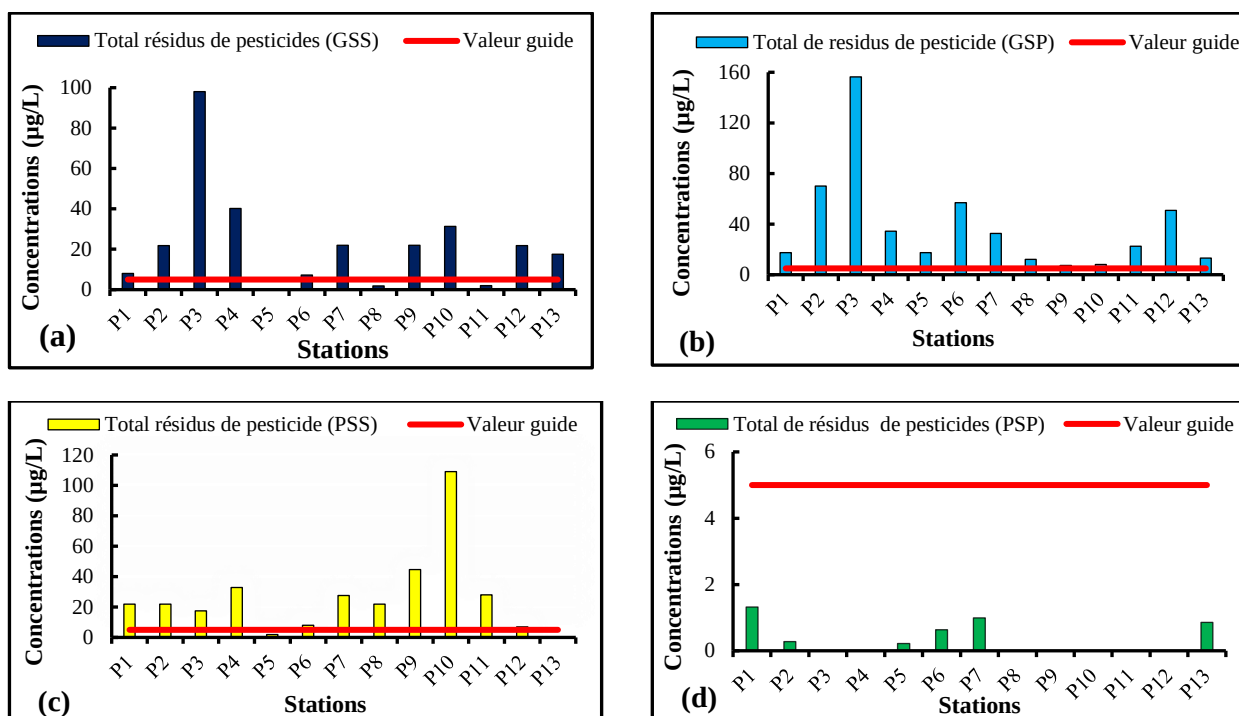


Figure 52. Variation spatiale des concentrations totales en résidus de pesticides

6.2.2. Teneurs moyennes des résidus de pesticides par famille dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

Le tableau XLVII présente les concentrations moyennes des résidus de pesticides par familles et par saisons.

Tableau XLVII. Statistiques élémentaires des teneurs de pesticides (µg/L) dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

Saisons	Statistiques	Triazines (µg/L)	Triazinones (µg/L)	Dérivés de l'Urée (µg/L)	Chloroacétamides (µg/L)	Carbamates (µg/L)	Organo-phosphorés (µg/L)	Dicarbomimides (µg/L)
GSS	Min	0	0	0	0	0	0	0
	Max	12,4	50,2	42,7	34	35,3	0	0
	Moy	2,6	25,1	9,1	17	17,6	0	0
	σ	3,9	25,1	14,5	17	17,6	0	0
GSP	Min	0	0	0	0	0	0	0
	Max	54	168,7	0	0	120	2,1	0
	Moy	9	84,3	0	0	60	1,1	0
	σ	16,1	84,3	0	0	60	0,9	0
PSS	Min	0	0	0	0	0	0	0
	Max	23	65,2	43	34	21,9	0	0
	Moy	5,2	32,6	13,2	17	11	0	0
	σ	8	32,6	15,6	17	11	0	0
PSP	Min	0	0	0	0	0	0	0
	Max	1	1,3	0	0	0	0	0
	Moy	0,2	0,6	0	0	0	0	0
	σ	0,4	0,6	0	0	0	0	0
Valeur guide (JORF, 2023)		5 µg/L						

GSS : grande saison sèche ; GSP ; grande saison pluvieuse ; PSS : petite saison sèche ; PSP : petite saison sèche ; Min : minimum ; Max : maximum, Moy : moyenne ; σ : écart-type

Les profils de concentrations des résidus de pesticides par famille chimique sont classifiés selon l'ordre des teneurs croissantes suivant (Tableau XLVII) :

- en GSS : triazinones > carbamates > chloroacétamides > dérivés de l'urée > triazines sauf les organophosphorés et les dicarboximides qui n'ont pas été détectés dans ces eaux ;
- en GSP : triazinones > carbamates > triazines > organophosphorés > carbamates > triazines. Les familles des dérivés de l'urée, chloroacétamides et des dicarboximides, n'ont également pas été détectés dans ces eaux ;
- en PSS : triazinones > chloroacétamides > dérivés de l'urée > carbamates > triazines. Les familles des organophosphorés et les dicarboximides sont non détectées dans ces eaux ;
- en PSP : triazines > triazines.

On note qu'en PSP, les familles des dérivés de l'urée, chloroacétamides, carbamates, organophosphorées, dicarboximides sont non détectées dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé. Cependant en GSP, la famille des triazinones enregistre les concentrations les plus élevées en résidus de pesticides avec une concentration de 84,3 $\mu\text{g/L}$ dans ces eaux.

- Distribution spatio-temporelle des résidus de pesticides par matière active individuelle dans les eaux au barrage de Fayé

Les figures 53, 54, 55 et 56 générées via le logiciel RStudio, résument les concentrations de résidus de pesticides dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé.

- Distribution des résidus de pesticides par matière active individuelle en grande saison sèche (GSS)

Sur les trente et une (31) molécules recherchées dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé, les résultats de la campagne de la GSS ont révélé treize (13) d'entre elles (Figure 53). Les molécules quantifiées dans ces eaux sont les molécules de désisopropylatrazine, déséthylatrazine, simazine, cyanazine, propazine, métamitron, fénuron, monuron, chlortoluron, diuron, buturon, métazachlore et d'aldicarbe. Ces molécules de résidus de pesticides détectés appartiennent à la famille des triazines, triazinones, dérivés de l'urée, chloroacétamides et des carbamates.

Les molécules de désisopropylatrazine présentent de faibles concentrations aux stations P3 (3 $\mu\text{g/L}$), P8 (1,2 $\mu\text{g/L}$), P11 (2,3 $\mu\text{g/L}$) et P13 (2,1 $\mu\text{g/L}$), mais elles dépassent la valeur guide

fixée à 0,1 µg/L selon le JORF pour les eaux de surface destinées à la potabilisation. Les concentrations de simazine varient de 0 à 3 µg/L et dépassent la valeur guide de 2 µg/L aux stations P1 (3 µg/L), P2 (2,90 µg/L), P8 (2,20 µg/L), P12 et P13 (2,10 µg/L). À la station P6, on note une teneur de 1,90 µg/L, inférieure à la valeur limite de 2 µg/L, et elle est nulle aux autres stations. Les teneurs de la cyanazine sont comprises entre 0 et 23 µg/L et sont supérieures à la valeur limite (0,6 µg/L) aux stations P8 (1,80 µg/L), P3 et P13 (23 µg/L). Les concentrations du chlortoluron (P13 = 43 > 30 µg/L) ; du diuron (P1 ≈ P2 ≈ P6 = 4 µg/L et P12 = 3,3 µg/L > 2 µg/L) ; de l'aldicarbe (P1 ≈ P6 = 23 µg/L, P2 = 79 µg/L, P4 = 2,3 µg/L, P10 = 4,30 µg/L et P12 = 80 µg/L > 0,35 µg/L) sont largement supérieures à la valeur limite pour les eaux brutes superficielles destinées à être utilisées pour la production d'eau potable (Annexe 10). Les herbicides sont plus détectés dans ces eaux contre une absence de fongicides.

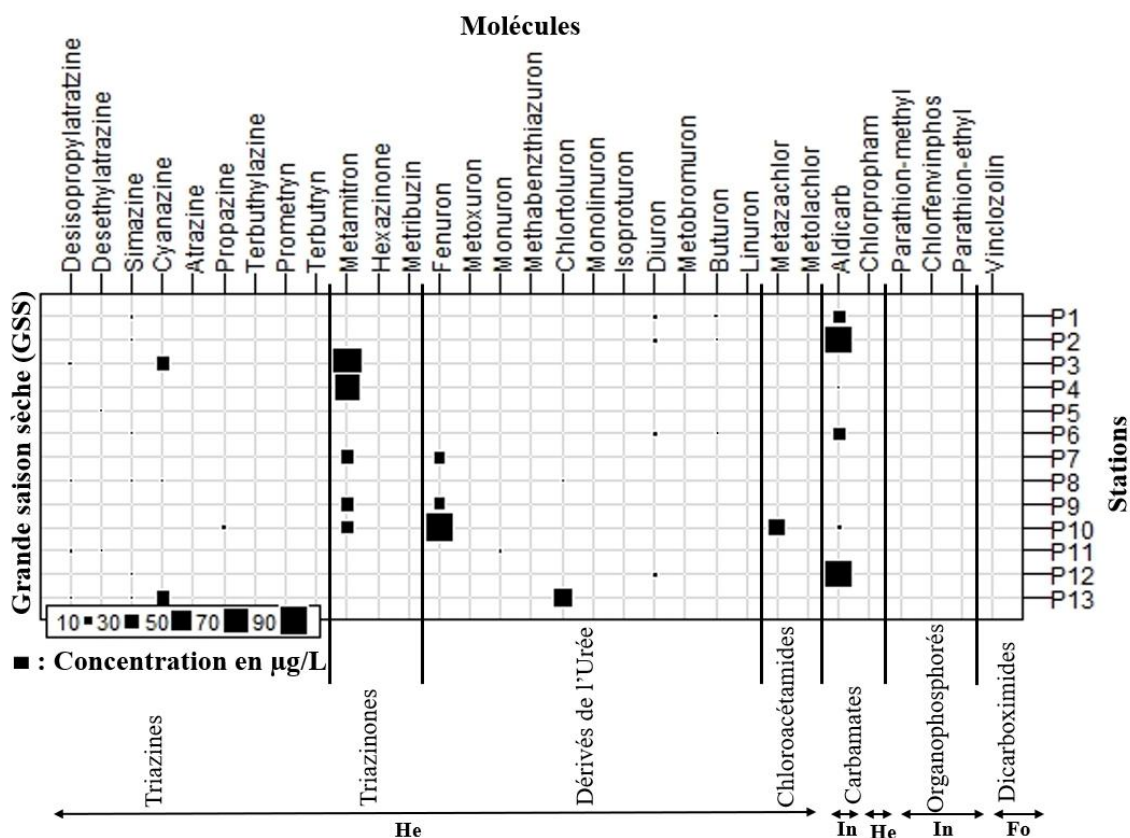


Figure 53. Distribution des molécules de résidus de pesticides dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé en GSS

He : Herbicides ; In : Insecticides ; Fo : Fongicides

- **Distribution des résidus de pesticides par matière active en grande saison pluvieuse (GSP)**

En GSP, les molécules détectées dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage Fayé sont au nombre de 18 sur 31 molécules et appartiennent à la famille des triazines, triazinones, dérivés

de l'urée et des carbamates (Figure 54). Les familles de chloroacétamines, organophosphorées et de dicarboximides sont absentes dans ces eaux. Les molécules quantifiées sont la désisopropylatrazine, la déséthylatrazine, le simazine, l'atrazine, la propazine, le terbuthylazine, le prometryn, le metamitron, le fenuron, le chlortoluron, le terbutryn, le méthabenzthiazuron, l'isoproturon, le monuron, le buturon, l'aldicarbe, le chlorfenvinphos et de parathion-éthyl. Le chlortoluron présente des concentrations qui sont largement supérieures à la valeur limite (30 µg/L, Annexe 10) pour les eaux brutes superficielles destinées à la production d'eau potable. Ces concentrations sont de 34 µg/L (P7, P11), 42 µg/L (P8), surtout à la station P3 (621 µg/L) sur le fleuve San-Pédro (rivière Gôh). On note également des concentrations des molécules d'atrazine (54 µg/L), de simazine (57 µg/L) qui sont strictement supérieures aux valeurs guides (2 µg/L) à la station P12 au Sud de la retenue du barrage (Annexe 10). Le métamitron est plus concentré à la station P2 avec une teneur de 340 µg/L. Dans ces eaux, on a 15 molécules d'herbicides et 3 molécules d'insecticides (Figure 54).

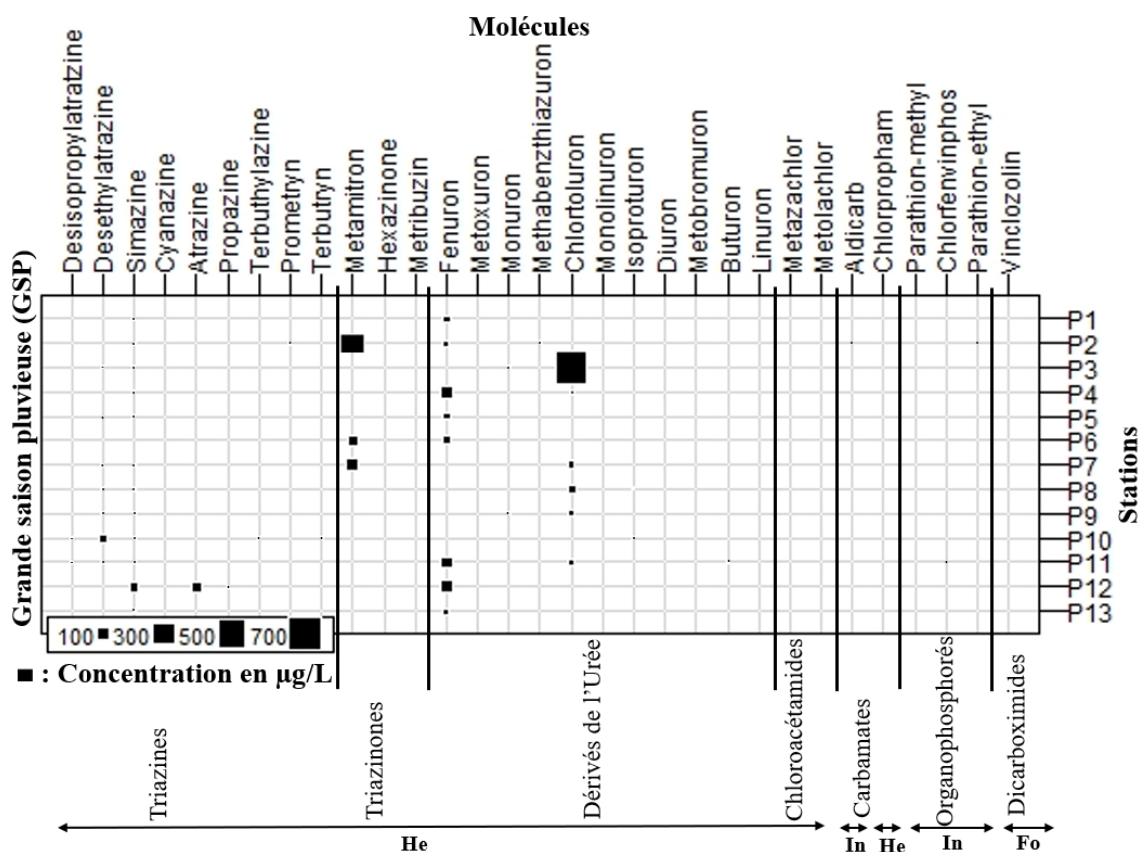


Figure 54. Variation spatio-temporelle des molécules de résidus de pesticides dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage Fayé en GSP
He : Herbicides ; In : Insecticides ; Fo : Fongicides

- Distribution des résidus de pesticides par matière active en petite saison sèche (PSS)

En PSS, les concentrations des matières actives dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé varient de 0 à 700 µg/L. Comme le montre la figure 55, un total de quinze (15) molécules ont été quantifiées sur les 31 recherches dans les douze (12) stations d'échantillonnage. Les molécules présentant les plus fortes concentrations sont le métamitron (88 µg/L au P10), le fénuron (109 µg/L au P11) et l'aldicarbe (90 µg/L au P4). Ces teneurs sont largement supérieures à la valeur guide de 5 µg/L pour les pesticides totaux, selon le JORF. La cyanazine montre également une forte concentration uniquement au point P3 (23 µg/L) sur le fleuve San-Pédro, communément appelé rivière Gôh, avec une valeur largement supérieure à la valeur guide de 0,6 µg/L (Annexe 10).

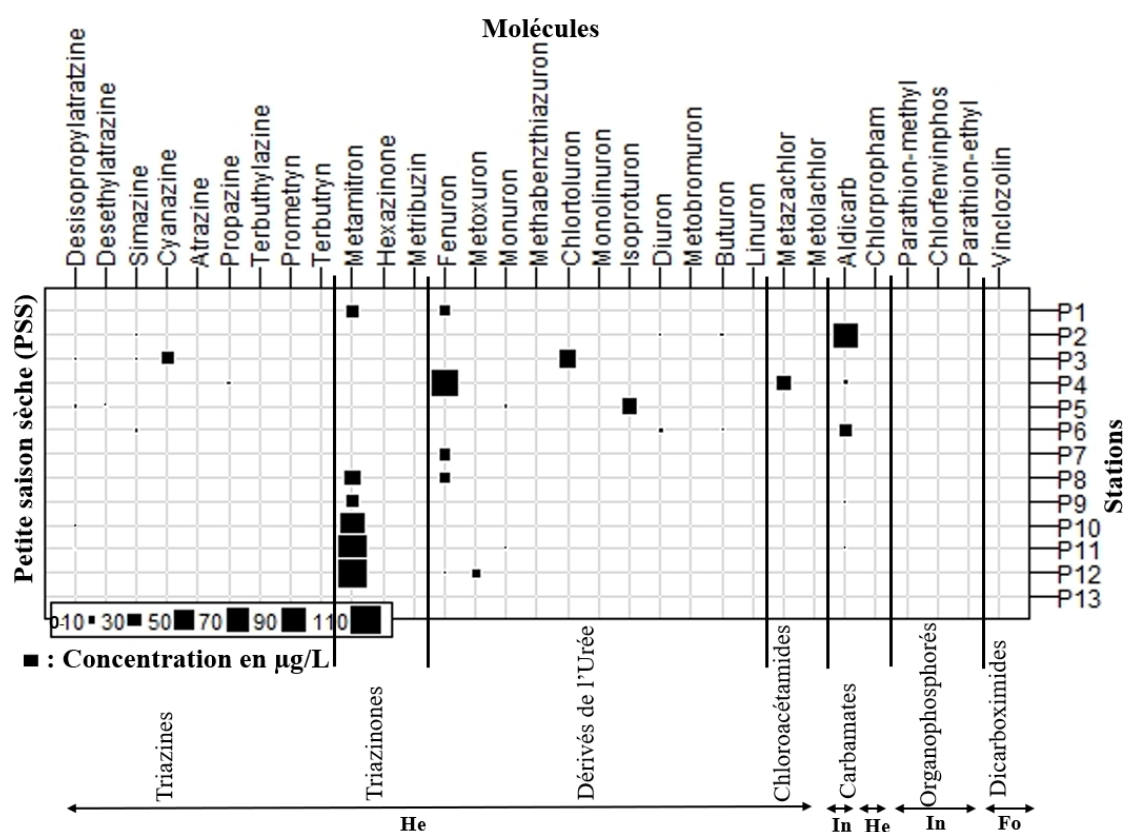


Figure 55. Variation spatio-temporelle des molécules de résidus de pesticides dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage Fayé en PSS

He : Herbicides ; In : Insecticides ; Fo : Fongicides

- Distribution des résidus de pesticides par matière active en petite saison pluvieuse (PSP)

En PSP, les molécules détectées dans ce milieu sont présentes en faibles quantités. Elles sont au nombre de quatre : la désisopropylatrazine, la désethylatrazine, la simazine et le métamitron.

Ces molécules, appartenant aux familles des triazines (désisopropylatrazine, déséthylatrazine, simazine) et des triazinones (métamitron), ont été retrouvées aux stations P1, P2, P5, P6 et P7 (Figure 56). Les molécules de simazine présentent une teneur de 0,2 µg/L à la station P2, tandis que la désisopropylatrazine affiche des concentrations de 0,41 µg/L à la station P1, en amont de la retenue (rivière Palabod), de 0,22 µg/L à la station P5, à l'entrée de la retenue, et de 0,64 µg/L à la station P6, située au nord de la retenue (zone de pêche et agricole). Ces valeurs indiquent de faibles concentrations de ces molécules dans ces eaux.

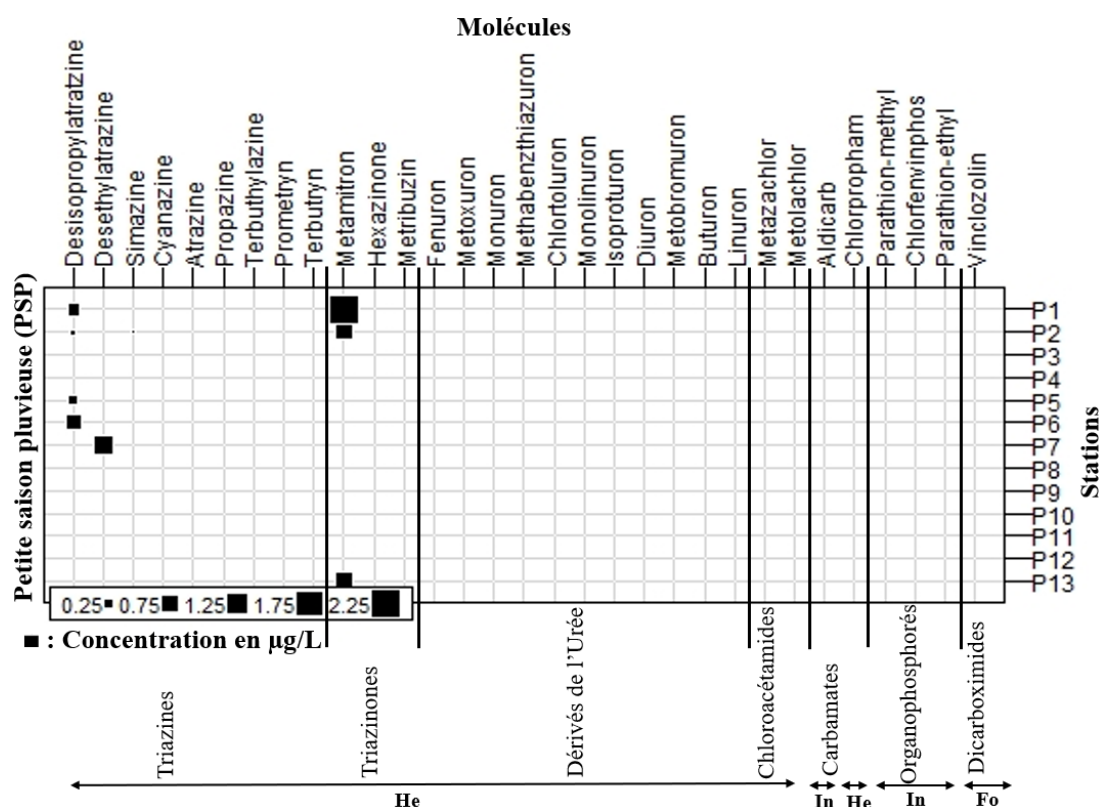


Figure 56. Variation spatio-temporelle des molécules de résidus de pesticides dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage Fayé en PSP

He : Herbicides ; In : Insecticides ; Fo : Fongicides

Sur les 31 molécules recherchées dans ces eaux 13 molécules ont été détectées en GSS, 18 en GSP, 15 en PSS et 4 en PSP. Cependant, la molécule du chlortoluron a la concentration maximale en GSP qui est de 621 µg/L et est issu de la famille des dérivés de l'urée.

6.3. Qualité des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé par les résidus de pesticides

Les résultats de l'indice de contamination de pesticides (ICPs) sont résumés par la figure 57. Les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé présentent une eau brute de très bonne qualité en termes de résidus de pesticides (Figure 57), avec des valeurs des ICPs égaux à 1 pour les

périodes GSS, PSS et PSP, et de 1,23 pour la période GSP, ce qui est inférieur à 1,5 (Figure 57b). Cependant, la qualité de ces eaux est médiocre à la station P2, située précisément sur le cours d'eau principal communément appelé rivière Gôh (fleuve San-Pédro) en GSP ($ICPs_{(P2)} = 2 > 1,5$). À la station P3, pour la même période, la qualité de ces eaux est de très mauvaise qualité avec un $ICPs$ de 3, dépassant ainsi le seuil critique de 2 ($2 < ICPs < 3$) (Figure 57a). Dans l'ensemble des stations en GSS, PSS et PSP, ces eaux sont des eaux brutes de très bonne qualité en termes de résidus de pesticides. Quant à la GSP, elle se caractérise par une eau brute de très bonne qualité à 84,61 %, soit onze (11) stations sur les treize (13) analysées ($ICPs = 1$), de mauvaise qualité à 7,69 % ($ICPs = 2$ au P2), et de très mauvaise qualité à 7,69 % ($ICPs = 3$ au P3) (Figure 57c, d).

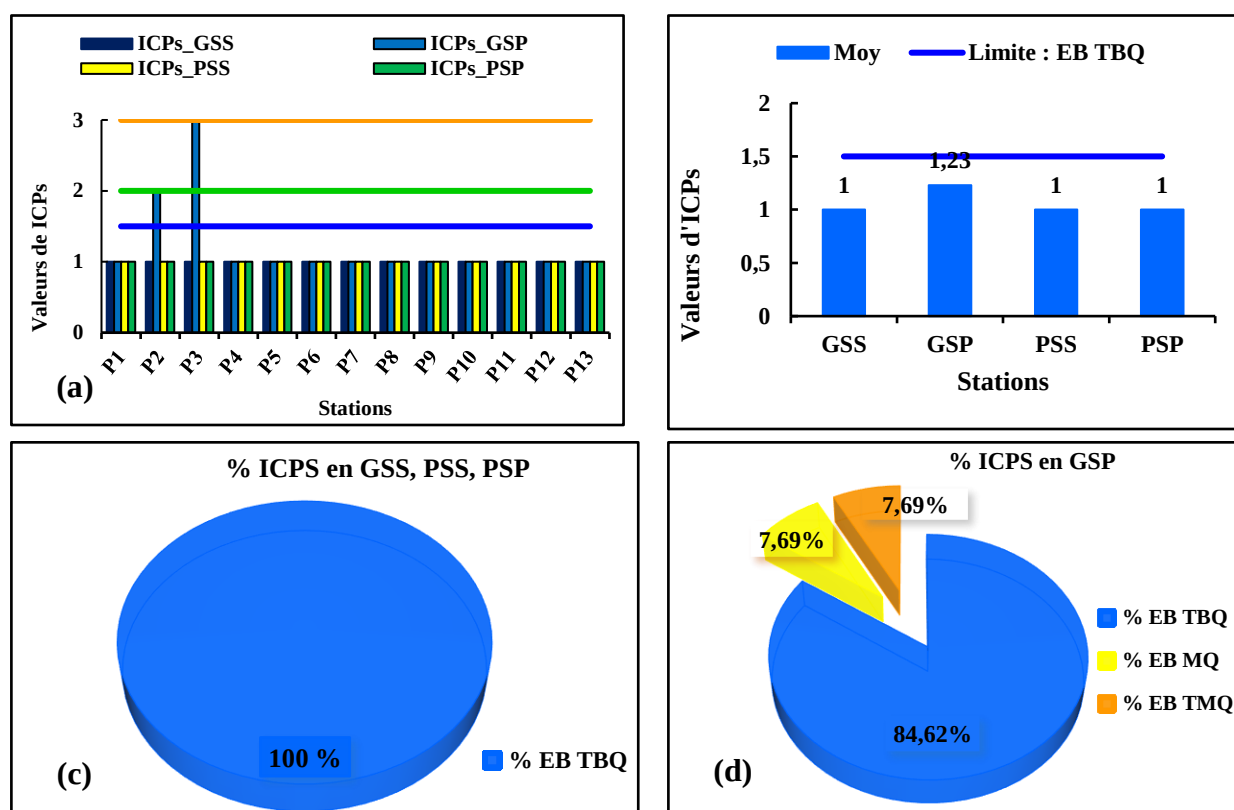


Figure 57. Indice de contamination par les pesticides des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

ICPs : Indice de contamination de pesticides ; a : Variation spatio-temporelle de la qualité des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé par les résidus de pesticides ; b : Variation saisonnière de la qualité des eaux par les résidus de pesticides ; c, d : Pourcentage des classes de qualité d'eau ; EB TQ : Eau brute de très bonne qualité, EB MQ : Eau brute de mauvaise qualité, EB TMQ : Eau brute de très mauvaise qualité

6.4. Discussion

Les résultats d'enquêtes menées sur le bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé ont donné un effectif total de 272 personnes. Sur cet effectif de 272 personnes, 214 soit 78,68

% utilisent les produits phytosanitaires dans leurs champs. L'activité agricole aux alentours du fleuve est principalement dominée par les hommes (82,35%). Cette disparité pourrait s'expliquer par le fait que les femmes disposent de moins d'opportunités pour devenir propriétaires foncières. L'analyse de la question de l'accès à la terre en Afrique de l'Ouest révèle, de manière générale, que les femmes n'ont pas un accès équitable à cette ressource par rapport aux hommes (Koné, 2011). Ces agriculteurs, pour leur part, estiment qu'il serait préférable que les femmes ne s'investissent pas dans l'implantation des cultures. Kouakou *et al.* (2010) confirment cette assertion et attribuent cette domination masculine à la faible implication des femmes dans la mise en place des cultures.

Les enquêtes réalisées auprès de ces personnes ont confirmé que la majorité de ces agriculteurs utilisent des produits phytosanitaires pour traiter les champs. Vingt-quatre (24) produits agrochimiques ont été recensés dans les cultures dont 14 formulations d'herbicides (58,33 %) ; 5 formulations d'insecticides (20,83 %) ; 3 formulations, soit 12,50 % de fertilisants ou régulateurs et 2 formulations de fongicides (8,33 %). Les résultats obtenus diffèrent de ceux de Mahob *et al.* (2014) au Cameroun et de ceux d'Ano *et al.* (2018) à Abengourou (Est, Côte d'Ivoire). En effet, Mahob *et al.* (2014) ont recensé dans les cacaoyères, 35 pesticides dont 20 insecticides, 11 fongicides et 4 herbicides. Quant à Ano *et al.* (2018), ils ont recensé 23 insecticides, 12 herbicides, 5 fongicides et 1 fertilisant dans la zone d'Abengourou. Les herbicides sont largement utilisés dans cette zone. Cela est dû aux types de cultures utilisatrices de produits phytosanitaires enquêtées dans cette région. En effet, l'HerbaSTOP 720 SL et le Balayage 760 S (noms usuels de pesticides) sont utilisés dans les champs d'hévéa, de palmier à huile, de riz, de maïs et des cultures maraîchères soit un taux de 16,36 % chacun malgré la diversité d'herbicides utilisés. L'utilisation des herbicides peut également être attribuée à la tranche d'âge de ces agriculteurs, qui se situe entre 20 et 50 ans, représentant 71,03 % de la population enquêtée ayant recours à des produits phytosanitaires. L'utilisation généralisée des herbicides dans les parcelles agricoles par cette tranche d'âge peut être expliquée par le fait qu'aucun d'entre eux ne souhaite se servir de la machette pour nettoyer leurs parcelles, prétextant que celles-ci sont beaucoup trop vastes pour une main-d'œuvre limitée ou que ces produits sont plus rapides pour le désherbage. Parmi les produits agrochimiques recensés dans le bassin versant, 22 ont été homologués et 2 non homologués. Les pesticides non homologués sont les herbicides du noms usuels Miracle F1 et Atraherb. Or, tout pesticide doit faire l'objet d'une homologation ou bénéficier d'une autorisation provisoire de vente avant son utilisation (Kouablé, 1998). La présence de ces pesticides non homologués chez les agriculteurs peut être imputée au fait que 89,25 % d'entre eux rapportent n'avoir reçu aucune formation sur l'utilisation

des pesticides. Cela pourrait également s'expliquer par l'entrée frauduleuse de produits phytosanitaires en provenance d'autres pays sur le territoire ivoirien. Le même constat a été observé par Sidwaya (2020) au Burkina Faso. Selon lui, certains agriculteurs choisissent d'utiliser des produits non homologués provenant des pays voisins. Ces produits phytosanitaires peuvent contenir des matières actives susceptibles d'avoir un effet négatif sur les eaux de cette zone d'étude (Yarou *et al.*, 2017). En effet, plusieurs auteurs, dans leurs études, ont détecté des résidus de substances actives de ces pesticides dans les eaux de surface situées à proximité des cultures (Traoré *et al.*, 2015 ; Soro *et al.*, 2019). Après les enquêtes sur les types de pesticides dans le bassin versant du fleuve San-Pédro, 14 molécules de pesticides ont été recensées. Ces substances enquêtées étant absentes dans ces eaux excepté l'atrazine. Au total, 31 substances actives ont été recherchées dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé, dont 21 molécules retrouvées dans ces eaux et qui appartiennent à la famille des triazines, triazinones, dérivés de l'urée, chloroacétamides, chloroacétamides et des carbamates et 10 non détectées. La présence de ces molécules dans les eaux révèle que certains agriculteurs utilisent d'autres types de produits phytosanitaires sur leurs parcelles, lesquels n'ont pas été déclarés lors des enquêtes. Les produits phytosanitaires, une fois appliqués, sont souvent emportés par le ruissellement de la pluie et parfois même par le vent, aboutissant ainsi dans les cours d'eau. Cette migration se produit lorsque les eaux de pluie s'écoulent sur les plantes traitées et lessivent les sols agricoles traités aux pesticides, transportant ainsi les molécules actives vers les eaux de surface. Selon Schiavon *et al.* (1995), le ruissellement emporte en moyenne seulement 2 % des pesticides appliqués sur le sol pendant la saison des pluies, rarement plus de 5 à 10 %. Cependant, la proximité des parcelles agricoles avec les points d'eau représente un risque significatif de contamination. En effet, lors des périodes pluvieuses, d'importantes quantités de résidus de pesticides sont entraînées par le ruissellement vers les environnements aquatiques adjacents. Dans la région côtière à l'est du Burkina Faso, Gomgnimbou *et al.* (2009), ont fait un diagnostic du risque de pollution environnementale par l'utilisation des pesticides qui a révélé les mêmes résultats. Cependant, il faut rappeler que dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé, les fongicides sont absents avec des teneurs nulles. La présence des herbicides et des insecticides dans ces eaux serait due aux pratiques agricoles autour de la retenue. La variabilité saisonnière montre 13 molécules de pesticides dans le cours d'eau dont 12 herbicides et 1 insecticide en GSS. En GSP, on note 15 herbicides et 3 insecticides, soit un total de 18 matières actives détectées dans ces eaux. Pour la PSS, il y a 15 molécules dans ces eaux, dont 1 insecticide et 14 herbicides. Pour la PSP, 4 molécules de type herbicide ont été détectées dans ces eaux, donc absence de types insecticides et de fongicides. Ces molécules

sont plus représentées en GSP que dans les autres saisons notamment en GSS, PSS et PSP. En effet, en GSP de l'année 2022, les hauteurs de précipitations ont été faibles (pluies = 56,9 mm). Cette saison s'est avérée donc une période favorable d'utilisation d'herbicides. Ainsi, la GSP de l'année 2022 s'est accompagnée d'une utilisation plus importante de pesticides par les agriculteurs de la zone pour lutter contre les mauvaises herbes et les insectes. Ce qui a entraîné l'accumulation de ces résidus de pesticides dans ces eaux. Les molécules de chlortoluron et de métamitron sont plus concentrées dans ces eaux en GSP avec des teneurs respectives des 621 µg/L et de 340 µg/L. Selon Kouazayha (2011), l'introduction des pesticides dans l'environnement aquatique peut se faire soit de manière directe, soit de façon indirecte. Ainsi, la qualité de ces eaux en termes de résidus de pesticides a été évaluée par le calcul de l'indice de contamination par les pesticides (ICPs). Les valeurs moyennes de l'indice de contamination (ICPs) ont permis de montrer que les eaux brutes de cette zone sont de très bonne qualité en termes de résidus de pesticides en toutes saisons ($ICPs_{(GSS, PSS, PSP)} = 1$; $ICPs_{(GSP)} = 1,23 < 1,5$). La valeur moyenne pour la GSP est la plus élevée ($ICPs_{GSP} = 1,3$) par rapport aux autres saisons. On rappelle qu'en GSP, il y a eu peu précipitation dans cette zone et la plupart des cultures pratiquées (cultures vivrières) sont de contre-saison et cela nécessite un fort besoin hydrique pour ces plantes. Elles sont souvent cultivées dans le lit du fleuve. D'autres utilisent cette ressource pour la préparation des produits pour le traitement de leur parcelle et rinces ou jette les bouteilles recyclées dans la retenue.

Relativement à la qualité spatiale des eaux en termes de résidus des pesticides, les stations P2 et P3, sont caractérisées par des eaux de très mauvaise ($ICPs_{(P2)} = 2$) et de très mauvaise qualité ($ICPs_{(P3)} = 3$) en GSP. Cette très mauvaise qualité serait due à la construction d'une nouvelle prise d'eau par la Société Africaine des Plantations d'Hévéa (SAPH). La mauvaise qualité des eaux à la station P2 pourrait également être imputée à la construction d'un pont au sein des plantations d'hévéa, pont menant au village de Gôh. En effet, les infrastructures situées à proximité d'une retenue d'eau peuvent engendrer des problèmes de qualité de l'eau en raison des multiples voies par lesquelles les pesticides peuvent accéder à cette ressource et la contaminer. Durant cette période, le désherbage des parcelles agricoles, réalisé à l'aide de produits chimiques (pesticides), peut également contribuer à la contamination de ces ressources en eau. Ainsi, une eau brute de mauvaise qualité ($ICPs = 1,64$) a été observée dans les travaux de Ahoussi *et al.* (2022) dans les eaux de la rivière Mé. Selon ces auteurs, la qualité moyenne des eaux de cette rivière, qui s'établit à 61 % des échantillons étudiés, serait attribuée à l'utilisation accrue de pesticides par les populations, en particulier des fongicides et des insecticides, au sein de ce bassin. L'évaluation de la qualité des eaux en termes de résidus de

pesticides revêt un rôle primordial dans la production d'eaux destinées à la consommation humaine (OMS, 2017).

Conclusion partielle

Ce chapitre avait pour objectif d'évaluer l'impact des produits phytosanitaires sur la qualité de l'eau de surface du barrage de Fayé. Pour ce faire, des enquêtes de terrains ont été réalisées afin de déterminer les types de produits phytosanitaires utilisés dans le bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé. Les résultats d'enquêtes menées sur les pratiques agricoles utilisatrices de produits agrochimiques dans le bassin versant du fleuve San-Pédro, ont permis de mettre en évidence 24 produits. Ils sont répartis en trois (03) types de pesticides dont les herbicides (Herbicides : He = 58,33 %), les insecticides (Insecticides : In = 20,83 %), les fongicides (Fongicides : Fo = 8,33 %) ainsi que les fertilisants (Fertilisants : Fe = 12,50 %). Les herbicides sont plus utilisés dans cette zone. Parmi ces 24 types de produits, 22 sont homologués par les autorités de la Côte d'Ivoire et 2 non homologués (Miracle F1 et Atraherb). La composition chimique de ces pesticides enquêtés a été par la suite recherchée dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage Fayé. Parmi ces molécules enquêtées, seule la molécule de l'atrazine a été détectée dans ces eaux. Ainsi, un balayage au HPLC a été effectué afin de rechercher d'autres molécules dans ces eaux, ce qui a permis de caractériser les concentrations de résidus de pesticides dans les eaux. Les résultats d'analyses ont révélé la présence de certains résidus de pesticides dans ces eaux. Au total, 31 molécules de pesticides ont été recherchées dans ces eaux, où 21 ont été détectées, appartenant aux familles des triazines, triazinones, dérivés de l'urée, chloroacétamides et des carbamates et 10 non détectés. Ces études menées ont permis de déterminer deux groupes de pesticides, il s'agit notamment d'herbicides (18) et d'insecticides (3). La variabilité saisonnière a montré 13 molécules de pesticides dans le cours d'eau dont 12 herbicides et 1 insecticide en GSS. En GSP, on note 15 herbicides et 3 insecticides donc 18 matières actives détectées dans ces eaux. Pour la PSS, il y a 15 molécules de pesticides dans ces eaux dont 1 insecticide et 14 herbicides. Pour la PSP, 4 molécules de types herbicides ont été détectées dans ces eaux. On note donc une absence de types insecticides, de régulateurs et de fongicides dans ces eaux. Ces molécules sont plus représentées en GSP que dans les autres saisons notamment en GSS, PSS et PSP. Les molécules de chlortoluron et de métamitron présentent des concentrations maximales dans ces eaux en GSP, avec respectivement 621 µg/L et 340 µg/L. Ces concentrations dans ces eaux qui sont largement supérieures à la valeur limite établie par le JORF pour les eaux brutes superficielles destinées à la potabilisation qui est 5 µg/L pour les matières actives dans l'ensemble. Enfin, l'évaluation du niveau de contamination

en résidus de pesticides des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé a montré que les eaux de cette zone sont de bonne qualité en termes de pesticides en toutes saisons ($ICPs_{(GSS, PSS, PSP)} = 1$; $ICPs_{(GSP)} = 1,23 < 1,5$). La GSP est caractérisée par une eau brute de très bonne qualité à 84,62 %, représentant 11 stations sur les 13 retenues, alors que les autres saisons sont à 100% de très bonne qualité. Néanmoins, la présence de résidus de pesticides détectés dans les eaux du fleuve San-Pédro au niveau du barrage de Fayé implique que ces eaux ne peuvent être utilisées directement par la population pour la consommation humaine sans un traitement préalable.

CHAPITRE 7 : NIVEAU DE CONTAMINATION MÉTALLIQUE DANS LES SÉDIMENTS DU FLEUVE SAN-PÉDRO AU BARRAGE DE FAYÉ

7.1. Caractéristiques des ETM dans des sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

Les résultats d'analyses statistiques élémentaires des données métalliques du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé sont présentés sous forme de graphes et comparés aux valeurs de la croûte continentale (UCC : upper crust continental) pour les sédiments dans l'eau (Tableau XLVIII).

Le tableau XLVIII montre que les concentrations moyennes de Pb, Fe, Cu, Cd, Zn, Ni, Cr et Mn dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé sont largement inférieures à celles des valeurs de l'UCC en toutes saisons. En GSS, GSP et PSS, la teneur en As dans les sédiments présente également des valeurs inférieures à celles de l'UCC, excepté en PSP où la concentration moyenne dépasse la valeur de référence ($0,343 > 0,2$ mg/kg). Ces paramètres présentent des variations saisonnières significatives (test de Friedman, $p < 0,05$; Tableau XLVIII). En ce qui concerne le Hg, les concentrations dans les sédiments sont supérieures à la norme de l'UCC en GSS ($0,23 > 0,056$ mg/kg) et en GSP ($0,16 > 0,056$ mg/kg), contre de faibles concentrations en PSS ($0,005 < 0,056$ mg/kg) et en PSP ($0,028 < 0,056$ mg/kg). La variation des teneurs en Hg ne présente aucune significativité entre les saisons ($p = 0,12 > 0,05$; Tableau XLVIII), d'où une distribution saisonnière homogène. Les moyennes des teneurs en ETM dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé suivent l'ordre décroissant suivant :

- en GSS : $Zn > Mn > Cu > Hg > Fe > Cr > Ni > Pb > As > Cd$;
- en GSP : $Fe > Cu > Mn > Zn > Ni > Cr > Hg > Pb > As$;
- en PSS et en PSP : $Ni > As > Fe > Pb > Zn > Mn > Hg > Cu > Cd > Cr$.

Ces paramètres présentent des variations spatiales hétérogènes ($CV > 30$ %) sauf l'As en GSP où la variation spatiale est homogène ($CV = 8,96 \% < 30$ %) (Tableau XLVIII).

Tableau XLVIII. Statistiques élémentaires des teneurs des ETM en mg/kg des sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

Saisons	Statistiques	Pb	Fe	Cu	Cd	As	Zn	Ni	Cr	Hg	Mn
GSS (Mars, 2022)	Min	0,002	0,002	0,13	0	0	0,12	0,003	0,01	0	0,12
	Max	0,02	0,23	0,49	0,0015	0,04	0,98	0,046	0,04	0,72	0,72
	Moy	0,01	0,03	0,26	0,0004	0,01	0,52	0,02	0,023	0,23	0,38
	σ	0,004	0,06	0,12	0,0005	0,01	0,27	0,02	0,01	0,29	0,19
	CV (%)	41,11	191,01	45,34	123,76	155,28	52,08	77,37	38,77	120,27	50,16
GSP Juillet, 2022)	Min	0,004	1,2	2,49	0,003	0,0003	0,29	0,135	0,01	0	1,31
	Max	0,027	8,01	8,55	0,012	0,0004	0,93	0,917	0,42	0,716	6,75
	Moy	0,01	5,49	4,96	0,006	0,0003	0,5	0,37	0,213	0,16	3,06
	σ	0,01	1,9	1,81	0,003	0	0,2	0,24	0,162	0,26	1,39
	CV (%)	50,5	34,54	36,49	44,22	8,96	39,36	66,62	76,2	159,24	45,24
PSS (Août, 2021)	Min	0,003	0,003	0	0,0002	0,009	0,001	0,013	0,0001	0,001	0,001
	Max	0,036	0,049	0,003	0,003	0,134	0,018	0,135	0,0014	0,01	0,011
	Moy	0,018	0,025	0,001	0,001	0,069	0,009	0,074	0,001	0,005	0,006
	σ	0,008	0,01	0,001	0,001	0,03	0,004	0,039	0,0003	0,002	0,002
	CV (%)	46,2	45,92	55,9	43,97	42,88	46,79	52,33	45,55	42,43	44,42
PSP (Novembre, 2021)	Min	0,034	0,046	0,0021	0,001	0,136	0,012	0,18	0,0013	0,01	0,005
	Max	0,161	0,217	0,025	0,011	0,62	0,09	0,82	0,006	0,11	0,024
	Moy	0,074	0,11	0,006	0,004	0,34	0,05	0,39	0,002	0,028	0,01
	σ	0,032	0,04	0,01	0,003	0,16	0,03	0,17	0	0,03	0
	CV (%)	43,79	40,8	102,86	58,74	47,59	63,22	42,88	61,21	95,15	47,12
Tests non appariés : test de Friedman (>2 saisons)	P-value	4,14E-06	3,99E-07	8,05E-08	8,16E-07	4,61E-07	3,80E-07	4,61E-07	2,22E-07	0,12	1,37E-07
	Significativité- P-value < 0,05	S	S	S	S	S	S	S	S	NS	S
	N	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Normes UCC (Wedephol, 1995)		17	30890	14,3	0,1	0,2	52	19	35	0,056	527

GSS : grande saison sèche ; GSP : grande saison pluvieuse ; PSS : petite saison sèche ; PSP : petite saison sèche ; Min : minimum ; Max : maximum ; Moy : moyenne ; σ : écart-type ; CV : coefficient de variation ; GSS : grande saison sèche ; GSP : grande saison pluvieuse ; PSS : petite saison sèche ; PSP : petite saison pluvieuse ; N : nombre de stations d'échantillonnage ; S : significatif ; NS : non significatif

Les concentrations de Pb sont plus élevées en PSP que les autres saisons, avec une teneur maximale de 0,161 mg/kg à la station S4, précisément au point de rejet d'eau industrielle de la SAPH (Figure 58a), mais elles ne dépassent pas la norme UCC.

Les concentrations de Fe et de Cu sont plus élevées en GSP, avec des teneurs maximales de 8,01 mg/kg (Fe) et 8,55 mg/kg (Cu) à la station S11 (Figures 58b et 58c), mais elles sont inférieures à la norme UCC.

En GSP et PSP, le Cd présente des concentrations plus élevées que les autres saisons, avec des concentrations maximales de 0,012 mg/kg à la station S11 en GSP et de 0,011 mg/kg à la station S4 en PSP, inférieures à la norme UCC (Figure 58d).

Les concentrations d'As sont plus élevées en PSP et sont supérieures à la norme UCC, sauf aux stations S3 (0,17 mg/kg) et S9 (0,13 mg/kg) où les concentrations sont inférieures à cette valeur (UCC = 0,2 mg/kg). La teneur maximale (0,62 mg/kg) de ce paramètre dans ladite saison est obtenue à la station S7 (Figure 58e).

Le Zn présente des teneurs élevées en GSS et GSP, obtenues aux stations S8 (0,98 mg/kg) et S12 (0,96 mg/kg) en GSS, et à la station S5 (0,93 mg/kg) en GSP (Figure 58f).

En GSP et PSP, les concentrations de Ni sont plus élevées dans les sédiments (Figure 58g). La concentration maximale est obtenue à la station S12 (0,92 mg/kg) en GSP et à la station S4 (0,082 mg/kg) en PSP.

Les concentrations de Cr sont plus élevées aux stations S2, S3, S4, S5, S6, S7 et S8 en GSP. Cependant, aux stations S9, S10, S11, S12 et S13, elles sont en faible quantité dans ladite saison (Figure 58h). Sa concentration maximale de 0,42 mg/kg est observée à la station S4, au point de rejet de la SAPH.

Les concentrations de mercure (Hg) dans les sédiments dépassent la valeur de l'UCC (0,056 mg/kg) aux stations S2, S3, S4 et S8 en GSP, ainsi qu'aux stations S2, S3, S4, S8, S9 et S10 en GSS. En PSP, la teneur de 0,11 mg/kg dépasse la valeur de l'UCC uniquement à la station S13, alors qu'en PSS, ce métal présente de faibles concentrations dans toutes les stations (Figure 58i).

Les concentrations de Mn sont plus élevées en GSP dans toutes les stations, avec un maximum de 6,75 mg/kg, inférieur à la norme UCC (572 mg/kg), à la station S11 (Figure 58j).

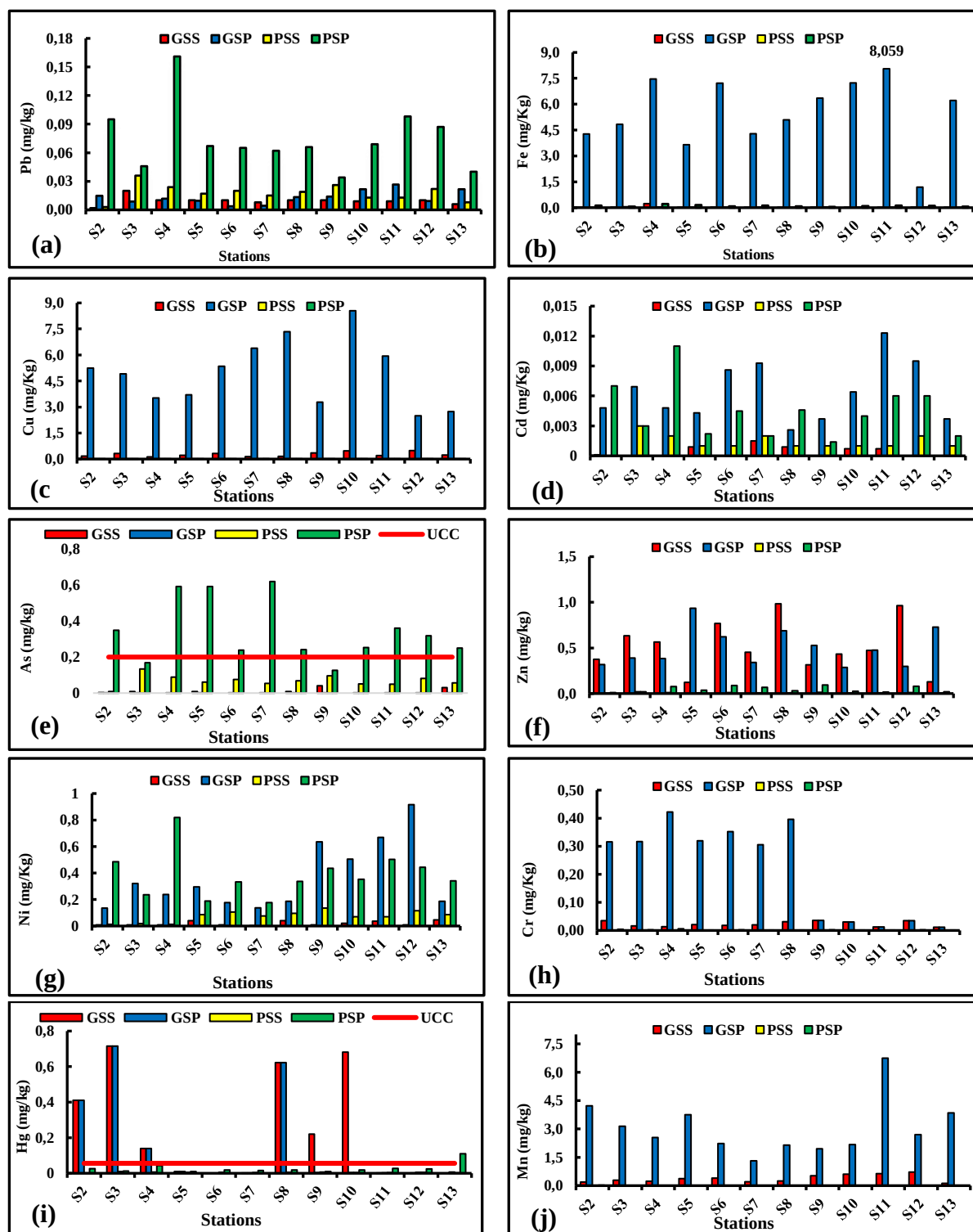


Figure 58. Variation spatio-temporelle des ETM dans les sédiments du fleuve San-Pédro barrage de Fayé

7.2. Origine des éléments traces métalliques dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

7.2.1. Différentes liaisons entre les éléments métalliques analysés dans les sédiments

La Figure 59 est la matrice de corrélation entre les variables dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé respectivement en GSS, GSP, PSS et PSP.

En GSS, il existe une corrélation moyennement significative positive entre le Mn et le Cu ($r = 0,73$) (Figure 59a). Ces deux (2) substances proviennent des mêmes sources de pollution.

En GSP, la corrélation moyennement significative positive est observée entre le Mn et le Pb ($r = 0,65$) (Figure 59b), résultant de sources anthropiques communes. Cette matrice de Pearson a montré également que le Cr est négativement corrélé avec le Pb et le Ni ($r = -0,63$; $r = -0,71$) en GSP (Figure 59b). Le Cr provient de sources distinctes par rapport au Pb et au Ni.

En PSS (Figure 59c), des corrélations positives hautement significatives ($r > 0,90$) sont observées entre les ETM que sont le Mn, Pb, Fe, Cd, As, Zn, Cr et le Hg et une corrélation importante entre le Cd et Cu ($r = 0,80$). Des corrélations significativement positives ($0,70 > r \geq 0,79$) sont remarquées entre le Cu et Pb, Fe ; entre As et Cu, entre Zn et Cu, entre Cr et Cu, entre Hg et Cu et entre le Mn et le Cu dans la même période de PSS. Les fortes corrélations entre ces ETM résultent de sources anthropiques communes et de propriétés géochimiques similaires. On note que le Ni n'a aucune liaison avec les autres paramètres étudiés dans les sédiments en PSS. L'absence de corrélation avec le Ni montre le comportement géochimique différents de cette substance par rapport aux autres ETM.

En PSP (Figure 59d), des corrélations sont remarquées entre le Cr et le Pb ($r = 0,79$), le Cr et le Fe ($r = 0,65$), le Cd et le Ni ($r = 0,80$) ; entre le Ni et Pb ($r = 0,80$), entre l'As et Fe ($r = 0,80$), Cu ($r = 0,62$). Une corrélation hautement significative est observée entre Cd et le Pb à 95 % en PSP. Dans la même période de la PSP, on remarque des corrélations entre le Cd et Fe ($r = 0,71$) et entre le Fe et le Pb à 89%. Le Pb, le Cd, le Ni, et l'As émanent de sources anthropiques analogues et présentent des caractéristiques géochimiques similaires.

Ainsi, le profil de corrélation entre les paramètres en fonction des saisons est hiérarchisé de la manière suivante : PSS > PSP > GSP > GSS. Cela traduit qu'en PSS, les ETM sont plus liés entre eux. Les corrélations positives hautement significatives entre plusieurs ETM en PSS résultent de leur accumulation commune dans les sédiments, en raison de sources anthropiques similaires, de comportements géochimiques comparables, et de conditions environnementales favorisant leur co-présence dans les sédiments.

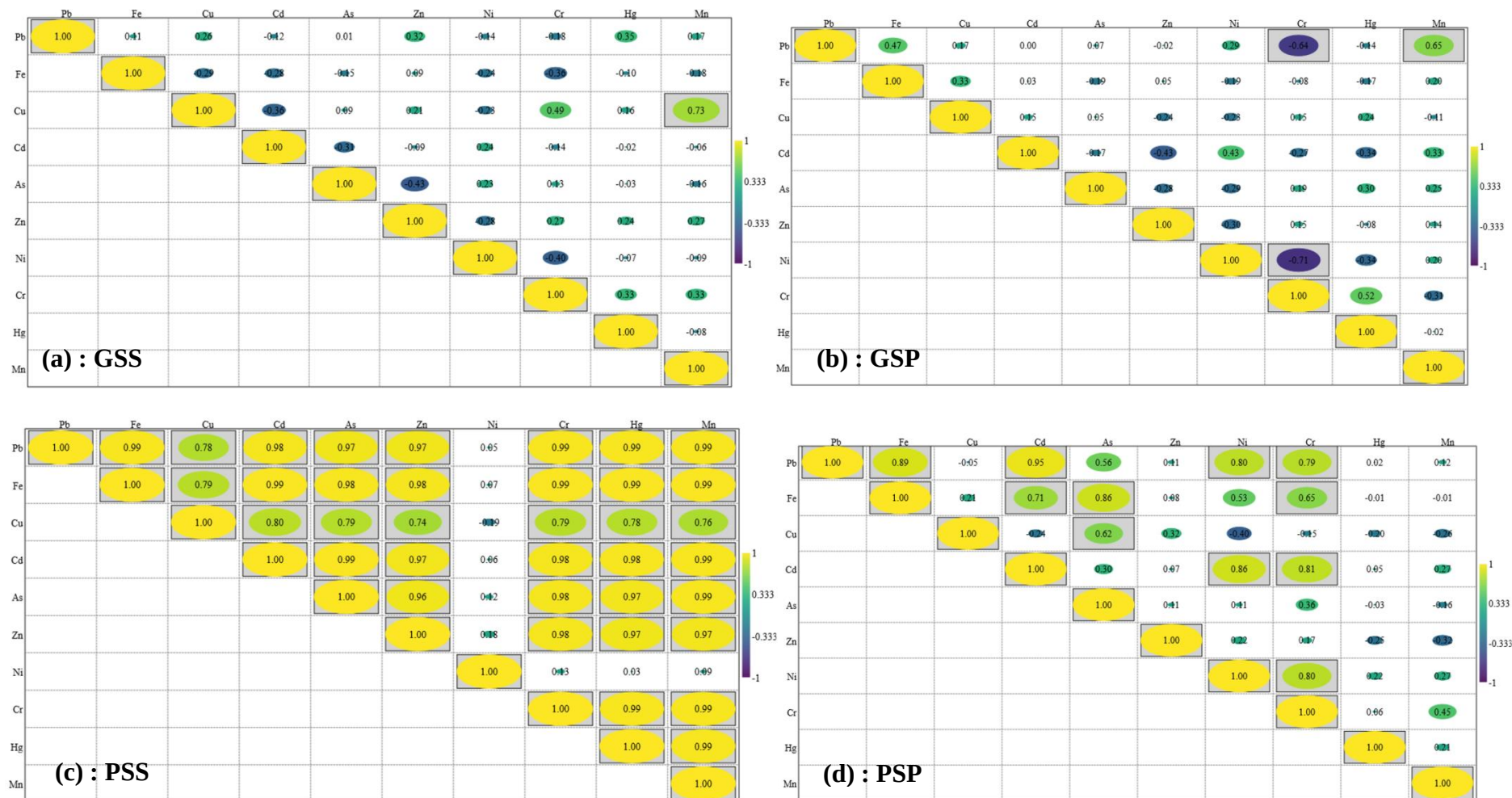


Figure 59. Matrice de corrélation entre les variables dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

7.2.2. Sources des ETM dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

Les résultats du calcul du facteur d'enrichissement (FE) est sont consignés dans les tableaux XLIX, L, LI et LII respectivement en GSS, GSP, PSS et PSP.

Facteur d'enrichissement (FE) en GSS

Tableau XLIX. Valeur du facteur d'enrichissement dans les sédiments en GSS

Facteur d'enrichissement (FE) : Grande saison sèche (GSS)									
Stations	Pb	Cu	Cd	As	Zn	Ni	Cr	Hg	Mn
S2	1817,1	187608,1	15445	154450	111768,3	6503,2	15577,4	113079464,3	5492,2
S3	1817,1	33827,8	0	69502,5	18795,4	731,6	710,9	19747535,7	856,7
S4	79	1209,6	0	0	1458,7	63,6	53,3	335760,9	60,7
S5	1514,2	39118,3	23167,5	102966,7	6110,2	5419,3	1546,4	459672,6	1819
S6	1009,5	38907,7	0	0	25339	812,9	874	0	1307,4
S7	1453,6	28600,3	46365,9	0	26838,7	487,7	1803,1	55160,7	1195,7
S8	1211,4	21543,8	18534	92670	38919,8	4335,4	1848,9	22910083,3	966,4
S9	726,8	30777,7	0	247120	7489,6	520,3	1258,5	4876207,1	1224,5
S10	1817,1	112639,3	24025,6	0	28575,9	3612,9	2921,3	41799563,5	3999,1
S11	2044,2	52356,4	27028,8	0	35122,5	7519,3	1385,6	27580,4	4640,1
S12	908,5	53096,2	0	0	28579,2	731,6	1552	8274,1	2116,2
S13	1211,4	55635,6	0	514833,3	8560,8	8309,6	1116,9	0	806,9

En GSS (Tableau XLIX), le Cd témoigne d'une absence d'enrichissement aux stations S3, S4, S6, S9, S12 et S13. Il est de même pour l'As aux stations S4, S6, S7, S10, S11 et S12 et ainsi que le Hg aux stations S6 et S13. Ils montrent que ces éléments sont principalement d'origine géogénique.

Facteur d'enrichissement (FE) en GSP

Tableau L. Valeurs du facteur d'enrichissement dans les sédiments en GSP

Facteur d'enrichissement (FE) : Grande saison pluvieuse (GSP)									
Stations	Pb	Cu	Cd	As	Zn	Ni	Cr	Hg	Mn
S2	6,36	2652,80	347,26	14,47	44,02	51,33	65,23	52967,10	57,89
S3	3,25	2195,42	442,14	9,58	47,87	108,15	57,81	81692,36	38,14
S4	2,87	1020,30	198,76	6,21	30,55	51,91	49,90	10352,15	19,98
S5	4,76	2188,79	363,99	12,70	152,14	131,56	77,30	1511,58	60,21
S6	0,97	1599,46	368,09	6,41	51,22	39,71	43,00	0	18,03
S7	1,89	3217,48	668,86	10,79	47,27	52,17	62,74	128,43	17,84
S8	4,79	3112,98	158,40	9,10	80,18	59,32	68,65	67518,96	24,72
S9	4,00	1118,54	180,12	7,30	49,47	162,77	4,96	356,41	17,99
S10	5,42	2551,80	273,20	6,40	23,45	113,55	3,63	274,42	17,64
S11	6,02	1592,97	471,46	5,75	35,03	134,74	1,38	171,12	49,07
S12	14,12	4506,04	2454,87	38,76	147,84	1246,88	25,97	2168,77	132,66
S13	6,35	953,48	183,93	7,46	69,48	48,56	1,62	648,02	36,28

En GSP, les ETM d'origine naturelle terrigène sont le Pb, le Cr et le Hg, plus spécifiquement aux stations S6 et S7 (Pb), à la station S6 (Hg) dans la retenue du barrage, et aux stations S11 et S13 en aval de la retenue pour le Cr (Tableau L).

Facteur d'enrichissement (FE) en PSS

Tableau LI. Valeurs du facteur d'enrichissement dans les sédiments en PSS

Facteur d'enrichissement (FE) : Petite saison sèche (PSS)									
Stations	Pb	Cu	Cd	As	Zn	Ni	Cr	Hg	Mn
S2	1334,98	0	20593,33	463350,00	198,01	7045,09	29,42	183869,05	19,54
S3	1321,50	132,25	16390,61	422373,47	218,22	630,41	25,22	112572,89	13,16
S4	1817,06	130,92	15913,03	416546,97	216,01	615,83	24,07	117007,58	12,43
S5	1332,51	98,19	16849,09	428247,73	216,01	6355,36	24,07	125365,26	13,32
S6	1312,32	77,15	15445	413705,36	212,16	6154,77	25,22	118201,53	12,56
S7	1476,36	216,01	15445	417015	207,91	6178	26,48	110321,43	11,72
S8	1349,82	86,41	16062,80	420104	213,85	6243,03	24,71	110321,43	14,07
S9	1362,79	61,72	15886,29	423634,29	220,64	6270,90	25,22	110321,43	13,40
S10	1297,90	135,01	17375,63	482656,25	185,64	7011,22	27,58	137901,79	14,65
S11	1404,09	120,01	15445,00	420447,22	231,01	6322,51	24,52	122579,37	13,03
S12	1380,96	144,01	16474,67	422163,33	217,81	6286,39	26,48	110321,43	13,68
S13	1399,12	144,01	20593,33	576613,33	237,62	9321,19	23,54	110321,43	13,68

En PSS, cette origine naturelle est observée uniquement à la station S2 de la rivière Gôh, en amont de la retenue (fleuve San-Pédro), par la présence de Cu dans les sédiments (Tableau LI).

Facteur d'enrichissement (FE) en PSP

Tableau LII. Valeurs du facteur d'enrichissement dans les sédiments en PSP

Facteur d'enrichissement (FE) : Petite saison pluvieuse (PSP)									
STATIONS	Pb	Cu	Cd	As	Zn	Ni	Cr	Hg	Mn
S2	1348,60	67,50	16892,97	421117,58	55,69	6172,92	30,34	112045,20	10,99
S3	1348,14	104,52	14946,77	418509,68	191,63	6188,49	28,47	106762,67	9,45
S4	1348,14	39,82	15658,53	422068,43	213,53	6136,04	25,22	111846,61	2,43
S5	760,89	108,01	4247,38	572430,31	133,66	1910,30	8,83	34475,45	2,56
S6	1357,57	124,15	15977,59	422518,39	594,04	6222,85	18,26	114125,62	6,06
S7	915,92	439,05	5022,76	779784,15	333,24	2326,33	11,48	71753,77	2,86
S8	1362,79	73,64	16147,05	422982,39	216,01	6207,56	17,05	112828,73	5,33
S9	1343,04	122,09	9401,30	423058,70	1200,99	15374,31	40,29	107923,14	12,74
S10	1348,14	48,78	13286,02	420170,43	159,69	6171,01	14,24	112693,93	3,15
S11	1349,03	47,46	14040,91	422397,35	76,50	6195,24	10,03	112828,73	4,00
S12	1351,15	166,16	15841,03	421107,26	411,26	6169,66	14,33	113150,18	4,51
S13	1038,32	83,32	8825,71	551607,14	161,24	7896,69	16,39	866811,22	10,05

En PSP, ces ETM dans les sédiments présentent des valeurs de l'indice d'enrichissement (FE) largement supérieures à 2 ($FE > 2$) ; ce qui indique une influence des activités industrielles ou de pêche, traduisant ainsi une origine anthropique (Tableau LII).

Les résultats du calcul du facteur d'enrichissement (FE) montrent que les ETM sont d'origine anthropique. Cependant, à certaines stations d'échantillonnage, l'As, le Cd et le Hg en GSS, ainsi que le Pb, le Cr et le même Hg en GSP, proviennent d'une origine naturelle terrigène.

Les FE obtenus présentent des valeurs largement supérieures à 2, qui est la valeur limite des paramètres d'origine naturelle dans les sédiments. Les valeurs de FE varient d'un enrichissement anthropique inexistant ou faible à un extrême enrichissement respectivement en GSS, GSP et PSS.

7.3. Qualité des sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

7.3.1. Facteur et degré de contamination

Les résultats du calcul du facteur de contamination (FC) et du degré de contamination (DC) sont consignés dans les tableaux LIII, LIV, LV et LVI.

- Facteur de contamination (FC) et degré de contamination (DC) en GSS

Tableau LIII. Valeurs des facteurs de contamination et du degré de contamination dans les sédiments en GSS

Stations	Facteur de contamination (FC) : Grande saison sèche (GSS)										DC
	Pb	Fe	Cu	Cd	As	Zn	Ni	Cr	Hg	Mn	
S2	0	0	0	0,001	0,01	0,007	0,0004	0,001	7,32	0,0004	7,34
S3	0,0012	0	0,0002	0	0,05	0,012	0,0005	0,0005	12,79	0,0006	12,85
S4	0,0006	0	0,0001	0	0	0,011	0,0005	0,0004	2,50	0,0005	2,51
S5	0,0006	0	0,0001	0,009	0,04	0,002	0,0021	0,0006	0,18	0,0007	0,23
S6	0,0006	0	0,0001	0	0	0,015	0,0005	0,0005	0,00	0,0008	0,02
S7	0,0005	0	0,0001	0,015	0	0,009	0,0002	0,0006	0,018	0,0004	0,04
S8	0,0006	0	0,0001	0,009	0,05	0,019	0,0021	0,0009	11,13	0,0005	11,20
S9	0,0006	0	0,0001	0	0,20	0,006	0,0004	0,001	3,95	0,0010	4,16
S10	0,0005	0	0,0001	0,007	0	0,008	0,0011	0,0009	12,18	0,0012	12,20
S11	0,0005	0	0,0001	0,007	0	0,009	0,0019	0,0004	0,007	0,0012	0,03
S12	0,0006	0	0,0001	0	0	0,019	0,0005	0,001	0,005	0,0014	0,03
S13	0,0004	0	0,0001	0	0,15	0,002	0,0024	0,0003	0	0,0002	0,16
Moy	0,0006	0	0,0001	0,004	0,04	0,010	0,0010	0,0007	4,17	0,0007	4,23

En GSS, les sédiments fortement contaminés ($FC > 6$) par le Hg sont observés aux stations S2 ($FC_{Hg,S2} = 7,32$), S3 ($FC_{Hg,S3} = 12,79$) en amont de la retenue, ainsi qu'aux stations S8 ($FC_{Hg,S8} = 11,13$) et S10 ($FC_{Hg,S10} = 12,18$) dans la retenue du barrage (Tableau LIII) de la retenue d'eau

du barrage. La variation saisonnière du DC dans les sédiments en GSS présente une valeur moyenne de 4,23, témoignant d'une contamination polymétallique faible. Relativement aux stations S2 ($DC_{S2} = 7,34$) et S8 ($DC_{S8} = 11,20$), elles affichent un degré de contamination modéré ($6 < DC \leq 12$), tandis que les stations S3 ($DC_{S3} = 12,85$) et S10 ($DC_{S10} = 12,20$) présentent une contamination polymétallique élevée ($DC > 12$).

- **Facteur de contamination (FC) et degré de contamination (DC) en GSP**

Tableau LIV. Valeurs des facteurs de contamination et du degré de contamination dans les sédiments en GSP

Facteur de contamination (FC) : Grande saison pluvieuse (GSP)											DC
Stations	Pb	Fe	Cu	Cd	As	Zn	Ni	Cr	Hg	Mn	
S2	0,0009	0	0,37	0,05	0,002	0,006	0,007	0,009	7,32	0,008	7,77
S3	0,0005	0	0,34	0,07	0,002	0,007	0,017	0,009	12,79	0,006	13,24
S4	0,0007	0	0,25	0,05	0,002	0,007	0,013	0,012	2,50	0,005	2,83
S5	0,0006	0	0,26	0,04	0,002	0,018	0,016	0,009	0,18	0,007	0,53
S6	0,0002	0	0,37	0,09	0,002	0,012	0,009	0,010	0	0,004	0,50
S7	0,0003	0	0,45	0,09	0,002	0,007	0,007	0,009	0,02	0,002	0,59
S8	0,0008	0	0,51	0,03	0,002	0,013	0,010	0,011	11,13	0,004	11,70
S9	0,0008	0	0,23	0,04	0,002	0,010	0,033	0,001	0,07	0,004	0,39
S10	0,0013	0	0,60	0,06	0,002	0,005	0,027	0,001	0,06	0,004	0,77
S11	0,0016	0	0,42	0,12	0,002	0,009	0,035	0,000	0,04	0,013	0,64
S12	0,0005	0	0,17	0,10	0,002	0,006	0,048	0,001	0,08	0,005	0,42
S13	0,0013	0	0,19	0,04	0,002	0,014	0,010	0,000	0,13	0,007	0,39
Moy	0,0008	0	0,35	0,06	0,002	0,010	0,019	0,006	2,86	0,006	3,31

En GSP, une contamination considérable ($FC > 6$) par le Hg est observée aux stations S2, S3 et S8, avec les mêmes valeurs que celles relevées pour la GSS (Tableau LIV). Le DC indique une contamination polymétallique élevée à la station S3 ($DC_{S3} = 13,24$), tandis qu'à la station S10 ($DC_{S10} = 0,77 < 6$), un degré de contamination faible est enregistré (Tableau LIV).

- Facteur de contamination (FC) et degré de contamination (DC) en PSS

Tableau LV. Valeurs des facteurs de contamination et du degré de contamination dans les sédiments en PSS

Stations	Facteur de contamination (FC) : Petite saison sèche (PSS)										DC
	Pb	Fe	Cu	Cd	As	Zn	Ni	Cr	Hg	Mn	
S2	0	0	0	0,002	0,04	0	0,001	0	0,02	0	0,07
S3	0,002	0	0	0,026	0,67	0	0,001	0	0,18	0	0,88
S4	0,001	0	0	0,017	0,44	0	0,001	0	0,12	0	0,59
S5	0,001	0	0	0,012	0,30	0	0,005	0	0,09	0	0,41
S6	0,001	0	0	0,014	0,37	0	0,006	0	0,11	0	0,50
S7	0,001	0	0	0,010	0,27	0	0,004	0	0,07	0	0,36
S8	0,001	0	0	0,013	0,34	0	0,005	0	0,09	0	0,45
S9	0,002	0	0	0,018	0,48	0	0,007	0	0,12	0	0,63
S10	0,001	0	0	0,009	0,25	0	0,004	0	0,07	0	0,34
S11	0,001	0	0	0,009	0,24	0	0,004	0	0,07	0	0,33
S12	0,001	0	0	0,016	0,41	0	0,006	0	0,11	0	0,54
S13	0,000	0	0	0,010	0,28	0	0,005	0	0,05	0	0,35
Moy	0,001	0	0	0,013	0,34	0	0,004	0	0,09	0	0,45

En PSS, les sédiments sont faiblement pollués par les ETM, voire exempts de contamination par les ETM ($FC < 1$). La valeur la plus élevée, proche de 1, est obtenue à la station S3 ($FC_{As,S3} = 0,67$) pour l'As (Tableau LV). L'ensemble des stations présente une contamination polymétallique faible ($DC < 6$) à 100 %, représentant les douze (12) stations d'échantillonnage.

- Facteur de contamination (FC) et degré de contamination (DC) en PSP

Tableau LVI. Valeurs des facteurs de contamination et du degré de contamination dans les sédiments en PSP

Stations	Facteur de contamination (FC) : Petite saison pluvieuse (PSP)										DC
	Pb	Fe	Cu	Cd	As	Zn	Ni	Cr	Hg	Mn	
S2	0	0	0	0,07	1,75	0	0,03	0	0,46	0	2,31
S3	0	0	0	0,03	0,84	0	0,01	0	0,21	0	1,10
S4	0	0	0	0,11	2,97	0,002	0,04	0	0,79	0	3,91
S5	0	0	0	0,02	2,97	0,001	0,01	0	0,18	0	3,18
S6	0	0	0	0,05	1,19	0,002	0,02	0	0,32	0	1,58
S7	0	0	0	0,02	3,11	0,001	0,01	0	0,29	0	3,42
S8	0	0	0	0,05	1,21	0,001	0,02	0	0,32	0	1,59
S9	0	0	0	0,01	0,63	0,002	0,02	0	0,16	0	0,83
S10	0	0	0	0,04	1,27	0	0,02	0	0,34	0	1,66
S11	0	0	0	0,06	1,81	0	0,03	0	0,48	0	2,37
S12	0	0	0	0,06	1,60	0,002	0,02	0	0,43	0	2,11
S13	0	0	0	0,02	1,25	0	0,02	0	1,96	0	3,25
Moy	0	0	0	0,04	1,71	0,001	0,02	0	0,50	0	2,28

En PSP, une contamination modérée ($1 < FC \leq 3$) par l'As est observée dans les sédiments de presque toutes les stations d'échantillonnage, représentant 75 % des stations, soit neuf (9) sur

les douze (12) échantillonnées. Par ailleurs, une contamination élevée est notée à la station S7 ($FC_{Hg,S7} = 3,11$). Aux stations S3 et S9, les sédiments sont faiblement pollués par l'As ($FC < 1$) (Tableau LVI). À l'exception de l'As, les autres ETM analysés dans les sédiments révèlent une faible pollution. L'ensemble des stations affiche une contamination polymétallique de faible intensité ($DC < 6$).

Dans l'ensemble, les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé sont faiblement contaminés par les ETM analysés ($FC_{Moy} < 1$), à l'exception du Hg ($FC_{Moy} = 4,17$ en GSS ; $FC_{Moy} = 2,86$ en GSP) et de l'As ($FC_{Moy} = 1,71$ en PSP) (Tableaux LIII, LIV, LV, LVI). Les valeurs moyennes des DC mettent en évidence une faible contamination polymétallique ($DC < 6$) sur l'ensemble des quatre saisons climatiques dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé, où la valeur la plus élevée est enregistrée en GSS (Figure 60).

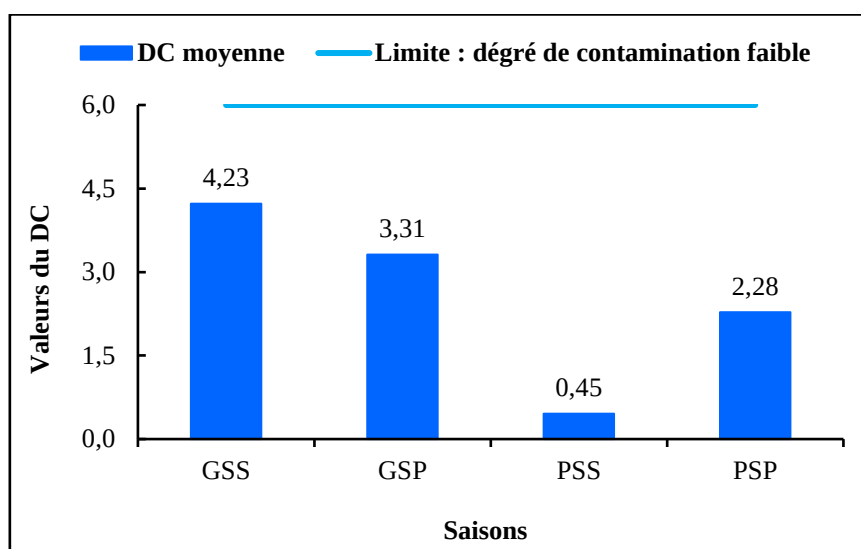


Figure 60. Variation saisonnière du degré de contamination dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

7.3.2. Qualité des sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé par les ETM

La qualité métallique des sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé, via le calcul de l'indice de pollution sédimentaire (IPS), est consignée dans le tableau LVII.

Tableau LVII. Valeurs l'indice de pollution sédimentaire dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage Fayé

Indice de pollution sédimentaire (IPS)				
Stations	GSS	GSP	PSS	PSP
S2	3,08	3,11	0,01	0,40
S3	5,39	5,41	0,15	0,19
S4	1,05	1,07	0,10	0,68
S5	0,08	0,10	0,07	0,39
S6	0,001	0,04	0,09	0,28
S7	0,01	0,05	0,06	0,45
S8	4,69	4,70	0,08	0,28
S9	1,68	0,05	0,11	0,14
S10	5,13	0,06	0,06	0,29
S11	0,01	0,07	0,06	0,41
S12	0,003	0,07	0,09	0,37
S13	0,02	0,07	0,06	0,97
IPSmoy	1,76	1,23	0,08	0,40
Qualité de sédiment		Sédiment sain		

Les valeurs moyennes de l'indice de pollution sédimentaire (IPS) reflètent un état des sédiments sains ($IPS < 2$) en toutes saisons. Ces valeurs moyennes sont de 1,76 ; 1,23 ; 0,08 et 0,40 respectivement en GSS, GSP, PSS et PSP (Tableau LVII). Toutefois, la valeur en GSS est plus marquée que les autres saisons ($IPSmoy = 1,76$) (Figure 61).

La GSS est caractérisée par une très faible pollution métallique à moyennement polluée dans les sédiments par les ETM. Sur les douze (12) stations retenues, 66,67%, représentant huit (8) stations, présentent des sédiments très faiblement pollués (sédiments sains) par les ETM. Les sédiments qui sont moyennement pollués (16,66%) par les ETM sont observés aux stations S3 et S10.

La GSP est également caractérisée par une très faible pollution métallique à moyennement polluée dans les sédiments par les ETM. Les sédiments très faiblement pollués par les ETM sont observés dans neuf (9) stations sur les 12 retenues, soit 75%. Les sédiments faiblement pollués représentent 16,66% des stations d'échantillonnage (S2 et S8), tandis que la station S3 est caractérisée par une pollution modérée, soit 8,33% des douze (12) stations retenues.

Les PSS et PSP sont caractérisées par une très faible pollution métallique dans les sédiments à 100%, représentant les 12 stations retenues (Tableau LVII, Annexe 13).

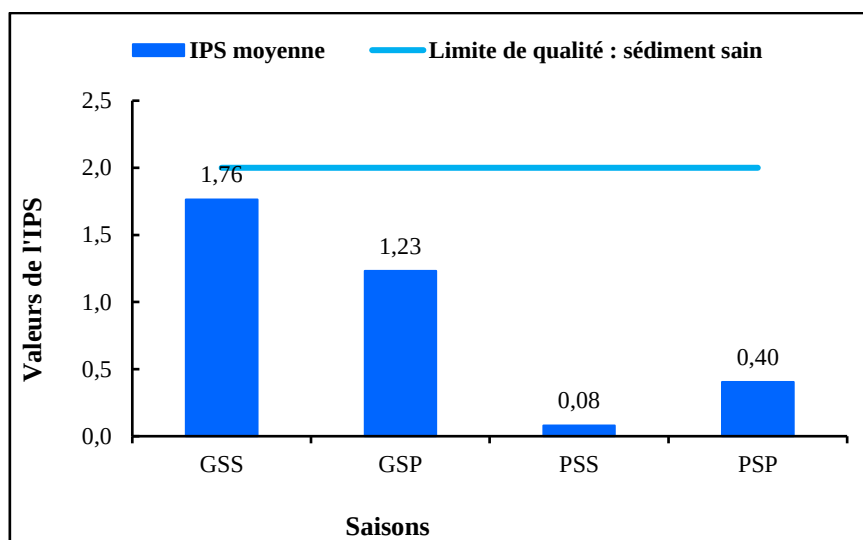


Figure 61. Variation saisonnière de la qualité des sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé par les ETM

7.4. Risque écotoxicologique des sédiments du bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

Les résultats des indices de risque écologique individuel (E_r^i) et du risque écologique potentiel (RI) calculés sont consignés dans les tableaux LVIII, LVIX, LX et LXI.

Tableau LVIII. Valeurs du coefficient de risque écologique individuel pour chaque élément et de l'indice de risque écologique potentiel associé à chaque station en GSS

Stations	Risque écologique potentiel de chaque ETM (E_r^i) : Grande saison sèche (GSS)										Risque écologique potentiel (R_i)
	Pb	Fe	Cu	Cd	As	Zn	Ni	Cr	Hg	Mn	
S2	0,01	0	0,35	0	0,02	0,38	0,02	0,04	16,40	0,37	17,59
S3	0,10	0,04	0,63	0	0,09	0,63	0,02	0,02	28,64	0,58	30,75
S4	0,05	0,46	0,26	0	0	0,56	0,02	0,01	5,60	0,48	7,44
S5	0,05	0,02	0,43	0,03	0,08	0,12	0,08	0,02	0,4	0,74	1,98
S6	0,05	0,04	0,65	0	0	0,77	0,02	0,02	0	0,80	2,34
S7	0,04	0,02	0,26	0,05	0	0,45	0,01	0,02	0,04	0,41	1,30
S8	0,05	0,03	0,30	0,03	0,09	0,98	0,08	0,03	24,92	0,49	27,01
S9	0,05	0,05	0,71	0	0,40	0,32	0,02	0,04	8,84	1,04	11,46
S10	0,05	0,02	0,94	0,02	0	0,43	0,04	0,03	27,28	1,23	30,03
S11	0,05	0,02	0,39	0,02	0	0,47	0,07	0,01	0,02	1,27	2,31
S12	0,05	0,04	0,98	0	0	0,96	0,02	0,04	0,01	1,44	3,54
S13	0,03	0,02	0,46	0	0,30	0,13	0,09	0,01	0	0,25	1,29
Moy	0,05	0,06	0,53	0,01	0,08	0,52	0,04	0,02	9,35	0,76	11,42

Tableau LIX. Valeurs du coefficient de risque écologique individuel pour chaque élément et de l'indice de risque écologique potentiel associé à chaque station en GSP

Stations	Risque écologique potentiel de chaque ETM (E_r^i) : Grande saison pluvieuse (GSP)										Risque écologique potentiel (Ri)
	Pb	Fe	Cu	Cd	As	Zn	Ni	Cr	Hg	Mn	
S2	0,07	8,54	10,49	0,14	0	0,32	0,27	0,32	16,40	8,43	44,98
S3	0,04	9,67	9,83	0,21	0	0,39	0,64	0,32	28,64	6,29	56,03
S4	0,06	14,92	7,05	0,14	0	0,38	0,48	0,42	5,60	5,09	34,14
S5	0,05	7,30	7,40	0,13	0	0,93	0,59	0,32	0,40	7,50	24,62
S6	0,02	14,45	10,70	0,26	0	0,62	0,35	0,35	0,00	4,45	31,21
S7	0,02	8,59	12,79	0,28	0	0,34	0,28	0,31	0,04	2,61	25,27
S8	0,07	10,18	14,67	0,08	0	0,69	0,37	0,40	24,92	4,29	55,67
S9	0,07	12,69	6,57	0,11	0	0,53	1,27	0,04	0,16	3,90	25,34
S10	0,11	14,47	17,10	0,19	0	0,29	1,01	0,03	0,14	4,36	37,70
S11	0,13	16,12	11,89	0,37	0	0,48	1,34	0,01	0,10	13,49	43,93
S12	0,05	2,39	4,99	0,29	0	0,30	1,83	0,04	0,19	5,41	15,48
S13	0,11	12,43	5,49	0,11	0	0,73	0,37	0,01	0,29	7,69	27,23
Moy	0,07	10,98	9,91	0,19	0	0,50	0,73	0,21	6,41	6,13	35,13

Tableau LX. Valeurs du coefficient de risque écologique individuel pour chaque élément et de l'indice de risque écologique potentiel associé à chaque station en PSS

Stations	Risque écologique potentiel de chaque ETM (E_r^i) : Petite saison sèche (PSS)										Risque écologique potentiel (Ri)
	Pb	Fe	Cu	Cd	As	Zn	Ni	Cr	Hg	Mn	
S2	0,02	0,006	0	0,01	0,09	0,001	0,026	0	0,04	0,002	0,19
S3	0,18	0,1	0,006	0,08	1,34	0,018	0,038	0,001	0,4	0,022	2,18
S4	0,12	0,07	0,004	0,051	0,89	0,012	0,025	0,001	0,28	0,014	1,46
S5	0,08	0,04	0,002	0,04	0,61	0,008	0,17	0,001	0,2	0,01	1,17
S6	0,1	0,06	0,002	0,04	0,75	0,010	0,21	0,001	0,24	0,012	1,42
S7	0,07	0,04	0,004	0,03	0,54	0,007	0,15	0,001	0,16	0,01	1,02
S8	0,09	0,05	0,002	0,04	0,68	0,01	0,19	0,001	0,20	0,012	1,28
S9	0,13	0,07	0,002	0,05	0,96	0,013	0,27	0,001	0,28	0,02	1,79
S10	0,06	0,03	0,002	0,03	0,50	0,005	0,14	0,001	0,16	0,01	0,91
S11	0,06	0,04	0,002	0,037	0,49	0,007	0,14	0,001	0,16	0,01	0,91
S12	0,11	0,06	0,004	0,05	0,82	0,011	0,23	0,001	0,24	0,014	1,54
S13	0,04	0,03	0,002	0,030	0,56	0,006	0,17	0	0,12	0,007	0,97
Moy	0,09	0,05	0,003	0,04	0,7	0,01	0,15	0,001	0,21	0,01	1,24

Tableau LXI. Valeurs du coefficient de risque écologique individuel pour chaque élément et de l'indice de risque écologique potentiel associé à chaque station en PSP

Risque écologique potentiel de chaque ETM (E_r^i) : Petite saison pluvieuse (PSP)											Risque écologique potentiel (R_i)
Stations	Pb	Fe	Cu	Cd	As	Zn	Ni	Cr	Hg	Mn	
S2	0,48	0,26	0,008	0,21	3,49	0,01	0,97	0,004	1,04	0,05	6,52
S3	0,23	0,12	0,006	0,09	1,68	0,02	0,47	0,002	0,48	0,02	3,12
S4	0,81	0,43	0,008	0,33	5,93	0,08	1,64	0,006	1,76	0,02	11,01
S5	0,34	0,32	0,02	0,07	5,93	0,04	0,38	0,002	0,40	0,01	7,49
S6	0,33	0,17	0,01	0,14	2,38	0,09	0,67	0,002	0,72	0,02	4,52
S7	0,31	0,25	0,050	0,06	6,21	0,07	0,35	0,002	0,64	0,01	7,95
S8	0,33	0,18	0,006	0,14	2,41	0,03	0,67	0,002	0,72	0,02	4,50
S9	0,17	0,09	0,005	0,04	1,26	0,09	0,87	0,002	0,36	0,02	2,91
S10	0,35	0,19	0,004	0,12	2,53	0,03	0,71	0,002	0,76	0,01	4,69
S11	0,49	0,26	0,006	0,18	3,61	0,02	1,01	0,002	1,08	0,02	6,67
S12	0,44	0,23	0,02	0,18	3,19	0,08	0,89	0,002	0,96	0,02	6,01
S13	0,20	0,14	0,005	0,06	2,50	0,02	0,68	0,001	4,40	0,02	8,03
Moy	0,37	0,22	0,012	0,13	3,43	0,05	0,77	0,002	1,11	0,02	6,12

Les résultats du risque écologique individuel (E_r^i) montrent que tous les sédiments analysés présentent un risque faible lié aux ETM au niveau de toutes les stations et en toutes saisons ($E_r^i < 40$) (Tableaux LVIII, LVIX, LX et LXI).

Ainsi, les valeurs de l'indice de risque écologique potentiel lié aux multi-métaux présentent une zone à risque écotoxicologique bas en GSS ($RI = 11,42$), GSP ($RI = 35,13$), PSS ($RI = 1,24$) et PSP ($RI = 6,12$). La plus faible valeur de RI est obtenue en PSS, tandis que la plus forte est obtenue en GSP (Figure 62). Pour les douze (12) stations d'échantillonnage, soit 100% des stations retenues, et en toutes saisons, ces zones sont moins vulnérables à la pollution ($RI < 150$) par les ETM (Annexe 14).

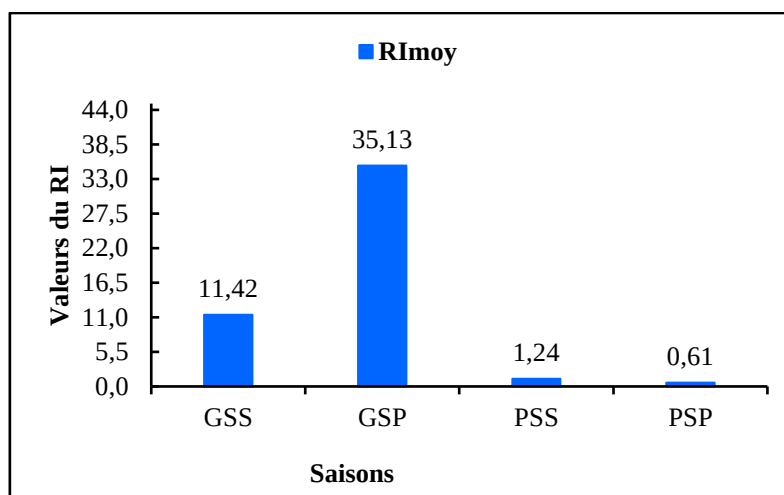


Figure 62. Variation saisonnière du risque écologique potentiel environnemental

7.5. Interactions entre les ETM dans les sédiments et dans les eaux : une analyse bidirectionnelle du fleuve San-Pédro au barrage Fayé

Les résultats obtenus à la suite du calcul du facteur de transmission (FT) sont résumés dans les tableaux LXII et LXIII.

- Facteur de transmission saisons sèche

Tableau LXII. Valeurs du facteur de transmission en saison sèche

Facteur de transmission (FT)										
Saison sèche (SS)										
Stations	Pb	Fe	Cu	Cd	As	Zn	Ni	Cr	Hg	Mn
S2	0,02	0,01	0	0,02	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0
S3	0,2	0,2	0,21	0,2	0,2	0,2	0,02	0,2	0,2	0,01
S4	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,01	0,18	0,13	0,01
S5	0,09	0,09	0,06	0,12	0,09	0,09	0,09	0,08	0,1	0,01
S6	0,14	0,15	0,06	0,09	0,15	0,14	0,15	0,16	0,16	0,01
S7	0,07	0,1	0,11	0,07	0,07	0,07	0,07	0,08	0,07	0
S8	0,09	0,09	0,06	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,08	0,01
S9	0,25	0,25	0,06	0,26	0,26	0,26	0,26	0,25	0,25	0,01
S10	0,07	0,06	0,06	0,07	0,07	0,05	0,07	0,07	0,08	0
S11	0,06	0,07	0,09	0,06	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0
S12	0,11	0,11	0,18	0,11	0,11	0,11	0,11	0,13	0,11	0,01
S13	0,04	0,05	0,05	0,07	0,07	0,06	0,08	0,05	0,05	0
Moy	0,11	0,11	0,09	0,11	0,11	0,11	0,08	0,11	0,11	0,01
FTmoy	0,1			FT < 1 Transfert de l'ETM des sédiments vers les eaux						

Dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé, les facteurs de transmission (FT) des ETM des sédiments vers les eaux en saison sèche (SS) montrent que les ETM des sédiments

sont mobilisés vers ceux présents dans l'eau, avec un FT moyen égal à 0,1, largement inférieur à 1 (Tableau LXII).

- **Facteur de transmission saisons pluvieuse**

Tableau LXIII. Valeurs du facteur de transmission saisons pluvieuse

Facteur de transmission (FT)										
Saison pluvieuse (SP)										
Stations	Pb	Fe	Cu	Cd	As	Zn	Ni	Cr	Hg	Mn
S2	0,26	0,27	0,16	0,32	2,67	0,07	2,64	0,31	0,27	0,22
S3	0,17	0,17	0,16	0,18	1,69	0,15	1,69	0,18	0,16	0,12
S4	0,81	0,81	0,29	1,1	8,06	0,8	7,91	0,78	0,8	0,15
S5	0,3	0,55	0,53	0,2	7,41	0,34	1,67	0,18	0,17	0,11
S6	0,72	0,71	0,83	2,25	7,08	1,93	7,06	0,6	0,9	0,32
S7	0,18	0,27	1,04	0,1	4,94	0,41	1	0,12	0,18	0,06
S8	0,24	0,24	0,16	0,29	2,41	0,24	2,39	0,15	0,26	0,1
S9	0,18	0,18	0,2	0,13	1,82	1	4,47	0,3	0,18	0,18
S10	0,5	1,31	0,21	13,33	4,81	0,37	4,96	0,3	0,5	0,12
S11	0,42	0,73	0,73	0,86	7,31	0,26	7,25	0,3	0,73	0,22
S12	0,63	0,37	0,53	0,3	3,66	0,69	3,64	0,21	0,37	0,13
S13	0,18	0,24	0,18	0,17	3,14	0,18	3,06	0,16	1,86	0,18
Moy	0,38	0,49	0,42	1,6	4,58	0,54	3,98	0,3	0,53	0,16
FTmoy	1,3			FT > 1	Transfert de l'ETM de l'eau vers les sédiments					

En saison pluvieuse (SP), le FT moyen a une valeur de 1,3, supérieure à 1, indiquant ainsi un transfert des ETM des eaux vers les sédiments (Tableau LXIII). Les ETM mobilisés pendant la saison pluvieuse sont le Cd (1,60), l'As (4,58) et le Ni (3,98). L'As dans les eaux est le métal le plus mobilisé ($FT_{moy,As} = 4,58$) vers les sédiments.

Dans la retenue d'eau du barrage de Fayé, le Cd des eaux est fortement entraîné vers les sédiments à la station S10 (une île de plantation d'hévéa) avec un FT égal à 13,33. L'As dans les eaux est plus mobilisé vers les sédiments à la station S4, précisément au point de rejet de la SAPH ($FT_{S4,As} = 8,06$).

7.6. Discussion

Les sédiments résultent de processus biologiques, physiques et chimiques au sein de l'écosystème aquatique, exerçant une influence significative le métabolisme de l'ensemble du système (Tribskorn *et al.*, 2018). Selon Ausili *et al.* (2022), l'analyse de ces sédiments doit être intégrée de manière systématique dans les études environnementales, car ils peuvent représenter des sources potentielles de risques pour l'intégrité de l'écosystème aquatique.

Les résultats de l'analyse des sédiments des différents échantillons révèlent la présence des éléments traces métalliques (ETM) dans ces sédiments. Cependant, les ETM que sont le Pb, Fe,

Cu, Cd, Zn, Ni, Cr et Mn présents dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé affichent des concentrations moyennes inférieures à celles des valeurs de la croûte continentale (UCC) établies par Wedepohl (1995). Ces concentrations restent faibles durant toutes les saisons étudiées (GSS, GSP, PSS et PSP). Ces faibles teneurs ont été constatées dans le lac de Dohou et Guessabo en Côte d'Ivoire par Kouamé (2021). Par contre, les teneurs en As sont plus élevées en PSP et sont supérieures à la valeur de l'UCC. Les teneurs élevées en As dans les sédiments en PSP pourraient être dues au pH acide de l'eau durant cette période, favorisant ainsi la solubilité de l'As dans l'eau. Mlangeni *et al.* (2024) ont noté que la solubilité de l'As augmente à mesure que le pH diminue. Cela renforce l'idée que les conditions d'un pH légèrement acides dans l'eau peuvent entraîner des niveaux plus élevés d'As dans les sédiments. Ce métal peut également provenir de sources anthropiques, telles que l'utilisation de pesticides contenant cette substance dans les activités agricoles locales (Calamari & Naeve, 1994). Pendant la PSP, ces contaminants peuvent être lessivés vers le fleuve. Les teneurs de Hg dans les sédiments du fleuve San-Pédro à Fayé, sont supérieures à l'UCC en GSS ($0,23 \text{ mg/kg} > 0,056 \text{ mg/kg}$) et en GSP ($0,16 \text{ mg/kg} > 0,056 \text{ mg/kg}$). La concentration élevée en Hg dans les sédiments en GSS et en GSP serait due au niveau bas des eaux, qui pourrait favoriser l'accumulation des métaux lourds dans les sédiments (Duman & Kar, 2012 ; Mohammad Ali *et al.*, 2016 et de Konan *et al.*, 2021). Aussi, il y a des apports d'eaux agricoles, agro-industrielles et d'autres activités anthropiques menées sur le bassin versant notamment aux stations S2 (construction d'un pont), S3 (construction d'une prise d'eau), S4 (point de rejet d'eau industrielle) et S8 (activité domestiques). Rappelons qu'en grande saison pluvieuse (GSP) de l'année 2022, il y a eu peu de précipitations dans cette zone (pluie = 56,9 mm). Les ETM dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé pourraient être issus des activités anthropiques et d'origine naturelle terrigène. Cela est justifié par le calcul du facteur d'enrichissement (FE) qui a révélé des valeurs supérieures à 2, ce qui correspond à la première classe établie par Sutherland (2000), dénommée "enrichissement anthropique inexistant ou faible". Les FE calculés varient d'un enrichissement faible (enrichissement anthropique inexistant) à un enrichissement extrême (enrichissement anthropique existant) respectivement en GSS, GSP et PSS. Les ETM que sont le Cd, l'As et le Hg ne montrent aucun enrichissement anthropique aux stations S3, S4, S6, S9, S12 et S13 pour le Cd, aux stations S4, S6, S7, S10, S11 et S12 pour l'As, et aux stations S6 et S13 pour le Hg en GSS. Durant la GSP, les analyses révèlent l'absence d'enrichissement d'origine anthropique des ETM, notamment pour le Pb, le Cr et le Hg. Ce phénomène est particulièrement observé aux stations S6 et S7 pour le Pb, à la station S6 pour le Hg, ainsi qu'aux stations S11 et S13 pour le Cr. Quant à la PSS, la valeur de FE du Cu est nulle à la station S2 à la rivière Gôh en

amont de la retenue (fleuve San-Pédro). Ces faibles valeurs observées aux différentes stations suggèrent que ces métaux proviennent d'une source naturelle terrigène. Cependant, pendant la période de la PSP, ces ETM présents dans les sédiments ont un FE largement supérieur à 2, traduisant ainsi une origine anthropique, résultant d'un ensemble de facteurs allant du ruissellement et de l'érosion à des activités humaines et à des conditions hydrologiques favorables à leur accumulation. En effet, Les valeurs moyennes du facteur de contamination (FC) de Pb, Fe, Cu, Cd, Zn, Ni, Cr, et le Mn obtenues pour les quatre saisons ne dépassent pas le seuil de la première classe ($FC < 1$) selon Hakanson (1980). Ces faibles valeurs indiquent une faible contamination des sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé. En GSS, on note une contamination considérable ($FC_{Hg} = 4,17$), contre une contamination modérée ($FC_{Hg} = 2,86$) en GSP par le Hg. Ce métal présente une contamination considérable en raison de sa faible mobilité, son potentiel de bioaccumulation, et la présence potentielle de sources anthropiques spécifiques. En effet, lors de perturbations sédimentaires, telles que celles induites par des activités de dragage ou des travaux de construction sous-marins, les métaux lourds, notamment le Hg adsorbé aux particules fines des sédiments, peuvent être remis en suspension dans la colonne d'eau. Cette remise en suspension peut provoquer la remobilisation des contaminants accumulés au fil du temps dans les couches profondes des sédiments, entraînant ainsi une augmentation temporaire de leur concentration dans les couches superficielles, avant qu'ils ne se redéposent (Eggleton & Thomas, 2004). Les études de Adjé *et al.* (2021) sur les sédiments des eaux du Bénin ont révélé une faible contamination, en saison sèche comme en saison pluvieuse ($FC_{Hg} = 0,157 ; 0,235$). Par contre, les travaux de Traoré *et al.* (2014) ont mis en évidence une très forte contamination en Hg ($FC_{Hg} = 44,8 > 6$) des sédiments de la lagune Aghien en Côte d'Ivoire. Ainsi, de façon saisonnière, les sédiments du fleuve San-Pédro à Fayé présentent un faible degré de contamination avec des valeurs moyennes de 4,23 en GSS ; 3,31 en GSP ; 0,45 en PSS et 2,28 en PSP. Cependant, on note une contamination polymétallique élevée à la station S3 en GSS et en GSP ($DC_{S3,GSS} = 12,85 ; DC_{S3,GSP} = 13,24$). Cette forte contamination serait due à la construction de la nouvelle prise d'eau par la Société africaine de plantations d'hévéas (SAPH). A la station S10, la contamination polymétallique est beaucoup plus accentuée en GSS ($DC_{S10}=12,20$), contre une contamination polymétallique faible en GSP ($DC_{S10}=0,77$). La présence de niveaux élevés de contamination polymétallique dans les sédiments en GSS à cette station pourrait être attribuée au lessivage des produits phytosanitaires et des engrais utilisés dans les plantations de cette île. Il est important de noter que les biocides, tels que les pesticides contiennent des éléments comme l'As, le Hg, le Pb, le Cu, le Zn, le Mn (Calamari & Naeve, 1994). Les études de Keddari *et al.* (2019), Ouattara *et al.* (2021) et

Mohammed Ali *et al.* (2022) ont attesté également que l'accumulation des ETM pourrait être due aux activités locales telles que l'usage des herbicides, des engrais et des activités domestiques. De plus, les pêcheurs de cette zone utilisent des embarcations artisanales motorisées pour la navigation sur le plan d'eau. Ces embarcations utilisent du carburant, dont les résidus sont déversés dans les eaux. Calamari & Naeve (1994) ont observé que les carburants contiennent des éléments traces métalliques (ETM) qui sont susceptibles de contaminer les sédiments. En moyenne, les valeurs de l'IPS indiquent des sédiments très faiblement pollués (sédiments sains) par les ETM en toutes saisons, avec des scores respectifs de 1,79 en GSS, de 1,23 en GSP, de 0,08 en PSS et de 0,40 en PSP. Ces résultats diffèrent de ceux de Traoré (2016) ($IPS_{moyen} = 3,4$) dans les sédiments de la lagune Aghien en Côte d'Ivoire et dans les sédiments du fleuve Boumerzoug en Algérie ($IPS_{moyen} = 3,75$) (Sahli *et al.*, 2014) ainsi que de Keumean *et al.* (2020) dans les sédiments de la lagune Ouladine en Côte d'Ivoire ($IPS_{moyen} = 3,04$). Sur l'ensemble des échantillons de sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé analysés, les résultats révèlent un indice de risque écologique potentiel (RI_{moyen}) égal à 11,42 en GSS, 35,13 en GSP, 1,24 en PSS et 6,12 en PSP, indiquant ainsi une zone à risque écotoxicologique bas ($RI < 150$). Cependant, il est important de noter que la valeur du RI de la période de GSP est supérieure à celle des autres saisons. Cette différence pourrait s'expliquer par le fait qu'en 2022, il n'y a pas eu de fortes pluies dans cette zone, ce qui a conduit à une accumulation des charges polluantes pendant cette saison. Ces résultats corroborent avec ceux de Adjé *et al.* (2021) qui ont trouvé une valeur de RI égale à 21,02 en saison pluvieuse et à la plus forte valeur de 26,52 en saison sèche dans la retenue du barrage hydroélectrique de Nangbéto au Togo. Les résultats de nos investigations sont en contradiction avec ceux de Traoré, (2016) qui a étudié sur la qualité métallique sédimentaire des lagunes Aghien ($RI = 1871,4$) et Potou ($RI = 2713,9$) en Côte d'Ivoire, lesquelles présentent des risques très élevés ($RI \geq 600$) en 2016. Cette différence pourrait s'expliquer par le nombre et le type de paramètres utilisés pour l'évaluation du RI, ainsi que par la composition naturelle de la roche et les activités menées sur les différentes zones d'études.

Conclusion partielle

L'étude de la qualité des sédiments de la retenue du barrage hydroélectrique de Fayé montre que ces sédiments sont faiblement contaminés par les éléments traces métalliques (ETM). Les valeurs moyennes dans les sédiments sont généralement inférieures aux valeurs de l'UCC, à l'exception de celles de l'arsenic (As) en petite saison pluvieuse (PSP) et du mercure (Hg) en grande saison sèche (GSS) et en grande saison pluvieuse (GSP). Ces valeurs moyennes sont

respectivement de 0,343 mg/kg supérieures à 0,2 mg/kg pour l'As en PSP, de 0,23 mg/kg en GSS et de 0,16 mg/kg en GSP supérieures à 0,056 pour le Hg. L'évaluation de l'intensité de la contamination dans les sédiments de la retenue de ce barrage a révélé une contamination polymétallique faible, avec des valeurs moyennes du degré de contamination (DC) de 4,23 en GSS ; 3,31 en GSP ; 0,45 en PSS et 2,28 en PSP. La répartition spatiale de ces paramètres fait ressortir trois (3) types de contaminations polymétalliques dans les sédiments du fleuve San-Pédro avec pour exutoire le barrage de Fayé (une contamination faible, modérée et une contamination élevée). On note cependant, la contamination polymétallique élevée aux stations S3 et S10 en GSS ($DC_{S3} = 12,8$; $DC_{S10} = 12,20$), et en GSP, à la station S3 ($DC_{S3} = 13,24$). Des contaminations polymétalliques modérées, quant à elles sont observées aux stations S2 et S8 ($DC_{S2} = 7,34$; $DC_{S8} = 11,20$) en GSS et de faibles contaminations par les ETM aux autres stations pour les différentes saisons. Au regard des indices de pollution sédimentaire (IPS) et des risques écologiques potentiels (RI), les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé ne sont pas contaminés par les ETM (sédiments très faiblement pollués) et présentent une zone à faible risque écotoxicologique. Cela contribue à maintenir la qualité de sédiments sains et à réduire le risque de vulnérabilité à la pollution notamment dans les périodes de GSS, GSP, PSS et PSP. Les valeurs moyennes de l'IPS de 1,76 ; 1,23 ; 0,08 et 0,40 sont toutes inférieures à 2. Celles du RI de 11,42 ; 35,13 ; 1,24 et 6,12 sont toutes inférieures à 150. Les ETM retrouvés dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé sont issus de processus naturels et de pollutions anthropiques. Les valeurs des facteurs d'enrichissement (FE) confirment cette hypothèse en montrant que hormis le fer (Fe) qui est l'élément de référence dans la zone d'étude, tous les métaux dosés dans les sédiments sont enrichis ou connaissent un début d'enrichissement aux différentes stations.

CHAPITRE 8 : TECHNIQUE D'ÉLIMINATION DES POLLUANTS DES EAUX AU COURS DU TRAITEMENT

Ce chapitre présente les résultats issus des essais au laboratoire dans le traitement des eaux de la retenue du barrage de Fayé pour la production d'eau de consommation humaine. Ces essais sont entre autres la demande en chlore, l'essai de coagulation-floculation, ainsi que la filtration lente sur du sable siliceux et du charbon actif.

8.1. Caractéristiques chimiques des eaux soumises aux essais de traitement

8.1.1. Résultats de la demande en chlore (break-point)

Les résultats de la demande en chlore sont présentés dans le tableau LXIV et la figure 63.

Tableau LXIV. Résultats de la demande en chlore effectués sur les échantillons composites des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

N° du bécher	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Volume d'eau brute prélevée (L)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Taux de $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ en g/m^3	7	9	11	13	15	17	19	21	23	25	27	29
Volume de $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ à prélever (V_p) en mL	0,7	0,9	1,1	1,3	1,5	1,7	1,9	2,1	2,3	2,5	2,7	2,9
Cl_2 libre (mg/L)	0,19	0,48	0,49	0,35	0,18	0,47	1,07	2,56	2,66	3,56	4,60	4,64

La dose de chlore à ajouter lors de l'étape de pré-chloration est déterminée par la quantité présente dans le bécher 6 (Tableau LXIV), qui contient une concentration de 1,7 mL d'hypochlorite de calcium avec un taux de $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ de 17 g/m^3 . Ce choix a été effectué en fonction du point de rupture obtenu dans le bécher 5 (Figure 63). Il est important de noter que la concentration de chlore libre ne doit pas excéder la valeur guide de 0,2 mg/L selon l'OMS.

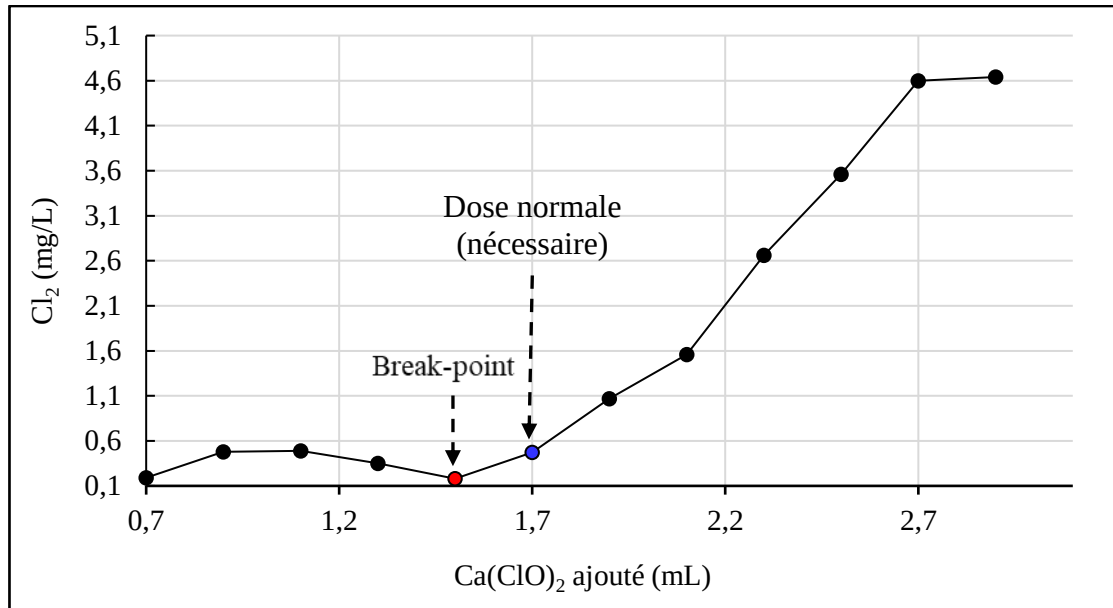


Figure 63. Courbe du break-point

8.1.2. Résultats de l'essai de coagulation-floculation (jar test)

Les résultats des essais de coagulation-floculation sont présentés dans le tableau LXV suivant.

Tableau LXV. Résultats d'essai de coagulation-floculation des eaux de la retenue Fayé

N° du becher	1	2	3	4	5	6
Volume d'eau brute prélevée (L)	1	1	1	1	1	1
Taux $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ en g/m^3	25	30	35	40	45	50
Volume de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ à prélever (Vp) en mL	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0
Aspect des floccs	2,00	4,00	6,00	7,00	7,00	7,00
pH (valeur guide : 6,5-8)	6,80	6,73	6,71	6,66	6,60	6,50
Couleur (valeur guide : ≤ 15 UCV)	11,00	7,00	5,25	5,00	4,20	3,40
Turbidité (valeur guide : ≤ 5 NTU)	1,21	0,75	0,60	0,59	0,62	0,58
Al résiduel (valeur guide : $\leq 0,2$ mg/L)	0,12	0,12	0,14	0,17	0,17	0,78

Les béchers 4 et 5 répondent aux critères de choix pour la dose optimale de coagulant dans le traitement des eaux compte tenu des abattements de la couleur, la turbidité, l'aluminium, ainsi que la taille des floccs. L'objectif de cet essai est de rechercher la plus petite dose optimale efficace de sulfate d'alumine permettant de réduire la couleur et la turbidité des eaux. Pour cela, le choix a porté sur le bécher 4, qui donne une valeur de 40 g/m^3 comme coagulant (Tableau LXV).

8.2. Traitement des eaux de la retenue du barrage de Fayé par filtration

Des doses de 4 mL de coagulant (sulfate d'aluminium) et de 1,7 mL de désinfectant (hypochlorite de calcium) ont été injectées dans 1 L d'eau brute (échantillon composite de la retenue d'eau de Fayé) et ont ensuite été filtrées sur du sable siliceux et du charbon actif. Après les étapes de filtration sur sable siliceux et charbon actif, les résultats du traitement de ces eaux sont consignés dans les tableaux LXVI et LXVII.

Tableau LXVI. Taux d'abattement des teneurs des paramètres physico-chimiques, chimiques et organoleptiques des eaux traitées

Paramètres	Eau brute	Eau traitée (filtration sur du sable siliceux)	R (%)	Eau traitée (filtration sur du charbon actif)	R (%)
Turb (NTU)	25,2	1,11	95,6	0	100
Couleur (UCV)	357	1,27	99,6	0	100
NO ₂ ⁻ (mg/L)	0,008	0,005	37,5	0,004	50
NO ₃ ⁻ (mg /L)	2,4	0,9	62,5	0,9	62,5
NH ₄ ⁺ (mg/L)	0,88	0,1	88,6	0,15	83
PO ₄ ³⁻ (mg /L)	0,18	0,04	77,8	0,14	22,2
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	15,5	23,11	-49,1	30,22	-95
COT (mg/L)	2,72	1,05	61,4	1,19	56,3
DBO ₅ (mg/L)	2,31	0,89	61,5	0,72	68,8
DCO (mg/L)	5,77	2,22	61,5	2,06	64,3
Al (mg/L)	0,211	0,185	12,3	0,173	18
As (mg/L)	0,047	0	100	0	100
Ca ²⁺ (mg/L)	32,9	31,6	4	31	5,8
Cd (mg/L)	0,96	0,05	94,8	0	100
Cr (mg/L)	0,04	0,002	95	0,002	95
Cu (mg/L)	0,28	0,003	98,9	0,003	98,9
Fe (mg/L)	0,267	0	100	0	100,0
Hg (mg/L)	0,002	0	100	0	100,0
K ⁺ (mg/L)	21,4	20	6,5	20	6,5
Na ⁺ (mg/L)	32,6	17,2	47,2	12,1	62,9
Mg ²⁺ (mg/L)	14,8	14,4	2,7	14,2	4,1
Mn (mg/L)	0,036	0,022	38,9	0	100,0
Ni (mg/L)	0,048	0,022	54,2	0,007	85,4
Pb (mg/L)	0,01	0	100	0	100
Zn (mg/L)	0,01	0	100	0	100
Moyenne R (%)			62,1		63,5

R : Taux d'abattement

Tableau LXVII. Taux d'abattement des teneurs des résidus de pesticides des eaux traitées

Famille	Molécules	Eau brute (mg/L)	Eau traitée (filtration sur du sable siliceux) (mg/L)	R (%)	Eau traitée (filtration sur du Charbon actif) (mg/L)	R (%)
Triazine	Désisopropylatrazine	0,0015	0,001	33,3	-	100
	Déséthylatrazine	0,0014	0,0013	7,1	-	100
	Simazine	-	-	-	-	-
	Cyanazine	-	-	-	-	-
	Atrazine	-	-	-	-	-
	Propazine	-	-	-	-	-
	Terbutylazine	-	-	-	-	-
	Prometryn	-	-	-	-	-
	Terbutryn	-	-	-	-	-
Triazinone	Métamitron	-	-	-	-	-
	Hexazinone	-	-	-	-	-
	Metribuzin	-	-	-	-	-
Dérivés de l'urée	Fénuron	-	-	-	-	-
	Crimidine	-	-	-	-	-
	Métoxuron	0,023	0,20	13	-	100
	Monuron	-	-	-	-	-
	Méthabenzthiazuron	0,006	0,001	83,3	-	100
	Chlortoluron	-	-	-	-	-
	Monolinuron	0,059	0,005	91,5	-	100
	Isoproturon	-	-	-	-	-
	Diuron	-	-	-	-	-
	Métobromuron	-	-	-	-	-
	Buturon	-	-	-	-	-
	Linuron	-	-	-	-	-
Chloroacétamide	Métazachlor	-	-	-	-	-
	Métolachlor	-	-	-	-	-
Carbamate	Aldicarb	-	-	-	-	-
	Chlorpropham	-	-	-	-	-
Organo-phosphoré	Parathion-méthyl	-	-	-	-	-
	Chlorfenvinphos	-	-	-	-	-
	Parathion-éthyl	-	-	-	-	-
Dicarbo-ximides	Vinclozolin	-	-	-	-	-
R (%)			45,64			100

R : Taux d'abattement

- Performance du système de filtration sur du sable siliceux

La première méthode de traitement a été réalisée par filtration sur sable siliceux. Les teneurs en Fe, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb et Zn du tableau LXVI enregistrent des taux d'abattelements de plus de 90% dans l'eau filtrée sur le sable ; d'où une forte diminution de concentration dans l'eau traitée. Cependant, les paramètres qui ont été éliminés efficacement à 100 % sont le Hg, l'As,

le Pb et le Zn. Les paramètres physico-chimiques comme la turbidité (Turb) et la couleur indiquent respectivement un taux d'abattement de 95,6 % et de 99,6 % dans ces eaux. En revanche, on note un gain de 49,1 %, soit une augmentation de teneurs en sulfates dans ces eaux. Les résidus de pesticide que sont les molécules de désisopropylatrazine, déséthylatrazine, métoxuron, méthabenzthiazuron et de monolinuron traités et filtrés sur le sable siliceux enregistrent une diminution respectivement de 33,3 ; 7,1 ; 13 ; 83,3 et de 91,5% (Tableau LXVII). Cette technique connaît une efficacité de 62,1% ($R_{\text{moyen}} = 62,1\%$) pour la turbidité, les ETM, les sels nutritifs, matières organiques et la Couleur et un taux d'abattement de 45,64 % pour les résidus de pesticides dans ces eaux traitées.

- Performance du système de filtration sur du charbon actif

Les eaux brutes de la retenue du barrage de Fayé, après l'injection des doses optimales de sulfate d'alumine et d'hypochlorite de calcium, ont également été soumises à une filtration sur charbon actif. Cette deuxième méthode de filtration a montré, pour la majorité des paramètres, une diminution des concentrations dans l'eau traitée, avec un taux d'abattement (R) compris entre 4,1 % et 100 %. Toutefois, une exception a été observée pour les sulfates (SO_4^{2-}), qui ont enregistré une augmentation de concentration dans ces eaux traitées, avec un taux de variation de 95 % (Tableau LXVI). La filtration des eaux sur le charbon actif élimine à 100% les concentrations de résidus de pesticides détectés dans l'eau brute (Tableau LXVII). Cette technique a permis d'éliminer la totalité des teneurs en As, Cd, Fe, Hg, Mn, Pb et en Zn dans l'eau traitée, ainsi que la turbidité et la couleur de l'eau. La technique par filtration sur le charbon actif est efficace à 100% pour les résidus de pesticides et 63,5% pour les paramètres physiques (turbidité), chimiques (ETM, sels nutritifs) et organoleptiques (couleur) dans ces eaux traitées.

8.3. Qualité des eaux traitées après coagulation-floculation, chloration et de filtration

Les eaux traitées ont fait l'objet d'analyses physico-chimiques et chimiques afin de déterminer les concentrations des différents paramètres dans ces eaux. Ces concentrations obtenues ont été comparées aux valeurs guides des eaux potables établies par l'OMS (2017).

8.3.1. Caractéristiques de l'eau traitée du barrage de Fayé

Les paramètres physico-chimiques, chimiques et organoleptiques des eaux soumises aux essais de traitements sont présentés dans le tableau LXVIII.

Tableau LXVIII. Caractéristiques des eaux traitées

Paramètres	Eau traitée (filtration sur du sable siliceux)	Eau traitée (filtration sur du charbon actif)	Valeur guide (OMS, 2017)
pH (-)	6,8	7,1	6,5 - 8,5
Turb (NTU)	1,11	0	5
Couleur (UCV)	1,27	0	15
NO ₂ ⁻ (mg/L)	0,005	0,004	3
NO ₃ ⁻ (mg /L)	0,9	0,9	50
NH ₄ ⁺ (mg/L)	0,1	0,15	1,5
PO ₄ ³⁻ (mg /L)	0,04	0,14	0,2
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	23,11	30,22	250
COT (mg/L)	1,05	1,19	-
DBO (mg/L)	0,89	0,72	-
DCO (mg/L)	2,22	2,06	-
Al (mg/L)	0,185	0,173	0,2
As (mg/L)	0	0	0,01
Ca (mg/L)	31,6	31	-
Cd (mg/L)	0,05	0	0,003
Cr (mg/L)	0,002	0,002	0,05
Cu (mg/L)	0,003	0,003	0,03
Fe (mg/L)	0	0	0,3
Hg (mg/L)	0	0	0,001
K (mg/L)	20	20	-
Na (mg/L)	17,2	12,1	200
Mg (mg/L)	14,4	14,2	50
Mn (mg/L)	0,022	0	0,1
Ni (mg/L)	0,022	0,007	0,02
Pb (mg/L)	0	0	0,01
Zn (mg/L)	0	0	0,1
Molécule de résidus de pesticides (mg/L)			
Désisopropylatrazine	0,001	0	0,0001 par substances (mg/L) 0,0005 par total de résidus pesticides (mg/L)
Déséthylatrazine	0,0013	0	
Méthabenzthiazuron	0,001	0	
Monolinuron	0,005	0	

La majorité des paramètres physico-chimiques et chimiques des eaux traitées par filtration sur sable siliceux et sur charbon actif présente des valeurs inférieures aux valeurs guides de l'OMS. Cependant, la technique de filtration sur sable siliceux donne des concentrations en Cd de 0,05 mg/L et en Ni de 0,022 mg/L légèrement supérieures aux valeurs guides qui sont respectivement de 0,003 mg/L et 0,02 mg/L. On note également des concentrations en résidus de pesticides (désisopropylatrazine, déséthylatrazine, métoxuron, méthabenzthiazuron, monolinuron) largement supérieures à la valeur guide de 0,0005 mg/L par total de résidus de pesticides selon l'OMS, par cette même technique. Quant à la technique de filtration sur du charbon actif, les valeurs des différents paramètres physico-chimiques et chimiques sont inférieures aux valeurs

guides de l'OMS. Les résidus de pesticides sont quasiment nuls dans ces eaux traitées par cette même technique (Tableau LXVIII).

8.3.2. Etat de qualité des eaux traitées du fleuve San-Pédro au barrage Fayé

La valeur de l'indice de qualité globale des eaux traitées (IQ_{ET}) évalué sur la base de vingt-cinq (25) paramètres physico-chimiques, organoleptiques et chimiques est présentée dans le tableau LXIX ci-dessous.

Tableau LXIX. Résultats de l'indice de qualité de l'eau traitée

Technique de traitement	Valeurs IQ_{ET}	Couleur	Classification
Filtration sur du sable silicieux	30,61		Bonne qualité
Filtration sur du charbon actif	0,07		Excellente qualité

Les eaux de la retenue du barrage de Fayé traitées par la méthode de filtration sur du sable silicieux sont de bonne qualité, avec une valeur de IQ_E de 30,61 ($25 \leq IQ_E \leq 50$). Cette classe de qualité est due aux concentrations de molécules de pesticides détectées dans ces eaux (Désisopropylatrazine (0,001 mg/L), Déséthylatrazine (0,0013 mg/L), Méthabenzthiazuron (0,001 mg/L) et Monolinuron (0,005 mg/L). Aussi, on note des teneurs en Cd et Ni légèrement concentrées dans ces eaux. Par contre, les eaux traitées avec du charbon actif sont d'excellente qualité avec un IQ_{ET} de 0,07 compris entre 0 et 25. Ces eaux traitées sont propres à la consommation humaine (Tableau LXIX).

8.4. Discussion

La demande en chlore effectuée sur les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé a révélé une concentration d'hypochlorite de calcium ($Ca(ClO)_2$) de 17 mg/L comme désinfectant, avec un volume de 1,70 mL à injecter dans l'eau pour un traitement efficace. Le chlore libre (Cl_2) utilisé pour la désinfection affiche une concentration de 0,18 mg/L ($Cl_2 = 0,18$ mg/L dans le bécher numéro 6), ce qui est inférieur au seuil de sensibilité fixé à 0,2 mg/L, selon les recommandations de l'OMS (2017). Cette organisation souligne que les consommateurs présentent une sensibilité particulière à l'odeur et au goût du chlore en raison des effets potentiellement désagréables que ces caractéristiques peuvent avoir sur l'acceptabilité de l'eau potable. Un goût ou une odeur prononcée de chlore peuvent dissuader les gens de boire de l'eau traitée, même si elle est techniquement potable et sûre. Les résultats obtenus pour la désinfection des eaux de la retenue de Fayé sont similaires à celui de EL Mouddené (2017), dans son étude sur le traitement des eaux d'Ain Asserdoune au Maroc. Cet auteur a trouvé une

dose optimale de 1,75 mL de désinfectant à ajouter à la préoxydation. Par ailleurs, la dose optimale de coagulant de sulfates d'aluminium ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$), injectée dans le traitement est de 40 g/m^3 . Cette dose a été retenue grâce à son pouvoir de réduire efficacement la couleur et la turbidité dans les eaux de la retenue du barrage de Fayé à un pH de 6,6. On note une diminution des valeurs de la turbidité et de la couleur lorsque la dose de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ augmente. Ces résultats corroborent ceux de Zogo *et al.* (2010), dont l'étude a consisté à éliminer la couleur et la turbidité d'une eau de surface (l'eau de la retenue d'eau de l'Okpara au Bénin) par l'essai de coagulation-floculation au sulfate d'aluminium. Ils ont obtenu une dose de coagulant de 40 g/m^3 à un pH de 7,34. Par contre, dans les travaux de Koffi *et al.* (2018), la dose optimale de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, dans le traitement des eaux de la Mé est de 60 mg/L à pH de 5,5. Ainsi, ces doses optimales de $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ (1,7 mL) et de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ (4 mL) ont été injectées par la suite dans l'eau brute à traiter avec le même processus de l'essai de coagulation floculation à 250 tours/min pendant 3 minutes. Ces eaux ont subi une filtration sur du sable siliceux et du charbon actif afin de voir l'efficacité de ces deux produits dans le traitement. Le traitement par filtration à travers le sable siliceux traduit un taux d'abattement variant de 2,7% à 100% des concentrations de paramètres mesurés dans cette eau traitée. Cette technique élimine moins efficacement les concentrations en Mg^{2+} , NO_2^- , Al^{3+} , Ca^{2+} , K^+ , Na^+ , Mn, les molécules de $\text{C}_5\text{H}_8\text{ClN}_5$ et de $\text{C}_6\text{H}_{10}\text{ClN}_5$ à un taux inférieur à 50%. Par contre, elle élimine plus efficacement les concentrations en As, Fe, Hg, Pb et Zn avec un taux d'abattement (R) égale à 100%. Quant à la technique de traitement par filtration sur charbon actif, elle révèle une diminution des concentrations de paramètres physiques, chimiques et organoleptiques dans les eaux traitées variant de 4,1% à 100%. Cette technique élimine moyennement les concentrations en PO_4^{3-} , Al, Ca^{2+} , K^+ et en Mg^{2+} ($R > 50\%$), alors qu'elle élimine considérablement la turbidité (Turb), couleur (Coul), As, Cd, Fe, Hg, Mn, Pb, Zn, ainsi que les molécules de pesticides que sont les $\text{C}_5\text{H}_8\text{ClN}_5$, de $\text{C}_6\text{H}_{10}\text{ClN}_5$, $\text{C}_{10}\text{H}_{13}\text{ClN}_2\text{O}_2$, $\text{C}_{10}\text{H}_{11}\text{N}_3\text{OS}$ et les $\text{C}_9\text{H}_{11}\text{ClN}_2\text{O}_2$, à un taux d'abattement de 100%. La technique de traitement par filtration sur du sable siliceux élimine à 62,1% les paramètres physico-chimiques, chimiques et organoleptiques et à un taux d'abattement de 45,64% les résidus de pesticides dans les eaux traitées. Selon Dupont (2018), le sable siliceux possède une capacité d'adsorption limitée pour les substances dissoutes dans l'eau, ce qui le rend moins efficace pour retenir les composés dissous tels que les ions ou les petites molécules. Ces molécules, souvent présentes en solution, traversent facilement le filtre à sable, car elles ne se lient pas à la surface des grains de sable. La technique de traitement par filtration sur charbon actif, elle élimine à 100% les résidus de pesticides et réduit à 63,5% les paramètres physico-chimiques, chimiques et organoleptiques dans ces eaux. En effet, la

filtration sur charbon actif est plus efficace pour interagir avec les composés organiques et les substances dissoutes, car elle repose sur un mécanisme d'adsorption chimique. Selon certains auteurs, le charbon actif a la capacité de piéger divers contaminants, tels que les matières organiques, les métaux dissous et certains composés chimiques. Ces substances sont attirées et retenues à la surface du charbon actif en raison de sa grande porosité et de sa surface spécifique (Kouakou *et al.*, 2013 ; Alslaibi *et al.*, 2014 ; Shu *et al.*, 2018). Ainsi, ces eaux sont de bonne qualité lorsqu'elles sont traitées par filtration sur le sable siliceux ($IQ_{ET} = 30,61$) et d'excellente qualité, lorsqu'elles sont traitées avec le charbon actif ($IQ_{ET} = 0,07$). La valeur de l' IQ_{ET} de 30,61 des eaux par filtration sur le sable est due aux fortes concentrations de molécules de pesticides, des ETM (Cd et Ni) détectées dans ces eaux. Cette même valeur a été observée dans les travaux de Kadjou (2021), ($IQ_{ET} = 30,94$) sur les eaux de la retenue Lobo au Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire. Cependant, la technique adoptée dans son étude est la méthode d'entretien des ouvrages du système de traitement pour la réduction des concentrations en fer et en manganèse.

Conclusion partielle

Ce chapitre s'est intéressé à l'élimination des polluants dans les eaux de la retenue du barrage hydroélectrique de Fayé, destinées à la consommation humaine dans la ville de San-Pédro, au cours du traitement. Les résultats ont permis de déterminer les doses optimales : 1,7 mL de désinfectant de $Ca(ClO)_2$ et 4 mL de coagulant en $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ à injecter dans 1 L d'eau brute à traiter. Une fois ces doses injectées, ces échantillons d'eau ont été soumis au flocculateur à 250 tours/min pendant 3 minutes, puis ont été filtrés selon deux méthodes de filtration : la filtration sur sable siliceux et sur charbon actif. La méthode de filtration sur le sable siliceux élimine jusqu'à 62,1% des paramètres physico-chimiques, chimiques et la couleur. Toutefois, elle a un taux d'élimination de 45,64% pour les résidus de pesticides dans les eaux traitées. La méthode de filtration sur du charbon actif élimine totalement les résidus de pesticides et atteint un taux d'élimination de 63,5% pour les paramètres physico-chimiques, chimiques et organoleptiques dans les eaux traitées. Ces eaux démontrent une qualité satisfaisante lorsqu'elles subissent un traitement de filtration avec du sable siliceux ($IQ_{ET} = 30,61$) et une excellente qualité lorsqu'elles sont traitées au moyen de charbon actif ($IQ_{ET} = 0,07$).

CONCLUSION

Ce travail de thèse avait pour objectif d'évaluer le niveau de pollution anthropique des ressources en eau de surface destinées à la potabilisation du fleuve San-Pédro, et plus particulièrement de la retenue du barrage de Fayé (Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire). Il avait pour but d'évaluer l'impact des polluants anthropiques sur la qualité des eaux de la retenue du barrage afin d'améliorer le service d'eau potable de la ville.

Le choix de cette retenue comme site d'étude est basé sur son importance, puisqu'elle constitue l'une des principales retenues sur le lit San-Pédro et ses caractéristiques particulières. Sa caractéristique particulière est justifiée par la décision du gouvernement de l'utiliser pour alimenter en eau potable la ville portuaire de San-Pédro. En effet, la retenue du barrage Fayé en amont de la ville de San-Pédro principalement occupée par des activités agro-industrielles et agricoles, se trouve souvent impactée par les différents apports anthropiques dus à la croissance démographique importante. Ces activités influencent directement le milieu naturel, ce qui peut menacer l'homme et son environnement.

Cette étude est la première réalisée sur les eaux du barrage hydroélectrique, intégrant à la fois les paramètres physico-chimiques et métalliques dans les compartiments eau et sédiment, pour les quatre périodes climatiques (humide et sèche).

Dans ce cadre, ce travail de recherche, s'est articulé autour de quatre grands axes principaux :

- évaluer de variation spatiale et temporelle de la qualité chimique des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé ;
- évaluer l'impact des produits phytosanitaires sur la qualité chimique des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé ;
- déterminer le niveau de contamination métallique sédimentaire du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé ;
- proposer un système d'élimination des polluants des eaux au cours du traitement.

Les valeurs de pH enregistrées ($7,94 \pm 0,4$; $7,2 \pm 0,2$; $7,24 \pm 0,35$ et $6,8 \pm 0,3$ respectivement en GSS, GSP, PSS et PSP) montrent des eaux alcalines et très peu minéralisées ($CE < 100$). Les polluants détectés dans ces eaux que sont le COT, Hg, Ni, Cd et le Pb, issus des activités anthropiques, le Ca^{2+} , K^+ et de l'As d'origine naturelle, présentent des concentrations largement supérieures aux différentes valeurs guides en toutes saisons. Ainsi, les tests statistiques de Freidman ont révélé une hétérogénéité saisonnière et une homogénéité spatiale de répartition des polluants à travers le calcul du coefficient de variation (CV). Ainsi, les résultats concernant la qualité de l'eau, évalués à partir du calcul de l'Indice de Qualité Globale de l'Eau (IQE) sur la base de vingt-sept (27) paramètres, indiquent que les eaux sont impropres à la consommation, nécessitant un traitement approprié avant utilisation. Ces constatations demeurent constantes

dans toutes les saisons (GSS, GSP, PSS et PSP) avec des valeurs moyennes d'IQE respectives de 1 078,8 ; 863,9 ; 3007,27 et 3 642,28. En comparant les saisons, on remarque que la valeur d'IQE est plus élevée pendant la PSP, et plus basse pendant les autres saisons, notamment la GSP. La pollution de ces eaux est attribuée à la présence d'éléments toxiques (As, Cd, Ni, Pb, Hg) dépassant les valeurs limites pour les eaux brutes destinées à la consommation humaine, ainsi qu'à des cations majeurs tels que le Ca^{2+} et le K^+ . Les résultats du calcul de l'indice de pollution métallique (HPI) indiquent une forte contamination de l'eau par les éléments traces métalliques (ETM), tandis que le calcul de l'Indice de Pollution Organique (IPO) démontre un degré de pollution modéré dans ces eaux.

Les enquêtes menées sur les pratiques agricoles dans le bassin versant du fleuve San-Pédro ont identifié l'utilisation de 24 produits agrochimiques, classés en quatre catégories : herbicides (He = 58,33 %), insecticides (In = 20,83 %), fongicides (Fo = 8,33 %) et fertilisant (Fe = 12,50 %). Les herbicides sont les produits les plus fréquemment utilisés dans cette zone. Les résidus de pesticides présentent une variation saisonnière en termes de concentration dans les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé. La variabilité saisonnière a révélé la présence de différents pesticides dans les eaux selon les saisons. Dans la GSS, on a détecté 13 molécules de pesticides dans le cours d'eau, comprenant 12 herbicides et 1 insecticide. En GSP, on observe la présence de 15 herbicides et 3 insecticides, totalisant 18 matières actives détectées dans ces eaux. Pour la PSS, on a répertorié 15 molécules dans ces eaux, comprenant 1 insecticide et 14 herbicides. Pour la PSP, seules 4 molécules de type herbicide ont été détectées dans ces eaux. Les herbicides constituent la grande majorité des pesticides détectés. Les moyennes des teneurs en pesticide dans un échantillon sont largement supérieures à la valeur guide de 5 $\mu\text{g/L}$ pour une eau brute destinée à la production d'eau potable. Les molécules étaient plus représentées en GSP que dans les autres saisons notamment en GSS, PSS et PSP. Ces molécules sont le chlortoluron et le métamitron avec des teneurs respectives des 621 $\mu\text{g/L}$ et de 340 $\mu\text{g/L}$. Il est important de noter l'absence d'insecticides, de régulateurs et de fongicides dans ces eaux. Ainsi, l'évaluation du niveau de contamination en résidus de pesticides des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé montre que les eaux de cette zone sont de très bonne qualité en termes de pesticides en toutes saisons ($\text{ICP}_{\text{GSS, PSS, PSP}} = 1$; $\text{ICP}_{\text{GSP}} = 1,23 < 1,5$).

L'étude de la qualité des sédiments de la retenue du barrage hydroélectrique de Fayé montre que les concentrations moyennes des ETM des sédiments sont généralement inférieures aux valeurs de l'UCC à l'exception de celles de l'arsenic (As), en PSP et du mercure (Hg), en GSS et en GSP. Ces valeurs moyennes sont respectivement de 0,343 mg/kg supérieures à 0,2 mg/kg

pour l'As en PSP, de 0,23 mg/kg en GSS et de 0,16 mg/kg en GSP supérieures à 0,056 pour le Hg. Ces ETM présents dans les sédiments du fleuve San-Pédro, au barrage Fayé, proviennent à la fois de processus naturels et de pollutions d'origine humaine. L'analyse des facteurs d'enrichissement (FE) soutient cette observation en indiquant que, hormis le fer, qui est l'élément de référence dans la zone d'étude, tous les métaux mesurés dans les sédiments présentent une augmentation de leur concentration ou montrent des signes d'enrichissement dans les différentes stations. Au regard du calcul des indices de pollution sédimentaire (IPS) et des risques écologiques potentiels (RI), il apparaît que les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé ne sont pas contaminés par les ETM. Cela contribue à maintenir la qualité de sédiments sains et à réduire le risque écologique, notamment dans les périodes de GSS, GSP, PSS et PSP, avec des valeurs moyennes de l'IPS de 1,76 ; 1,23 ; 0,08 et 0,40 (toutes inférieures à 2) et des valeurs moyennes du RI de 11,42 ; 35,13 ; 1,24 et 6,12 (toutes inférieures à 150). Toutefois, la relation entre les ETM des eaux et celui des sédiments a montré qu'il y a transfert de l'ETM de l'eau vers les sédiments.

Ainsi, ces eaux ont subi un traitement approprié. Les produits injectés dans ces eaux pour le traitement sont les doses optimales de 1,7 mL de désinfectant de $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ et 4 mL de coagulant en $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. Ces eaux sont passées à la phase de filtration sur deux différents matériaux à savoir le sable siliceux et le charbon actif. La filtration sur le sable a éliminé jusqu'à 62,1% des aspects physico-chimiques, chimiques et organoleptiques de l'eau traitée, comprenant la turbidité, les éléments traces métalliques, les sels nutritifs et la couleur. Elle réduit également 45,64% des résidus de pesticides dans les eaux traitées du barrage de Fayé. En revanche, la filtration au charbon actif éradique complètement les résidus de pesticides et atteint une réduction de 63,5% des paramètres physiques, chimiques et organoleptiques dans ces eaux traitées. Ces eaux présentent une qualité satisfaisante après filtration sur sable siliceux ($\text{IQE}_{\text{ET}} = 30,61$) et une qualité excellente après traitement au charbon actif ($\text{IQE}_{\text{ET}} = 0,07$). Les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé peuvent donc être utilisées pour la production d'eau de consommation humaine.

Recommandations

A l'issue de cette étude plusieurs suggestions peuvent être formulées à l'endroit des habitants de la zone de San-Pédro ainsi qu'aux autorités administratives et politiques.

A l'endroit des populations vivant le long du bassin versant des cours d'eau, il serait approprié de suivre les règles recommandées sur les bonnes pratiques agricoles pour l'utilisation des

pesticides, incluant les fréquences d'application, les quantités utilisées, les conditions de stockage et les méthodes appropriées d'élimination des emballages des pesticides homologués.

De plus, la population riveraine située en amont et à proximité de la retenue devrait éviter d'utiliser ces plans d'eau comme réceptacle pour les déchets domestiques et de rejeter les eaux usées urbaines dans l'environnement de la retenue sans traitement préalable.

Aux autorités, particulièrement au Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural, il est recommandé de procéder à une révision de la liste des produits phytosanitaires homologués et autorisés en Côte d'Ivoire afin d'en retirer les produits interdits en raison de leur toxicité et de leur écotoxicité.

A la Société de Production d'Eau de Côte d'Ivoire (SODECI), prévoir l'utilisation de charbon actif dans le processus de filtration des eaux de consommation. Cette mesure peut contribuer à optimiser les opérations de traitement de l'eau en Côte d'Ivoire, garantissant ainsi une eau potable de haute qualité.

Ces actions permettront une meilleure optimisation de la qualité de l'eau brute pour une production d'eau potable en quantité.

Perspectives

Cette étude ouvre des perspectives qui doivent être prises en compte dans le souci d'une mitigation de la pollution des ressources en eau de la zone de San-Pédro. Il s'agit de :

- évaluer les niveaux de concentration pour d'autres polluants (ex. HAP, PCB, biologiques et microbiologiques) pour avoir une image plus complète du problème de pollution, ce qui pourrait d'une part conduire à proposer des technologies de traitement des eaux, voire de remédiation adaptées aux caractéristiques du site ;
- évaluer le niveau de contamination des résidus de pesticides dans les sédiments (véritables récepteurs de divers contaminants) dont la présence dans l'eau entraîne des dégradations et des modifications des écosystèmes aquatiques ;
- modéliser l'évolution du chimisme des eaux de surface à moyen et long terme. Ces données, combinées à celles de l'hydrogéologie et de l'hydrochimie des eaux souterraines dans le bassin, pourraient être utilisées pour conceptualiser le système hydrique global (souterrain et de surface) de la région d'étude. Cela permettrait d'élaborer un modèle hydrodynamique et biogéochimique visant à définir les différentes interactions entre les eaux des deux systèmes et à simuler des scénarios de leur évolution dans l'espace et dans le temps, en tenant compte des événements naturels et des pressions anthropiques.

RÉFÉRENCES

- Ackerman F. (1980). A procedure for correcting grain size effect in heavy metal analysis of estuarine and coastal sediments. *Environmental Technology Letters*, 1 : 518-257.
- Adjagodo A., Agassounon D.T.M., Kelomè 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) : 167-186.
- Adjé K., Ouro-Sama K., Solitoke H.D., Gnon T. & Agbere S. (2021). Etat de la contamination en éléments traces des sédiments du Lac du barrage hydroélectrique de Nangbéto (Togo). *Environnement, Ingénierie & Développement*, 85 :12-25.
- Adomako D., Gibrilla A., Akiti T.T., Fianko R. & Maloszewski P. (2011). Hydrogeochemical evolution and groundwater in the Densu river basin, Ghana. *Journal of Water Resource and Protection*, 3(7) : 548-561.
- Aher D.N., Kele V.D., Malwade K.D. & Shelke M.D. (2016). Lake water quality indexing to identify suitable sites for household utility: a case study Jambhulwadi lake; pune (MS). *Journal of Engineering Research and Applications*, 6(5) : 16-21.
- Ahoussi K.E., Koffi Y.B., Kouassi A.M., Aké G.E. & Biémi J. (2016). Assessment of physico-chemical suitability of groundwater for drinking and agriculture purposes in Bonoua and Samo (South-East Côte d'Ivoire). *Chemical Science International Journal*, 18(2) : 1-13.
- Ahoussi K.E., Seka A.M.P. & Traoré A. (2022). Caractérisation d'un environnement hydrologique influencé par l'usage des pesticides en agriculture en Côte d'Ivoire : cas du bassin versant de la rivière Mé. *Journal of Applied Biosciences*, 161 : 16652-16662.
- Ahoussi K.E., Silué F. & Dongo K. (2019). Etude des caractéristiques physiques et chimiques des eaux de surface de la zone forestière de Côte d'Ivoire : cas de la rivière Lobo à Daloa. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 25 : 1375-1388.
- Akatumbila L., Mabilia M., Lubini A., Pwema K. & Musibono E.A. (2016). Contribution à l'évaluation de la qualité physico-chimique de l'eau : cas de la rivière urbaine Gombe de Kinshasa/République Démocratique du Congo. *Larhyss Journal*, 26 : 7-29.
- Alexander C.R., Smith R.G. & Calder F.D. (1993). The historical record of metal enrichment in two Florida estuaries. *Estuaries*, 16 : 627-637.
- Aloupi M. & Angelidis M.O. (2001). Normalization to lithium for the assessment of metal contamination in coastal sediment cores from the Aegean Sea, Greece. *Marine Environment Research*, 52 : 1-12.

- Alslaibi T.M., Abustan I., Ahmad M.A. & Foul A.A. (2014). Kinetics and equilibrium adsorption of iron (II), lead (II), and copper (II) onto activated carbon prepared from olive stone waste. *Desalination and water treatment*, 42(52) : 7887 -7897.
- Ano E.J., Tahiri A., Diby Y.K.S. & Siapo Y.M. (2018). Evaluation des pratiques phytosanitaires paysannes dans les cacaoyères : Cas du département d'Abengourou (Est, Côte d'Ivoire). *Journal of Animal and Plant Sciences*, 38(1) : 6159-6174.
- Asanté 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. *British Journal of Applied Science and Technology*, 4(4) : 594-603.
- Assaker A. (2016). Hydrologie et biogéochimie du bassin versant du fleuve Ibrahim : un observatoire du fonctionnement de la zone critique au Liban. Thèse de Doctorat en Sciences de l'Univers de l'Environnement et de l'Espace, Université de Toulouse (Toulouse, France), 198 p.
- Aubertot J.N., Barbier J.M., Carpentier A., Gril J.J., Guichard L., Lucas P., Savary I. & Savini M. (2005). Pesticides, agriculture et environnement : réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux. Synthèse du rapport d'expertise, 64 p.
- Audry S., Blanc G. & Schäfer J. (2006). Solid state partitioning of trace metals in suspended particulate matter from a river system affected by smelting-waste drainage. *Science of the Total Environment*, 363 : 216-236.
- Ausili A., Borowiec P., Branche E. & Brils J. (2022). Integrating Sediment Analysis into Water Quality Monitoring. In common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC), 226 p.
- Aw S.E., N'goran B.Z., Siaka S. & Parinet B. (2011). Intérêt de l'analyse multidimensionnelle pour l'évaluation de la qualité physico-chimique de l'eau d'un système lacustre tropical : cas des lacs de Yamoussoukro (Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 38 : 2573-2585.
- Ayad W. (2017). Evaluation de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux souterraines : cas des puits de la région d'El-harrouch (Wilaya de Skikda). Thèse de Doctorat d'Etat en Microbiologie Appliquée, Université Badji Mokhtar-Annaba (Annaba, Algérie), 116 p.
- BAD (Banque Africaine de Développement) (2015). L'eau pour une vie meilleure : histoires d'une Afrique en éveil. ceofthedirector-owas_awf@afdb.org BAD édition (Côte d'Ivoire), 82 p.

- Bartram J., Corrales L., Davison A. & Deere D.A. (2009). Water safety plan manual: step-by-step risk management for drinking-water suppliers. In World Health Organization & International Water Association eds., Geneva, 101 p.
- Belhadj E., Diliberto C. & Lecomte A. (2012). Characterization and activation of Basic Oxygen Furnace slag. *Elsevier*, 34(1) : 34-40.
- Belhadj M. (2001). Etude de la pollution des eaux du bassin de Chélif et son impact sur l'environnement. Thèse de doctorat en Génie électrique, Université de Mostaganem (Algérie), 193 p.
- Benkaddour B. (2018). Contribution à l'étude de la contamination des eaux et des sédiments de l'Oued Chélif (Algérie). Thèse de Doctorat en Chimie. Université de Perpignan via Domitia (Perpignan, France) et Université de Mostaganem (Mostaganem, Algérie), 193 p.
- Bensefa-Colas L., Andujar P. & Descatha A. (2011). Mercury poisoning. *Revue de Médecine Interne*, 32 : 416-24.
- Bernard M., Bernard R. & Theler D. (2007). Qualité des cours d'eau en Valais. Service de la protection de l'environnement. Département des transports, de l'équipement et de l'environnement (Suisse), 67 p.
- Bhuiyan M.A.H., Bodrud-Doza M., Towfiqul Islam A.R., Rakib M., Safiur Rahman M.A.M. & Ramanathan A.L. (2016). Assessment of Groundwater Quality of Lakshimpur District of Bangladesh Using Water Quality Indices, Geostatistical Methods, and Multivariate Analysis. *Environmental Earth Sciences*, 75 : 1020.
- Biémi J. (1992). Contribution à l'étude géologique, hydrogéologique et par télédétection des bassins versants subsahéliens 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 en Sciences Naturelles, Université d'Abidjan (Abidjan, Côte d'Ivoire), 480 p.
- Billen G., Garnier J., Némery J., Sebilo M., Sferratore A., Barles S., Benoit S. & Enoît M.B. (2007). A long-term view of nutrient transfers through the Seine River continuum. *Science of the total Environment*, 375 : 80-97.
- Bo G., Huaidong Z., Yong H., Yuchun W., Jijun G. & Xiaobo L. (2014). Characteristics of heavy metals and Pb isotopic composition in sediments collected from the tributaries in three Gorges reservoir, China. *The Scientific World Journal*, 2014 : 7 p.
- Boland J., Koomen I., Jeude J.V.L. & Oudejans J. (2004). Les pesticides : composition, utilisation et risques. Fondation Agromisa, Edition 1, Pays Bas, 124 p.

- 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 : 1290-1300.
- Brown R.M., McClelland N.I., Deininger R.A. & Tozer R.G. (1970). A Water Quality Index. Do we are? *In Water and sewage work*, pp. 339-343.
- Burford M.A., Costanzo S.D., Dennison W.C., Jackson C.J., Jones A.B. & McKinnon A.D. (2003). A synthesis of dominant ecological processes in intensive shrimp ponds and adjacent coastal environments in NE Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 46 : 1456-1469.
- Buszewski B & Szultka M. (2012). Past, Present, and Future of Solid Phase Extraction: A Review. *Critical Reviews in Analytical Chemistry*, 42(3) : 198-213.
- Calamari D & Naeve H. (1994). Revue de la pollution dans l'environnement aquatique africain. *In Document technique du CPCA, N°25, Rome, FAO*, 129 p.
- Calmano W., Hong J. & Förstner U. (1993). Binding and mobilization of heavy metals in contaminated sediments affected by pH and redox potential. *Water science and technology*, 28 : 223-235.
- Canavan R.W., Van Cappellen P., Zwolsman J.J.G., Berg V.D. & Slomp C.P. (2007). Geochemistry of trace metals in a fresh water sediment: field results and diagenetic modeling. *Science of the total environment*, 381(1-3) : 263-279.
- CEAEQ (2016). Détermination de la demande chimique en oxygène : méthode de reflux en système fermé suivi d'un dosage par colorimétrie avec le bichromate de potassium, MA. 315 – DCO 1.1, Rév. 4, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, 12 p.
- CEAEQ (2016). Détermination des pesticides de type organophosphoré, triazine, carbamate, urée substituée, phtalimide et pyréthrinolide dans l'eau, les sols et les sédiments : extraction liquide-liquide ; dosage par chromatographie en phase gazeuse/liquide couplée à un spectromètre de masse, MA. 400 – Pest. 1.0, Rév. 4, 29 p.
- CEAEQ (Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec) (2003). Détermination du carbone organique dans les effluents : oxydation par persulfate et rayons UV – dosage par spectrophotométrie infrarouge. MA. 415 – COT 1.0 Édition : 1999-03-02 Révision : 2003-10-06, 11 p.
- CEAEQ (Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec) (2023). Détermination de la demande chimique en oxygène : méthode de reflux en système fermé suivi d'un

- dosage par colorimétrie avec le bichromate de potassium. Ministère de l'Environnement du Québec, Révision 4, 14 p.
- Chapman P.M., Wang F., Janssen C., Persoone G. & Allen H.E. (1998). Ecotoxicology of metals in aquatic sediments: binding and release bioavailability, risk assessment, and remediation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55 : 2221-2243.
- CIE (Compagnie Ivoirienne d'Electricité) (2014), Rapport développement durable, Abidjan, Côte d'Ivoire, 70 p.
- Conrad A., Dedourge O., Cherrier R., Couderchet M. & Biagianti S. (2006). Leaching of terbumeton and terbumeton-desethyl from mini-columns packed with soil aggregates in laboratory conditions. *Chemosphere*, 65(9) : 1600-1609.
- Coynel A., Blanc G., Marach A., Schäfer J., Dabrin A., Maneux E., Bossy C., Masson M. & Lavaux G. (2009). Assessment of metal contamination in a small mining and smelting affected watershed: high resolution monitoring coupled with spatial analysis by GIS. *Journal of Environmental monitoring*, 5 : 962-976.
- CRE. (2002). Les différentes étapes d'une filière classique de traitement d'eau potable. Rapport thématique eau potable (Poitou Charentes, France), 3 p.
- Cuppen J.G.M., Ven Den Brink P.J., Camps E., Uil K.F. & Brock T.C.M. (2000). Impact of the fungicide carbendazim in fresh water microcosms. Water quality break down of particulate organic matter and reponses of macro invertebrales. *Aquat Toxicol*, 48 : 233-250.
- Da Costa K.S & Dietoa Y.M. (2007). Typologie de la pêche sur le lac Faé (Côte d'Ivoire) et implications pour une gestion rationnelle des ressources halieutiques. *Bulletin Français de la pêche et de la pisciculture*, 384 :1-14.
- De Lasme O.Z. (2013). Contribution à une meilleure connaissance des aquifères fissurés du socle précambrien : cas de la région de San-Pédro (Sud-ouest de la Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat en Hydrogéologie, Université Félix Houphouët Boigny (Abidjan, Côte d'Ivoire), 176 p.
- De Lasme O.Z., Lasm T., Oga M.S., Youan Ta M., Ettien F.B., Kouakou S., Onetie Z. & Koffi T.Y. (2012). Analyse des propriétés hydrodynamiques des aquifères fissures de la région de San-Pédro (Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire). *Estudios Geológicos*, 68(2) : 217-232.
- De Souza R.M., Seibert D., Bergamasco R., Fagundes-Klen M.R., De Jesus Bassetti F. & Quesada H.B. (2020). Occurrence, impacts and general aspects of pesticides in surface water: A review. *Process Safety and Environmental Protection*, 1 : 1-38.

- Degrémont. (2005). Mémento technique de l'eau : Tome 2. Lavoisier SAS. In Lexique technique de l'eau, Paris, dixième Edition, (France) 128 : 1718 p.
- Delcour I., Spanoghe P. & Uyttendaele M. (2015). Literature review: Impact of climate change on pesticide use. *Food Research International*, 68 : 7-15.
- Delpla I. & Rodriguez M.J. (2017). Variability of disinfection by-products at a full-scale treatment plant following rainfall events. *Chemosphere*, 166 : 453-462.
- Deneux-Mustin S., Roussel-Debet S., Mustin C., Henner P., Munier-Lamy C., Colle C., Berthelin J., Garnier-Laplace J. & Leyval C. (2003). Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces (influence des micro-organismes du sol). In Tec and Doc, Paris (France), 282 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 fes. *Larhyss Journal*, 08 : 1112-3680.
- Devez A., Gomez E., Gilbin R., Elbaz-Poulichet F., Persin F., Andreux P. & Casellas (2005). Assessment of copper bioavailability and toxicity in vineyard runoff waters by DPASV and algal bioassay. *Journal of Total Environment*, 348(1-3) : 82-92.
- Diab W. (2016). Etude des propriétés physico-chimiques et colloïdales du bassin de la rivière Litani, Liban. Thèse de Doctorat en Chimie Analytique, Université de Lorraine (Lorraine, France), 214 p.
- Diaz R.J. (2001). Overview of hypoxia around the world. *Journal of environmental quality*. 30 : 275-281.
- DINEPA & OIEau (Direction Nationale de l'Eau Potable et de l'Assainissement & l'Office International de l'Eau) (2013). Fabrication de solutions chlorées et chloration. Fiche technique. ISBN 13- 978-99970-51-18-9, 20 p.
- DINEPA & OIEau (Direction Nationale de l'Eau Potable et de l'Assainissement & l'Office International de l'Eau) (2013). Réactifs utilisés dans le traitement de l'eau de boisson. Fascicule technique/directives techniques/etc. 2.5.1 DIT1. ISBN 13- 978-99970-51-17-2 ; 22p.
- Dörfliger N & Perrin J. (2011). Ressources en eau : une gestion nécessairement locale dans une approche globale. *HAL Open Sciences*, 13 : 94-101.
- Duc T.A., Loi V.D., Thao T.T. (2013). Partition of heavy metals in a tropical river system impacted by municipal waste. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185 : 1907-1925.

- Dudgeon D., Angela H.A., Gessner M.O., Kawabata Z.I., Knowler D.J., Lévêque C., Naiman R.J., Prieur R.A.H., Soto D., Stiassny M.L.J. & Sullivan C.A. (2006). Fresh water biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81 : 163-182.
- Dufour P. & Slepoukha M. (1975). L'oxygène dissous en Lagune Ebrié : Influences de l'hydroclimat et des pollutions. *Documents Scientifiques*, 6 : 75-118.
- Dugney F. (2010). Produits phytosanitaires risques pour l'environnement et la santé. Rapport d'étude de connaissance des usages des produits en zone non agricole - IAU/ORS île-de-France, 61 p.
- Duman F. & Kar M. (2012). Temporal variation of metals in water, sediment and tissues of the European Chup (*Squalius Cephalus* L.). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 89(2) : 428-433.
- Dupont J. (2018). Propriétés de filtration des sables siliceux : Limites et efficacité. *Revue de l'Eau et de l'Environnement*, 34(2) : 87-95.
- Dutordoir S. (2014). Bilan des flux de métaux, carbone organique et nutriments contenus dans une rivière alpine : part des rejets urbains de l'agglomération de Grenoble et apports amont (Isère et Drac). Thèse de Doctorat en Hydrologie, Université de Grenoble (Grenoble, France), 383 p.
- Eblin S.G., Sombo A.P., Soro G., 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.
- Edder P., Orteilli D. & Ramseier S. (2006). Métaux et micropolluants organiques. Rapports de la commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution, campagne 2005, Lausanne, 65-87 p.
- Edet A.E. & Offiong O.E. (2003). Evaluation of water quality pollution indices for heavy metal contamination monitoring. A study case from Akpabuyo–Odukpani area, Lower Cross River Basin (Southeastern Nigeria). *Geojournal*, 57 : 295-304.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.03.001>
- El Haissoufi H., Berrada S., Merzouki M., Aabouch M., Bennani L., Benlemlih M., Idir M., Zanibou A., Bennis Y. & El Oualilalami A. (2011). Pollution des eaux de puits de certains quartiers de la ville de Fes, Maroc. *Revue de microbiologie industrielle, sanitaire, et environnementale*, 5(1) : 37-68.

- EL Mouddené S. (2017). Suivi de l'essai de coagulation-floculation (Jar-test) de source de l'eau d'Ain Asserdoune. Mémoire de Master. Université Sidi Mohammed Ben Abdellah Faculté des Sciences et Techniques de Fès Département des sciences de la vie (Béni Mellal, Maroc). 31 p.
- El-Hamid H.T.A. & Hegazy T.A. (2017). Evaluation of Water Quality Pollution Indices for Groundwater Resources of New Damietta (Egypt). *Economic Environmental Science*, 2 : 1-5.
- Fadika, V. (2012) : Variabilité hydroclimatique et modélisation hydrologique de quelques bassins versants côtiers du Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire. Thèse de Doctorat en Géoscience et Environnement, Université Nangui Abrogoua (Abidjan, Côte d'Ivoire), 177 p.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2000). Twenty-second FAO Regional Conference for Organic farming and genetic engineering are two Europe. Report on FAO activities includes two sections: one summarizing the major activities undertaken, Portugal, 24-28 p.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2006). Glossary of phytosanitary terms. Report of international standards for phytosanitary measures, Rome, 149-160 p.
- Förstner U., Ahlf W. & Calmano W. (1989). Studies on the transfer of heavy metals between sedimentary phases with a multi-chamber device: combined effects of salinity and redox variation. *Marine Chemistry*, 28(1-3) : 145-158.
- Free Clipart. (2018). Cycle de l'azote | laurent [Internet]. [cited 2018 Oct 21]. Available from: <https://www.1001freedownloads.com/free-clipart/cycle-de-l-039-azote>.
- Gagnon C. & Saulnier I. (2003). Distribution and fate of metals in the dispersion plume of a major municipal effluent. *Environmental Pollution*, 124 : 47-55 pp.
- Gandhi N., Sirisha D., Asthana S. & Manjusha A. (2012). Adsorption studies of fluoride on multanimatti and red soil. *Resource Journal Chemical Science*, 2:32-37.
- Giri S. & Singh A.K. (2019). Assessment of metal pollution in groundwater using a novel multivariate metal pollution index in the mining areas of the Singhbhum copper belt. *Environmental Earth Sciences*, 78 : 1-11.
- Gomgnimbou A.P.K., Savadogo P.W., Niango A.J. & Milogo-Rasolodimby J. (2009). Usage des intrants chimiques dans un agrosystème tropical : diagnostic du risque de pollution environnementale dans la région cotonnière de l'est du Burkina Faso. *Biotechnologie Agronomie Société Environnement*, 13 : 499-507.

- Goné D.L. (2001). Contribution de l'étude des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines à la compréhension du fonctionnement des systèmes hydrauliques en milieu fissuré de la région semi-montagneuse de Man (Ouest de la Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat en Hydrogéologie, Université d'Abobo-Adjamé (Abidjan, Côte d'Ivoire), 179 p.
- Grébil G., Novak S., Périn-Ganier C. & Schiavon M. (2001). La dissipation des phytosanitaires appliquées au sol. *Sciences Eaux Territoires*, 14 : 31-44.
- Groga N. (2012). Structure, fonctionnement et dynamique du phytoplancton dans le lac de Taabo (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat en Ecologie Fonctionnelle, Université de Toulouse (Toulouse, France), 224 p.
- Groga N., Akedrin T.N., Komoé K., Thiegba K., Akaffou D.S. & Ouattara A. (2017). Distribution spatio-saisonnière des cyanobactéries le long du cours d'eaux, la Lobo Haut Sassandra (Daloa, Côte d'Ivoire). *Tropicultura*, 35(4) : 288-299.
- Guillossou R., Le Roux J., Mailler R., Vulliet E., Morlay C., Nauleau F., Gasperi J. & Rocher V. (2019). Organic micropollutants in a large wastewater treatment plant: What are the benefits of an advanced treatment by activated carbon adsorption in comparison to conventional treatment? *Chemosphere*, 218 : 1050-1060.
- Hakanson L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, 14(8) : 975-1001.
- Hartemann P. (2013). Eau de consommation, risque, santé. *Sciences Eaux & Territoires*, 1(10) : 14-21.
- Hayzoun H. (2014). Caractérisation et quantification de la charge polluante anthropique et industrielle dans le bassin du Sebou. Thèse de Doctorat en Sciences et Technologies, Université de Toulon (Toulon, France), 176 p.
- Hela D.G., Lambropoulou D.A., Konstantinou I.K. & Albanis T.A. (2005). Environmental monitoring and ecological risk assessment for pesticide contamination and effects in lake Pamvotis, north-western Greece. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24(6) : 1548-1556.
- 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 : 195-219.
- Hilton J., Lishman J.P. & Allen P.V. (1986). The dominant processes of sediment distribution and focusing in a small, eutrophic, monomictic lake. *Limnology and Oceanography*, 31: 125-133.

- Hull V., Parrella L. & Falcucci M. (2008). Modelling dissolved oxygen dynamics in coastal lagoons. *Ecological Modelling*, 211 : 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 : 144-158.
- Huynh T.M.D. (2009). Impact des métaux lourds sur l'interaction plante/ver de terre/ microflore tellurique. Thèse de Doctorat en Ecologie Microbienne, Université de Paris Est, (France), 170 p.
- IBGE (Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement) (2005). Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface : cadre général. Brussels Environnement, 16 p.
- INS (Institut National de la Statistiques) (2014). Recensement Général de la Population et de l'Habitat (RGPH). Répertoire des localités. Région de San-Pédro. 24 p.
- INS (Institut National de la Statistiques) (2021). Recensement Général de la Population et de l'Habitat (RGPH). Résultats globaux. 25 p.
- ISO 22036. (International Organization for Standardization) (2008). Qualité du sol - Dosage des éléments traces dans des extraits de sol par spectrométrie d'émission atomique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-AES). Première Edition, 34 p.
- ISO 5667-6. (2005). Qualité de l'eau - Echantillonnage Partie 6 : lignes directrices pour l'échantillonnage des rivières et des cours d'eau. In AFNOR, troisième édition, 7 p.
- Ivanovsky 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 en Sciences en Technologies, Université de Lille 1 (Lille, France), 229 p.
- Izougarhane M., Mansouri D., El Ibaoui H., Chakiri S. & Fadli M. (2016). Physico-chimie et teneurs métalliques des eaux de l'estuaire de l'Oued Sebou durant des années de dragage du sable. *European Scientific Journal*, 12(30) : 127-151.
- 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 : 3754-3769.
- JORF (Journal Officiel de la République Française) (2023). Limites de qualité des eaux brutes de toutes origines utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux de source conditionnées. Fixées pour l'application des dispositions prévues aux articles r. 1321-7 (ii), r. 1321-17 et r. 1321-38 à r. 1321-42 Ministère de la Santé et des Solidarités. (N°31 du 06 décembre 2007 texte N° 17 modifié

- par Décret n°2022-1720 du 29 décembre 2022 – article 1 et mise vigueur le 1er janvier 2023).
- Kadjo M.M.F. (2021). Elimination du fer et du manganèse dans l'eau destinée à la consommation humaine dans la commune de Daloa (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire). Mémoire de Master en Sciences de la Terre, Université Jean Lorougnon Guédé (Daloa, Côte d'Ivoire), 53 p.
- Kalle G.P. & Gots J.S. (1963). Altération génétique de l'adénylique pyrophosphorylase chez *Salmonella*. *Sciences*, 142(3593) : 680-681.
- Kambiré O., Adingra A.A., Eblin S.G., Aka N., Kakou A.C. & Koffi-nevry R. (2014). Caractérisation des eaux d'une lagune estuarienne de la Côte d'Ivoire : la lagune Aby. *Larhyss Journal*, 20 : 95-110.
- Kassim C. (2005). Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique de l'eau des puits de certains quartiers du district de Bamako, Thèse de Doctorat, Université de Bamako, (Bamako, Mali), 69 p.
- Keddari D., Afri-Mehennaoui F.-Z., Smatti-Hamza I., Djeddi H., Sahli L. & Mehennaoui S. (2019). Evaluation du niveau de contamination par les éléments traces métalliques (cadmium, cuivre, nickel et zinc) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents, et leur transfert vers la chénopodiacée *Spinacia oleracea* (L.). *Revue des Sciences de l'Eau*, 32(3) : 255-273.
- Keumean K.N., Traoré A., Ahoussi K.E., Djadé P.J.O. & Bamba S.B. (2020). Influence des activités anthropiques sur la dégradation de la qualité des sédiments de la lagune Ouladine (Sud-Est de la Côte d'Ivoire). *European Scientific Journal Edition*, 16(15) : 1857-7881.
- Kikouama O.J.R., Konan K.L., Katty A., Bonnet J.P., Baldé L. & Yagoubi N. (2009). Physicochemical characterization of edible clays and release of trace elements. *Applied Clay Science*, 43(1) : 135-141.
- Klarich K.L., Pflug N.C., DeWald E.M., Hladik M.L., Kolpin D.W., Cwiertny D.M. & LeFevre G.H. (2017). Occurrence of Neonicotinoid Insecticides in Finished Drinking Water and Fate during Drinking Water Treatment. *Environmental Science & Technology Letters*, 4(5) : 168-173.
- Koffi K. (2012). Atelier Régional de la CEDEAO sur la petite hydroélectricité : Situation de l'hydroélectricité en Côte d'Ivoire, Ministère des mines, du pétrole et de l'énergie, Libéria, 28 p.

- Koffi K.J.T., Kamagaté B., Aboua K.N., Yeo K.M & Goné D.L. (2018). Traitement par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium des eaux de rivière et de lagune en milieu tropicale pour l'élimination de la matière organique dissoute : influence de la dose de sulfate d'aluminium et de l'ajustement du pH. *Environmental and Water Sciences, Public Health & Territorial Intelligence Journal*, 2(4) : 61-68.
- Konan K.S., Kouamé K.B., Konan K.F., Boussou K.C. & Kouassi K.L. (2021). Heavy metals contamination of an aquatic environment and health risks assessment in two fish species case of the Guessabo lake, western Côte d'Ivoire. *Oriental Journal of Chemistry*, 35 : 1742-1755.
- Koné M. (2011). Femme et foncier. Fiches pédagogiques, Comité technique Foncier & développement. 4p. [https : www.foncier-developpement.fr/wp-content/uploads/femmes-et-foncier.pdf](https://www.foncier-developpement.fr/wp-content/uploads/femmes-et-foncier.pdf).
- Kouablé B.B. (1998). Synthèse des travaux réalisés par les entomologistes en Afrique de l'Ouest campagne 97/98. Conférence sur l'utilisation des intrants en cultures cotonnière et maraîchères, Dakar, Sénégal, 992-1002.
- Kouakou U. Yapo J.A. & . Trokourey A. (2013). Adsorption of iron and zinc on commercial activated carbon. *Journal of environmental chemistry and ecotoxicology*, 6(5) : 168 - 171.
- Kouakou Y.E., Koné B., Bonfoh B., Kientga S.M., N'Go Y.A., Savane I. & Cissé G. (2010). L'étalement urbain au péril des activités agro-pastorales à Abidjan. *Vertigo* 10 (2) : 9 p.
- Kouamé K.B., Konan K.S., Konan K.F., Boussou K.C. & Kouakou K.L. (2019). Heavy Metals Contamination of an Aquatic Environment and Health Risks Assessment in Two Fish Species: Case of the Guessabo Lake, Western Côte d'Ivoire. *Oriental Journal of Chemistry*, 35(6) : 1742-1755.
- Kouamé K.F. (2011). Gestion intégrée des ressources en eau en Afrique tropicale humide. Cas du bassin versant du N'zo à l'Ouest de la Côte d'Ivoire. Contribution de la télédétection, des systèmes d'informations géographiques et de la modélisation hydrologique. Thèse de Doctorat en Géosciences et Environnement, Université de Cocody (Abidjan, Côte d'Ivoire), 250 p.
- Kouzayha A. (2011). Développement des méthodes analytiques pour la détection et la quantification de traces des hydrocarbures aromatique polycyclique et de pesticides dans l'eau. Application à l'évaluation de la qualité des eaux libanaises. Thèse de Doctorat en sciences chimiques. Université de Bordeaux 1, (Bordeaux, France). 202 p.

- Kpenou C.J.M.P., Gbamblé B.Y.A., N'dri K., Dally B.M., Kouakou L.P.M.S. & Andji-Yapi J.Y. (2023). Caractéristiques physico-chimiques et bactériologiques des eaux du fleuve San Pedro, sud-ouest de la Côte d'Ivoire. *Afrique SCIENCE*, 23(2) : 50-64.
- Kpoda N.W., Sorgho H., Poda J.N., OU'draogo J.B. & Kabré G.B. (2013). Endémie bilharzienne à *Schistosoma mansoni* à la vallée du Kou : caractérisation du système de transmission et impact socioéconomique. *Comptes Rendus Biologies*, 336(5-6) : 284-288.
- Lafont F. (2016). Technique d'échantillonnage : détermination de la taille d'échantillon. Questionnaire-pro, 16 p.
- Lalaoui M. (2021). Contribution à l'Etude Biogéochimique des Eaux du Barrage Hammam Grouz. Thèse Unique de Doctorat, Centre Universitaire A. Boussouf de Mila (Algérie) 184 p.
- Lallahem S. (2002). Structure et modélisation hydrodynamique des eaux souterraines : application à l'aquifère crayeux de la bordure Nord du bassin de paris. Thèse de Doctorat en Hydrogéologie, Université des Sciences et Technologies de Lille 1 (Lille, France), 219 p.
- Lamaison L. (2006). Caractérisation des particules atmosphériques et identification de leurs sources dans une atmosphère urbaine sous influence industrielle. Thèse de Doctorat en Structure et Dynamique des Systèmes Réactifs, Université des Sciences et Technologies de Lille 1, (Lille, France) 351 p.
- Larrose A. (2011). Quantification et spatialisation de la contamination en éléments traces métalliques du système fluvio-estuarien girondin. Thèse de Doctorat en Géochimie et Ecotoxicologie, Université de Bordeaux 1 (France), 400 p.
- Lasm T., Kouamé F., Soro N., Jourda J.P.R. & Biémi J. (2004). Analyse géostatistique de la fracturation extraite de l'imagerie spatiale aéroportée et satellitaire. Application à la région de Man-Danané. *Revue Ivoirienne des Sciences et Technologie*, 5 : 135-154.
- Lazartigues A. (2010). Pesticides et polyculture d'étang :de l'épandage sur le bassin versant aux résidus dans la chair de poisson. Thèse de Doctorat en Sciences Agronomiques, Institut National Polytechnique de Lorraine (Nancy, France), 220 p.
- Le Pape P., Ayrault S. & Quantin C. (2012). Trace element behavior and partition versus urbanization gradient in an urban river (Orge River, France). *Journal of Hydrology*, 473 : 99-110.
- Leclercq L. & Maquet B. (1987). Deux nouveaux indices chimique et diatomique de qualité d'eau courante. Application au Samson et à ses affluents (Bassin de la Meuse belge).

- Comparaison avec d'autres indices chimiques, biocénétiques et diatomiques. *In* Institut royal des Sciences naturelles de Belgique, Document de travail, 38 : 3-113.
- Lennartz B. & Louchart X. (2007). Effect of drying on the desorption of diuron and terbuthylazine from natural soils. *Environmental Pollution*, 146(1) : 180-187.
- Lesven L. (2008). Devenir des éléments traces métalliques au sein du sédiment, un compartiment clé de l'environnement aquatique. Thèse de Doctorat en Optique, Lasers, Physico-chimie, Atmosphère, Faculté des Sciences et Technologies de Lille 1 (Lille, France), 256 p.
- Leynaud G. & Paris C. (1967). Les pollutions thermiques, influence de la température sur la vie aquatique. *Bulletin Technique d'information*, 224 : 25 p.
- Loring D.H. (1990). Lithium-a new approach for the granulometrical normalization of trace metal data. *Marine Chemistry*, 29 : 156-168.
- Lounnas A. (2015). Impact environnemental des rejets d'eau le long du littoral occidental Algérien. Thèse de Doctorat en Biologie, Université d'Oran 1 (Oran, Algérie), 170 p.
- Mahob R.J., Ndoumbe- Nkeng M., Hoopen G.M.T., Dibog L., Nyassé S., Rutherford M., Mbenoun M., Barbin R., Mbang J.A., Yede Y. & Bilong C.F. (2014). Pesticides use in cocoa sector in Cameroon: characterization of supply source, nature of actives ingredients, fashion and reasons for their utilization. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 8(5) : 1976-1989.
- Maréchal J.C., Dewandel B. & Subrahmanyam K. (2004). Use of hydraulic tests at different scales to characterize fracture network properties in the weathered-fractured layer of a hard rock aquifer. *Water resources Research*, 40(11) : 1-19.
- Mariotti A. (1982). Apports de la géochimie isotopique à la connaissance du cycle de l'azote. Thèse de Doctorat en Géochimie, Université Pierre et Marie Curie (Paris, France), 488 p.
- Mekaoussi N. (2014). Comportement des éléments chimiques dans les eaux de surface de Hammam Debagh (Est Algérie). Thèse de Doctorat en Hydraulique, Université de Batna 2 (Batna, Algérie), 126 p.
- Mekhalif F. (2009). Réutilisation des eaux résiduaires industrielles épurées comme eau d'appoint dans un circuit de refroidissement. Thèse de Doctorat en Chimie, Université de Skikda (Skikda, Algérie), 139 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 en Sciences Agronomiques, Université de Tizi-Ouzou (Tizi-Ouzou, Algérie), 172 p.
- Mil-Homens M., Stevens R.L., Boer W., Abrantes F. & Cato I. (2006). Pollution history of heavy metals on the Portuguese shelf using ^{210}Pb -geochronology. *Science of the Total Environment*, 367 : 466-480.
- MINA (Ministère de l'Agriculture) (2014). Liste des pesticides homologués et autorisés en Côte d'Ivoire. Direction de la Protection des Végétaux, du Contrôle et de la Qualité (Abidjan, Côte d'Ivoire), 78 p.
- MINEDD & CEDEAO (Ministère de l'Environnement et du Développement Durable & Communauté Economique Des États de l'Afrique de l'Ouest) (2021). Rapport sur l'Etat de l'environnement. Côte d'Ivoire, 224 p.
- Mlangeni A., Mhone E., Chibwana A.N., Chapachapa C., Jagot F., Botha L., Namaumbo S.J. (2024). Développement d'une méthode rentable d'extraction de l'arsenic inorganique pour les régions aux ressources limitées : analyse de l'efficacité et des implications réglementaires. *Heliyon*, 10(18) : 1-9.
- Mohammad Ali M., Islam M.S., Islam A.R.M.T., Bhuyan M.S., Ahmed A.S., Rahman M.Z. & Rahman M.M. (2022). Toxic metal pollution and ecological risk assessment in water and sediment at ship breaking sites in the Bay of Bengal Coast, Bangladesh. *Marine Pollution Bulletin*, 175 : 113-274.
- Mohammad Ali M., Mohammad Ali L., Saiful I.M. & Zillur R.M. (2016). Preliminary assessment of heavy metals in water and sediment of Karnaphuli River, Bangladesh. *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management*, 5 : 27-35.
- Mohan S.V., Nithila P. & Reddy S.J. (1996). Estimation of heavy metals in drinking water and development of heavy metal pollution index. *Journal of Environmental Science and Health*, 31(2) : 283-289.
- Mouloubou O.R. (2015). Développements spectroscopiques pour l'étude de la matière organique du sol dans des extraits liquides, avec étude de son impact sur le comportement des métaux : application à un sol agricole amendé par du compost. Thèse de Doctorat en Science de l'Environnement Terrestre, Université d'Aix-Marseille (Marseille, France), 246 p.
- MSHP & MINEF (Ministère de la Santé et de l'Hygiène Publique & Ministère des Eaux et Forêts) (2020). Normes de potabilité de l'eau destinée à la consommation humaine et Limites de qualité des eaux brutes utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation

- humaine, à l'exclusion des eaux de sources conditionnées. Fixées pour l'application des dispositions prévues aux articles R.3-5 à R.6-9. Ministère de la Santé et de l'hygiène Publique et Ministère des eaux et forêts. Arrêté interministériel N°0168 du 03 /08/2020 fixant les normes de potabilité de l'eau destinée à la consommation humaine à l'exclusion de l'eau minérale naturelle de l'eau de source, 17 p.
- Munnia A., Puntoni R., Merlo F., Parodi S. & Peluso M. (1999). Exposure to agrochemical sand DNA adducts in western liguria, Italy. *Environnemental and molecule armutagenesis*, 34 : 52-56.
- 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 en Géosciences Université de Lorraine (France), 359 p.
- Odjohou E., Amani M., Soro G. & Monde S. (2020). Caractérisation physico-chimique des eaux d'un système lacustre du cordon littoral ivoirien : cas du lac Labion. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 14(5) : 1878-1892.
- Odjohou E., Kra C., Adjiri O. & Mondé S. (2020). Caractérisation physico-chimique des eaux et recherche d'indicateur d'eutrophisation d'un environnement lacustre du cordon littoral ivoirien : Cas du lac Hébé (Sud-est de la Côte d'Ivoire). *International Journal of Engineering Science Invention*, 9(4) : 27-35.
- OMS (Organisation Mondiale de la Santé) (1991). Programme des nations unies pour l'environnement : l'utilisation des pesticides en agriculture et ses conséquences pour la santé publique. Genève (Suisse), 151 p. <https://iris.who.int/handle/10665/40742>
- OMS (Organisation Mondiale de la Santé) (2004). Liens entre l'eau, l'assainissement, l'hygiène et la santé. In: contemporary sources and concerns. World Health Organization., WHO/HSE/WSH/08.04/7, 2 p.
- OMS (Organisation Mondiale de la Santé) (2011). Directives de qualité pour l'eau de boisson. Quatrième édition, Publication Organisation Mondiale de la Santé. Genève (Suisse), 307-447.
- OMS (Organisation Mondiale de la Santé) (2017). Directives de la qualité pour l'eau de boisson. Genève (Suisse), 564 p.
- OMS (Organisation Mondiale de la Santé) (2019). Classification recommandée des pesticides en fonction des dangers qu'ils présentent et lignes directrices pour la classification. Genève (Suisse), 104 p.

- ONEP (Office National de l'Eau potable), 2015. Rapport de suivi du patrimoine, 15 p.
- ONU (Organisation des Nations Unies) (2015). Objectifs du millénaire pour le développement, rapport 2015, 78 p.
- ORE (Observatoire Régional de l'Environnement) (2016). L'eau en Poitou-Charentes. Notion clé : Qu'est-ce qu'une eau potable ? 7 p.
- Orell M. & Toilliez J. (1975). Hydrologie du San-Pédro. Rapport du Centre ORSTOM Diadioyodouiyie, BP. 20 Abidjan (Côte d'Ivoire). 67 p.
- Orou K.R., Soro G., Soro T.D., Fossou R.M., Onetié Z.O., Ahoussi K.E & Soro N. (2016). Variation saisonnière de la qualité physico-chimique des eaux souterraines des aquifères d'altérites du département d'Agboville (Sud-Est de la Cote d'Ivoire). *European Scientific Journal*, 12(17) :1857-7881.
- Osano O., Nzyuko D., Tole M.P. & Admiraal W. (2003). The Fate of Chloroacetanilide Herbicides and Their Degradation Products in the Nzoia Basin, Kenya. *Journal of the Human Environment*, 32(6) : 424-427.
- Ouattara A.A., Krouba G.I.D., Kouakou A.C.A., Adopo A.I.R., Fauret P., Coulibaly B, Koffi Y.J.J., Kaudjhis J.P.A. & Courtin F. (2018). Pression anthropique et dynamique paysagère en zone de forêt ivoirienne dans la région de Méagui. *Tropicultura*, 36(2):183-194.
- Ouattara A.A., Sangaré N., N'goran K.P.D.A., Yao K.M., Trokourey A. & Diaco T. (2021). Evaluation de la contamination des éléments traces métalliques dans les sédiments de la rivière N'zi, Côte d'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 15(5) : 2199-2208.
- Palma P., Kuster M., Alvarenga P., Palma V.L., Fernandes R.M., Soares A.M.V.M., López de Alda M.J., Barceló D. & Barbosa I.R. (2009). Risk assessment of representative and priority pesticides, in surface water of the Alqueva reservoir (South of Portugal) using on-line solid phase extraction-liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Environment International*, 35(3) : 545-551.
- PEMED-CI. (2015). Etudes monographiques et économiques des districts de Côte d'Ivoire : districts du Bas-Sassandra. Note de synthèse, Bas-Sassandra (Côte d'Ivoire), 69 p.
- Périquet A. (2004). Pesticides, risques et sécurité. In Comité Sécurité Alimentaire, Paris (France), 2016 p.
- Pitrat J. & Braga B. (2012). Évaluation de la contamination métallique d'une ressource en eau de la ville de Curitiba, Brésil. *Open Edition journals*, 12(1) : 1-20.

- Prasad B. & Bose J.M. (2001). Evaluation of the heavy metal pollution index for surface and spring water near a limestone mining area of the lower Himalayas. *Environmental Geology*, 41 : 183-188.
- PRI-CI (Projet de Renaissance des Infrastructures en Côte D'ivoire) (2013). Cadre de Gestion Environnementale et Sociale (CGES). Rapport final, Côte d'Ivoire, 151p.
- Quatunau G. (1998). Les maladies à transmission hydrique en Afrique. In Edition Dunod. 273p.
- Rakotondrabe F., Ndam Ngoupayou J.R., Mfonka Z., Rasolomanana E.H., Nyangono Abolo A.J. & Ako Ako A. (2018). Water quality assessment in the Bétaré-Oya gold mining area (EastCameroon): Multivariate Statistical Analysis approach. *Science of The Total Environment*, 611 : 831-844.
- Ramadé F. (1992). Précis d'écotoxicologie. Masson (Paris, France), 300 p.
- République de Côte d'Ivoire (1998). LOI n°98-755 du 23 décembre 1998 Portant Code de l'Eau, des articles 2, 4 et 5. République de Côte d'Ivoire, 24 p.
- République de Côte d'Ivoire (2006). Etude de faisabilité des forages manuels et identification des zones potentiellement favorables. Etude réalisée avec la coordination de la UFR Sciences de la Terre et des Ressources Minières (UFR-STRM) du Laboratoire de Télédétection et de l'Analyse spatiale Appliquée à l'Hydrogéologie. Rapport final, PRATICA fondation, EntrepriseWorks/VITA, UNICEF, 20 p.
- République de Côte d'Ivoire (2023). [Loi n° 2023-902 du 23 novembre 2023 portant Code de l'Eau](#). 29 p.
- Reimann C. & Caritat P.D. (2005). Distinguishing between natural and anthropogenic sources for elements in the environment: regional geochemical surveys versus enrichment factors. *Science of the Total Environment*, 337(1-3) : 91-107.
- Rezaie-boroon M. H., Toress V., Diaz S., Lazzaretto T., Tsang M. & Deheyn D.D. (2013). The Geochemistry of Heavy Metals in the Mudflat of Salinas San Pedro Lagoon, California, USA. *Journal of Environmental Protection*, 4 : 12-25.
- Rodier J., Legube B. & Merlet N. (2009). L'analyse de l'eau. 9ème édition, Entièrement mise à jour, Dunod, Paris (France), 1511 p.
- Rodriguez-Mozaz S., Lopez D.A.M.J.L. & Barceló D. (2004). Monitoring of estrogens, pesticides and bisphenol A in natural waters and drinking water treatment plants by solid-phase extraction-liquid chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1045(1-2) : 85-92.

- Rouamba J., Nikiema E., Rouamba S. & Ouedraogo D.C.F. (2016). Accès à l'eau potable et risques sanitaires en zone périphérique d'Ouagadougou, Burkina Faso. *Revue d'Épidémiologie et de Santé Publique*, 64 : S211.
- Rubio B., Nombela M.A. & Vilas F. (2000). Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ría de Vigo (NW Spain): An assessment of metal pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 40 (11) : 968-980.
- Saavedra T. (2023). Qu'est-ce que le carbone organique total. *Water technologies and Solution*. 4 p. <https://www.watertechnologies.fr/blog/what-total-organic-carbon>.
- Sahli L., Okki M. E. H. E., Afri-mehennaoui F.Z. & Mehennaoui S. (2014). Utilisation d'indices pour l'évaluation de la qualité des sédiments : cas du bassin Boumerzoug (Algérie). *European Scientific Journal*, 10(35) : 336-346.
- Sala E.O., Chapin F.S., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J. & Dirzo R. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science Journals*, 287(5459) :1770-1774.
- Schiavon M., Perrin-Ganier C. & Portal J.M. (1995). La pollution de l'eau par les produits phytosanitaires : état et origine. *Agronomie*, 15(3-4) : 157-170.
- Schiff K. & Weisberg S.B. (1999). Iron as a reference element for determining trace metal enrichment in Southern California coastal shelf sediments. *Marine Environmental Research*, 48 (2) : 161-176.
- Şener S., Şener E. & Davraz A. (2017). Evaluation of water quality using water quality index (WQI) method and GIS in Aksu River (Turkey). *Science of the Total Environment*, 584 :131-144.
- Shotyk W., Blaser P., Grunig A. & Cheburkin A.K. (2000). A new approach for quantifying cumulative, anthropogenic, atmospheric lead deposition using peat cores from bogs: Pb in eight Swiss peat bog profiles. *Science of the Total Environment*, 249(1-3) : 281-295.
- Shu Y., Tang C., Hu X., Jiang L., Hu X. & Zhao Y. (2018). Activated cattail carbon production and application in chromium removal from aqueous solution: process optimization and removal mechanism. *Water*, 6(10) : 754.
- Sidwaya D.D. (2020). Pesticides non homologués : les « alliés » nuisibles des paysans du Nahouri Quotidien Sidwaya. <https://www.sidwaya.info/blog/pesticides-non-homologues-les-allies-nuisibles-des-paysans-du-nahouri/>.
- 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.

- Singh N., Sodhi N.S., Kaur M. & Saxena M.S.K. (2003). Physico-chemical, morphological, thermal, cooking and textural properties of chalky and translucent rice kernels. *Food Chemistry*, 82(3) : 433-439.
- Somé 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 : 289-303.
- Soro N., Attar H., Brodie E., Veidt M., Molotnikov A. & Dargusch M.S. (2019). Evaluation of the mechanical compatibility of additively manufactured porous Ti-25Ta alloy for load-bearing implant applications. *Journal of the Mechanical Behavior of Biomedical Materials*, 97 : 149-158.
- Stephens S.R., Alloway B.J., Parker A., Carter J.E. & Hodson M.E. (2001). Changes in the leachability of metals from dredged canal sediments during drying and oxidation. *Environmental Pollution*, 114 : 407-413.
- Stevenson J. (1994). Humus chemistry: Genesis, composition, Reactions. John Wiley and Sons (second edition), New York (Etats-Unis), 64 p.
- Strachan S. (2010). Trace elements. *Current Anaesthesia & Critical Care*, 21(1) : 44-48.
- Stumm W. & Morgan J.J. (1981). Aquatic chemistry; an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. In Inist-CNRS, New York (Etats-Unis), 780 p.
- Sutherland R.A. (2000). Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology*, 39 : 611-627.
- 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 : 741-750.
- Talhaoui A., El Hmaidi A., Jaddi H. & Ousmana H. (2020). Calcul de l'indice de qualité de l'eau (IQE) pour l'évaluation de la qualité physico-chimique des eaux superficielles de l'Oued Moulouya (NE, Maroc). *European Scientific Journal*, 2(16) : 64-85.
- Tauw Environnement & Ophrys. (2001). Guide méthodologique de la caractérisation des sédiments, projet de curage et surveillance des sédiments. Agence de l'Eau Artois-Picardie, Version 1. Dijon (France), 410 p.
- Tessier A., Campbell P.G.C. & Bisson M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, 51(7) : 844-851.

- Tessier E., Garnier C., Mullot J.U., Lenoble V., Arnaud M., Raynaud M. & Mounier S. (2011). Study of the spatial and historical distribution of sediment inorganic contamination in the Toulon Bay (France). *Marine Pollution Bulletin*, 62 : 2075-2086.
- Tessier L. (2003). Transport et caractérisation des matières en suspension dans le bassin versant de la Seine : identification de signatures naturelles et anthropiques. Thèse de Doctorat en Procédés et Matériaux Céramiques, Université de Limoges (Limoges, France), 349 p.
- 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 en Sciences de la Terre et des Ressources Minières, Université Félix Houphouët-Boigny (Abidjan, Côte d'Ivoire), 249 p.
- Traoré A., Ahoussi K.E., Aka N., Traoré A. & Soro N. (2015). Niveau de contamination par les pesticides des eaux des lagunes Aghien et Potou (Sud-Est de la Côte d'Ivoire). *International Journal of Pure and Applied Bioscience*, 3(4): 312-322.
- Trefrey J.H. & Presley B.J. (1976). Heavy metals in sediments from San Antonio Bay and the northwest Gulf of Mexico. *Environmental Geology*, 1 : 282-294.
- Triebkorn R., Braunbeck T., Grummt, T., Hanslik L., Huppertsberg S., Jekel M., Knepper T.P., Kraus S., Müller Y., Pittroff M., Ruhl A.S., Schmieg H., Schür C., Stobel C., Wagner M., Zumbülte N. & Kohler H. (2018). Relevance of nano- and microplastics for freshwater ecosystems: A critical review. *Trends in Analytical Chemistry*, 110, 375-392.
- Usha D. & Vikram R.M. (2012). Assessment of heavy metals concentrations in water and four fish species from the Uppanar River at Cuddalore (Tamil Nadu, India). *Continental Journal Environmental Sciences*, 6(3) : 32- 41.
- Viard G. (2006). L'agronome en action : mobiliser concepts et outils de l'agronomie dans une démarche agroécologique. Edition Ouag, Paris (France), 118 p.
- Vioget P. & Strawczynski A. (2005). Pesticides dans les cours d'eaux vaudois en 2000 et 2001. Rapport du service des eaux, des sols et de l'assainissement du département de la sécurité et de l'environnement, Lausanne (Suisse), 8 p.
- Voravit C. & San Diego-McGlone M.L. (1997). Aluminum normalization of heavy metal data from estuarine and coastal sediments of the Gulf of Thailand. *Journal of Science Education and Technology*, 2 : 37-46.
- Wedepohl K.H. (1995). The composition of the continental crust. *Geochimica et cosmochimica Acta*, 59(7) : 1217-1232.

- Yapo O.B., Mambo V., Tidou A.S. & Houenou P.V. (2007). Etude analytique des caractéristiques chimiques d'un lac eutrophe en milieu tropical : la conductivité comme indicateur de trophie du lac de Buyo (Côte d'Ivoire). *Journal de la Société Ouest-Africaine de Chimie*, 25 : 87-108.
- Yarou B.B., Silvie P., Assogba-Komlan F., Mensah A., Alabi T., Verheggen F. & Francis F. (2017). Plantes pesticides et protection des cultures maraichères en Afrique de l'Ouest (synthèse bibliographique). *Biotechnologie Agronomie Société Environnement*, 21(4) : 288-304.
- Yaya D., Tchakam M.G. & Jouaillec M.T. (2021). Comment projeter la métropole côtière en devenir, tout en pensant son équilibre entre développement économique et social avec une gestion responsable des biens naturels. Atelier international de maîtrise d'œuvre urbaine de San Pedro, document contexte, 26 février au 12 mars 2021 (San-Pédro, Côte d'Ivoire), 101 p.
- Yi Y., Yang Z. & Zhand S. (2011). Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. *Environment Pollution*, 159(10) : 2575-2585.
- Yidana S.M. & Yidana A. (2010). Assessing water quality using water quality index and multivariate analysis. *Environmental Earth Sciences*, 59(7) : 1461-1473.
- Yidana S.M., Ophori D. & Yakubo B. (2006). A multivariate statistical analysis of surface water chemistry data-The Ankobra Basin, Ghana. *Journal of Environmental Management*, 86(1) : 80-87.
- Zhu H.N., Yuan X.Z., Zeng G.M., Jiang M., Liang J., Zhang C., Yin J., Huang H.J., Liu Z.F. & Jiang H.W. (2011). Ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Xiawan Port based on modified potential ecological risk index. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China*, 2012(22) : 1470-1477.
- Zogo D., Bawa L.M., Soclo H.H. & Atchekpe D. (2010). Elimination de la couleur et de la turbidité d'une eau de surface par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium : cas de la retenue d'eau de l'Okpara en République du Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 4(5) : 1667-1675.

ANNEXES

Annexe 1. Quelques méthodes d'analyse au spectrophotomètre HACH

Paramètres	Programme	Blanc				Echantillon			
		Volum	Type	Réactif	Temps d'attente	Volum	Type	Réactif	Temps d'attente
Sulfates (SO ₄ ²⁻)	680	10 mL	Eau à analyser			10 mL	Eau à analyser	SulfaVer 4	5 min
Nitrates NO ₃ ⁻	353	10 mL	Eau à analyser			10 mL	Eau à analyser	NitraVer 5 (1 min d'agitation)	5 min
Nitrites (NO ₂ ⁻)	371	10 mL	Eau à analyser			10 mL	Eau à analyser	NitriVer 3	20 min
Amonuim (NH ₄ ⁺)	380	25 mL	Eau distillée	3 gouttes de mineral stabilizer		25 mL	Eau à analyser	3 gouttes de mineral stabilizer	
				3 gouttes de polyninyl alcohol				3 gouttes de polyninyl alcohol	
				1 mL de Nessler	1 min			1 mL de Nessler	1 min
Ortho-phosphates (PO ₄ ³⁻)	490	10 mL	Eau à analyser			10 mL	Eau à analyser	PhosVer 3	2 min

Annexe 2. Fiche d'enquête sur les pratiques culturelles utilisatrices de produits phytosanitaires

Fiche d'enquête relative aux pratiques culturelles

INTRODUCTION ENQUETE

Bonjour Monsieur /Madame, nous sommes aujourd'hui chez vous dans le cadre d'un projet pour le renforcement de l'alimentation en eau potable de la ville de San-Pédro à partir du lac de Fayé (San-Pédro). Ce programme vise à évaluer la qualité de l'eau de la rivière San-Pedro. C'est dans ce contexte que nous venons vers vous pour nous entretenir sur les questions relatives à l'utilisation du lac.

(Mars et avril 2021)

LOCALISATION ET INFORMATION

Région : basassandra Ville / Village / Quartier :

Coordonnées géographiques : X..... Y.....

Enquêté(e) ☐ M ☐ F Fonction.....

Niveau d'instruction : ☐ Analphabète ☐ Primaire ☐ Secondaire ☐ Supérieur

Age : Nationalité

Culture : Période de semis :

Culture irriguée ? Oui : ☐ Non : ☐

Type d'irrigation : Automatique ☐ Manuelle ☐ Période d'irrigation :

Quantité d'eau irriguée :mm Source d'approvisionnement :

Fertilisation ? Oui : ☐ Non : ☐ Pesticide ? Oui : ☐ Non : ☐

Nom du fertilisant Nom du pesticide

Période d'application : Période d'application :

Quantité appliquée :kg/ha Quantité appliquée :kg/ha

Pratique de récolte Période de récolte :/...../.....

Type de défrichage : Brulis ☐ Labour ☐ Pulvérisation ☐

Comment obtenez-vous ces produits que vous utilisez ?

☐ au marché ☐ au magasin phyto ☐ avec un marchand ☐ auprès d'une coopérative

Avez-vous bénéficié d'une formation relative à l'utilisation des pesticides ? Oui ☐ Non ☐

Annexe 3. Demande en chlore (Break-point)

Caractéristiques de l'eau brute

pH		Manganèse		Aluminium	
Turbidité		Fer total		Ammonium	
Couleur apparente		Hydrogène		Chlore libre	

Préparation de solution de g d'hypochlorite de calcium dans un bac de L soit une concentration de g/L

En cas de dissolution, il faudra calculer le Vi à prélever pour obtenir une concentration de 10g/L selon la formule

$$V_i = \left[\frac{V_f (mL) * C_f (g/L)}{C_i (g/L)} \right] \quad (\text{en mL})$$

Pour l'essai, il est préférable de prendre pour référence le taux d'hypochlorite de calcium appliqué sur la station : g/m³

Démarrage de l'essai

Utiliser des pots identiques d'eau minérale préalablement rincés à l'eau brute. Vous pouvez utiliser 8 à 10

Additionner des différents volumes et noter l'heure de démarrage :H.....mn

N° Béchiers (floculateur)	1	2	3	4	5	6	7	8
Volume Eau Brute a prélever (Vf) (1000 mL)								
Taux d'hypochlorite de calcium en g/m ³ (faire varier de façon croissante de 1 ou 2 g/m ³)								
Vol. SA a ajouter $\left[\frac{(Taux)}{C_i} \right]$ (en mL)								

Démarrer l'agitation et noter l'heur de démarrageH.....mn

Agiter pendant 5 seconde et laisser reposer le mélange pendant au moins 1 heure de temps ; noter l'heure de fin :H.....mn

Caractéristiques de l'eau des pots						
Chlore résiduel (mg/L)						
Ammonium (mg/L)						
Fer résiduel (mg/L)						
Manganèse (mg/L)						

Observation :

Annexe 4. Essai de coagulation-Floculation (jar-test)

pH

Couleur apparente

Turbidité

Aluminium

Préparation de solution de g de sulfate d'alumine dans un bac de L soit une concentration de g/L

En cas de dissolution, il faudra calculer le V_i à prélever pour obtenir une concentration de 10g/L selon la formule $V_i = \left[\frac{V_f(mL) * C_f \left(\frac{g}{L} \right)}{C_i \left(\frac{g}{L} \right)} \right]$ (en mL)Pour l'essai, il est préférable de prendre pour référence le taux de sulfate d'alumine appliqué sur la station : g/m³**Démarrage de l'essai**

Réglage du flocculateur : mémoire 1 (régler à 250 tours/mn pendant 3mn) ; mémoire 2 (régler à 15 à 25 tours/mn pendant 12 mn) puis mettre en mode séquence

Additionner des différents volumes et noter l'heure de démarrage :H.....mn

N° Béchers (flocculateur)

1

2

3

4

5

6

Volume Eau Brute a prélever (V_f) (1000 mL)Taux de SA en g/m³ (faire varier de façon croissante de 5 g/m³)Vol. SA a ajouter $\left[\frac{(Taux)}{C_i} \right]$ (en mL)

Démarrer l'agitation et noter l'heur de démarrageH.....mn

Noter la taille des floccs

Noter le temps de décantation en fonction de la taille des floccs (mn)

Laisser décanter au moins 1h ; heure de fin :H.....mn

Caractéristiques de l'eau filtrée

Ph

Couleur (**Pt/Co**)

Turbidité

Aluminium résiduel (mg/L)

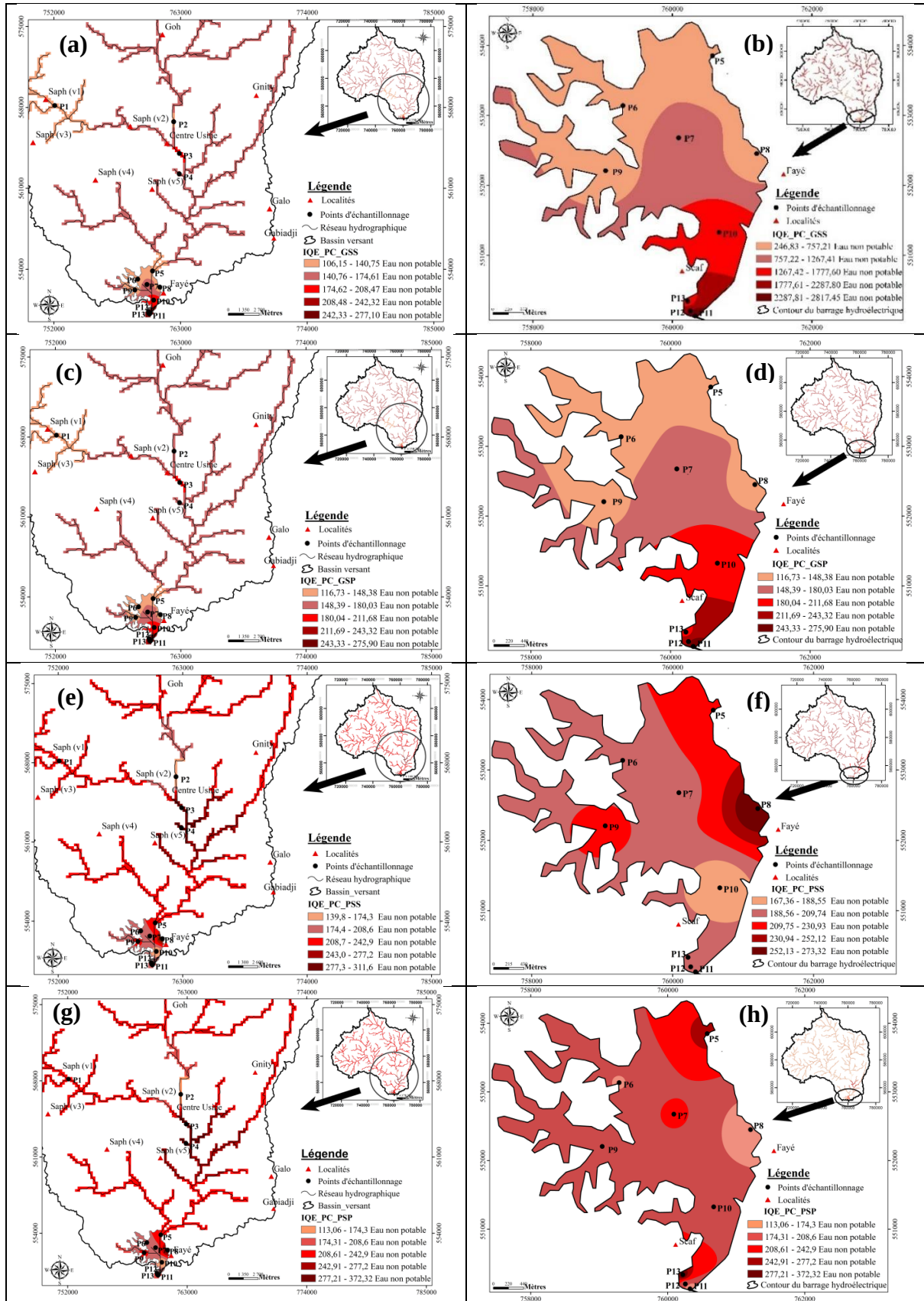
NOTE	FLOC	DECANTATION	NOTE	FLOC	DECANTATION
0	Absolument nu	Absolument nu	0	Moyen	De 8 à 15 mn
1	Pratiquement nul	Pratiquement nul	1	Gros	De 4 à 8 mn
2	Opalescent	Plus de 2 heures	2	Très gros	De 2 à 4 mn
3	Très, très fin	De 1 à 2heure	3	Très très gros	De 1 à 2 mn
4	Très fin	De 30 à 60 mn	4	Exceptionnel	Moins de 1 mn
5	Fin	De 15 à 30 mn	5		

Observation :

Annexe 5. Variabilité temporelle des paramètres physico-chimiques et chimiques : test de Friedman

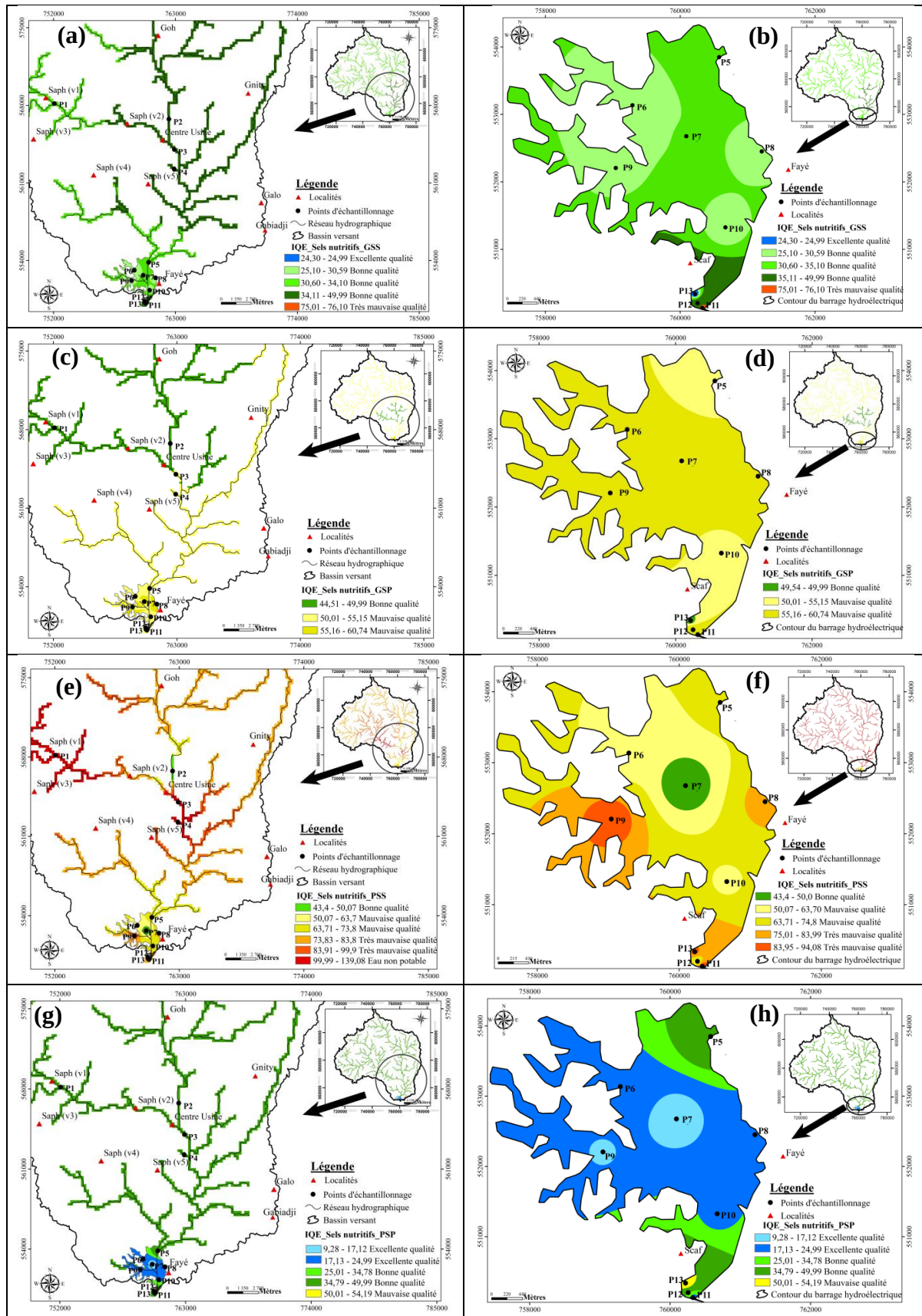
Paramètres statistiques (Unités)	GSS	GSP	PSS	PSP	Tests non appariés : test de Friedman (>2 saisons)			Valeurs guides (JORF, 2023)	Normes CI
	Moy±σ	Moy±σ	Moy±σ	Moy±σ	P-value	Significativité P-value < 0,05	Nombre de stations (N)		
T°C (°C)	29,18±1,07	28,2±1,4	29,18±1,07	28,7±1,1	0,097	NS	13	25	25
pH (-)	7,94±0,40	7,20±0,22	7,24±0,35	6,8±0,3	0,000	S	13	6,5-9	
CE (µs/cm)	51,63±3,36	43,3±2,3	35,4±4,4	33,7±1,8	0,000	S	13	1100	
OD (mg/L)	8,06±1,32	7,31±0,68	6,34±1,12	6,24±0,86	0,001	S	13	8	
Turb (NTU)	12,44±5,63	14,44±5,63	19,95±5,54	16,34±6,90	0,012	S	13	5	
NO ₂ ⁻ (mg/L)	0,02±0,01	0,01±	0,02±0,006	0,05±0,02	0,000	S	13	3	
NO ₃ ⁻ (mg/L)	3,62±0,87	3,75±0,003	3,61±1,71	1,8±1,1	0,000	S	13	50	50-100
NH ₄ ⁺ (mg/L)	0,13±0,05	0,14±0,27	0,13±0,14	0,06±0,02	0,009	S	13	4	4
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0,91±1,28	2,72±0,03	0,12±0,04	0,62±0,30	0,000	S	13	5	
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	5,12±3,33	4,19±0,57	14,31±2,55	18,42±6,87	0,000	S	13	250	250
DBO ₅ (mg/L)	3,99±1,24	5,63±1,93	3,30±1,48	2,13±0,92	0,000	S	13	7	
DCO (mg/L)	9,95±3,08	14,05±0,38	8,24±3,69	5,31±2,28	0,000	S	13	30	
COT (mg/L)	4,69±1,45	6,62±0,96	14,31±4,81	5,02±2,15	0,000	S	13	4	10
Ca ²⁺ (mg/L)	91,86±63,19	66,44±0,45	226,73±40,36	292,1±108,9	0,000	S	13	100	
Mg ²⁺ (mg/L)	43,20±30,47	29,63±30,67	0,10±0,01	130,3±48,6	0,000	S	13	50	
K ⁺ (mg/L)	81,50±52,99	66,65±13,68	226,61±41,34	293,0±109,2	0,000	S	13	12	
Na ⁺ (mg/L)	18,51±12,73	13,39±30,8	45,78±8,24	58,9± 21,9	0,000	S	13	200	200
Cu (mg/L)	0,01±0,002	0,004±6,18	0,02±0,002	0,016±0,007	0,000	S	13	0,05	
Fe (mg/L)	0,09±0,06	0,72±	0,24±0,04	0,31±0,13	0,000	S	13	1	
Mn (mg/L)	0,02±0,01	0,02±0,002	1,01±0,18	0,07±0,03	0,000	S	13	0,1	
Zn (mg/L)	0,02±0,02	0,03±0,33	0,09±0,02	0,12±0,04	0,000	S	13	5	
As (mg/L)	0,24±0,16	0,20±0,009	0,67±0,12	0,09±0,03	0,000	S	13	0,05	0,1
Cd (mg/L)	0,005±0,003	0,003±0,002	0,01±0,002	0,013±0,007	0,000	S	13	0,001	0,005
Cr (mg/L)	0,01±0,001	0,002±0,001	0,01±0,001	0,009±0,004	0,000	S	13	0,05	0,05
Hg (mg/L)	0,02±0,01	0,015±0,007	0,05±0,01	0,06±0,02	0,000	S	13	≤ 0,001	0,001
Ni (mg/L)	0,34±0,22	0,28±0,13	0,95±0,17	0,12±0,05	0,000	S	13	0,05	
Pb (mg/L)	0,07±0,04	0,054±0,025	0,18±0,03	0,24±0,09	0,000	S	13	0,05	0,05

Annexe 6. Variation spatio-temporelle de l'indice de qualité des eaux par les paramètres physico-chimiques



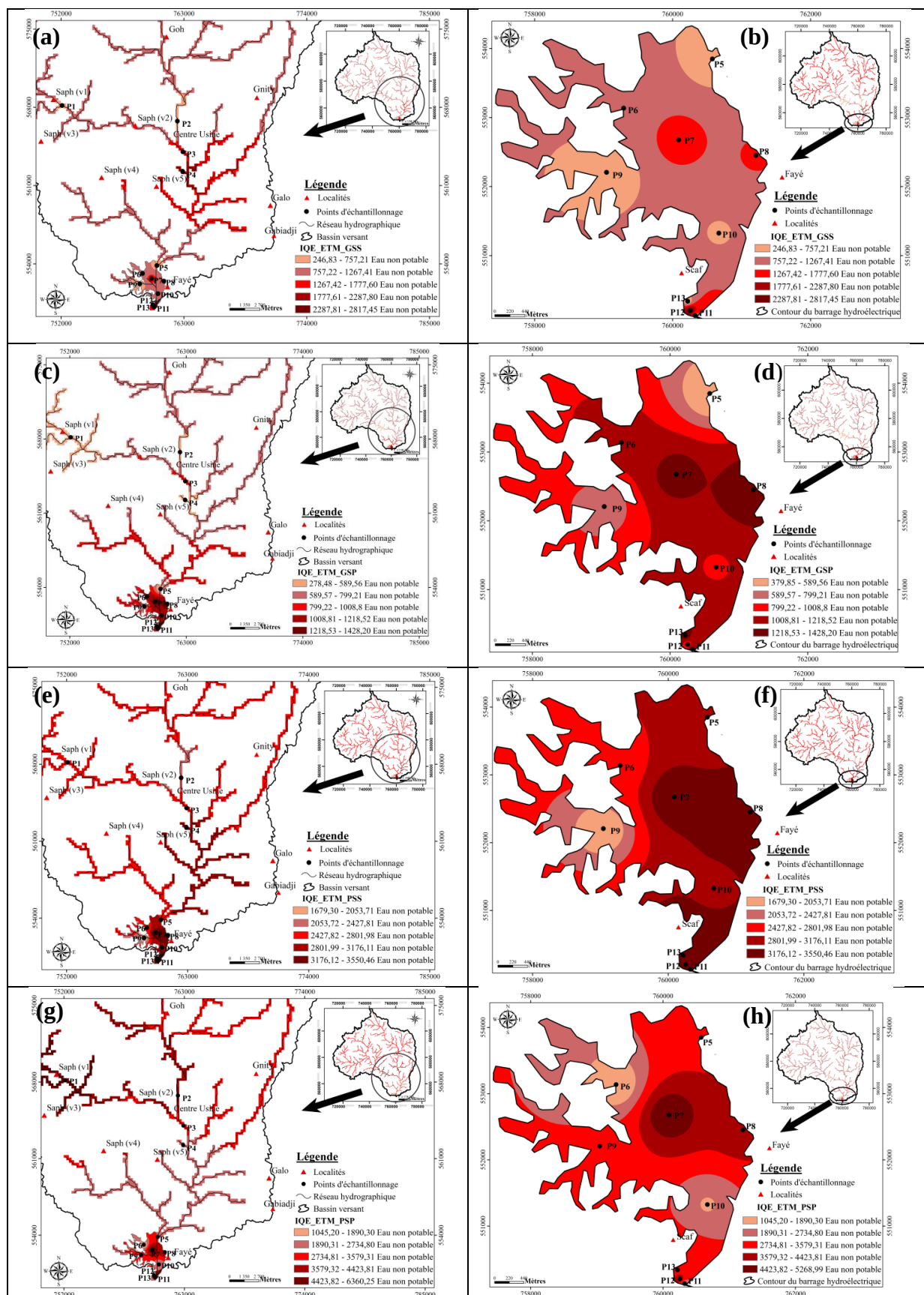
a, c, e, g : Qualité des eaux du fleuve San-pédro ; b, d, f, h : Qualité des eaux du barrage

Annexe 7. Variation spatio-temporelle de qualité des eaux par les paramètres indicateurs de pollutions organiques



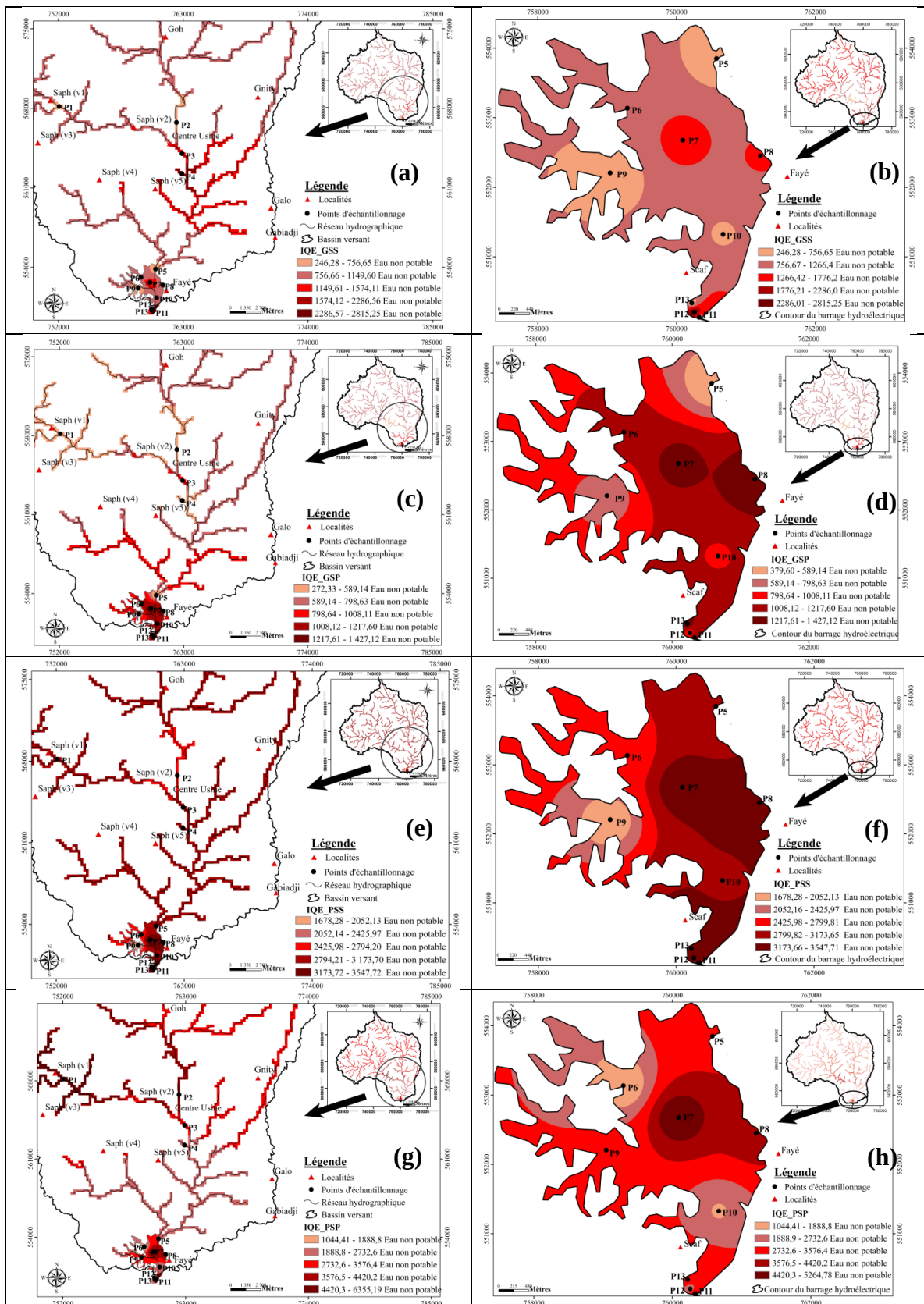
a, c, e, g : Qualité des eaux du fleuve San-pédro ; b, d, f, h : Qualité des eaux du barrage

Annexe 8. Variation spatio-temporelle de qualité des eaux par les éléments traces métalliques



a, c, e, g : Qualité des eaux du fleuve San-pédro ; b, d, f, h : Qualité des eaux du barrage

Annexe 9. Variation spatio-temporelle de la qualité globale des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

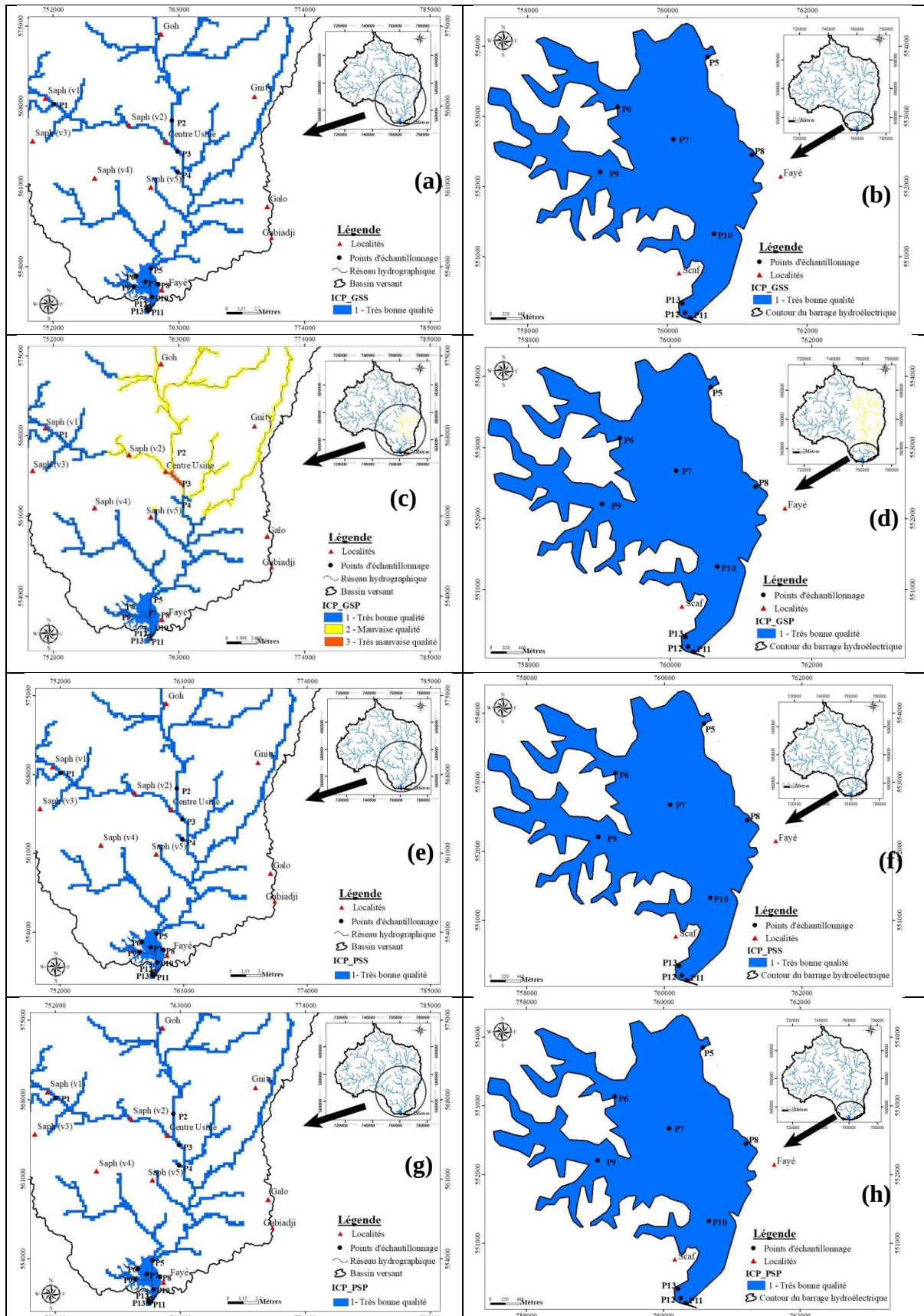


a, c, e, g : Qualité des eaux du fleuve San-pédro ; b, d, f, h : Qualité des eaux du barrage

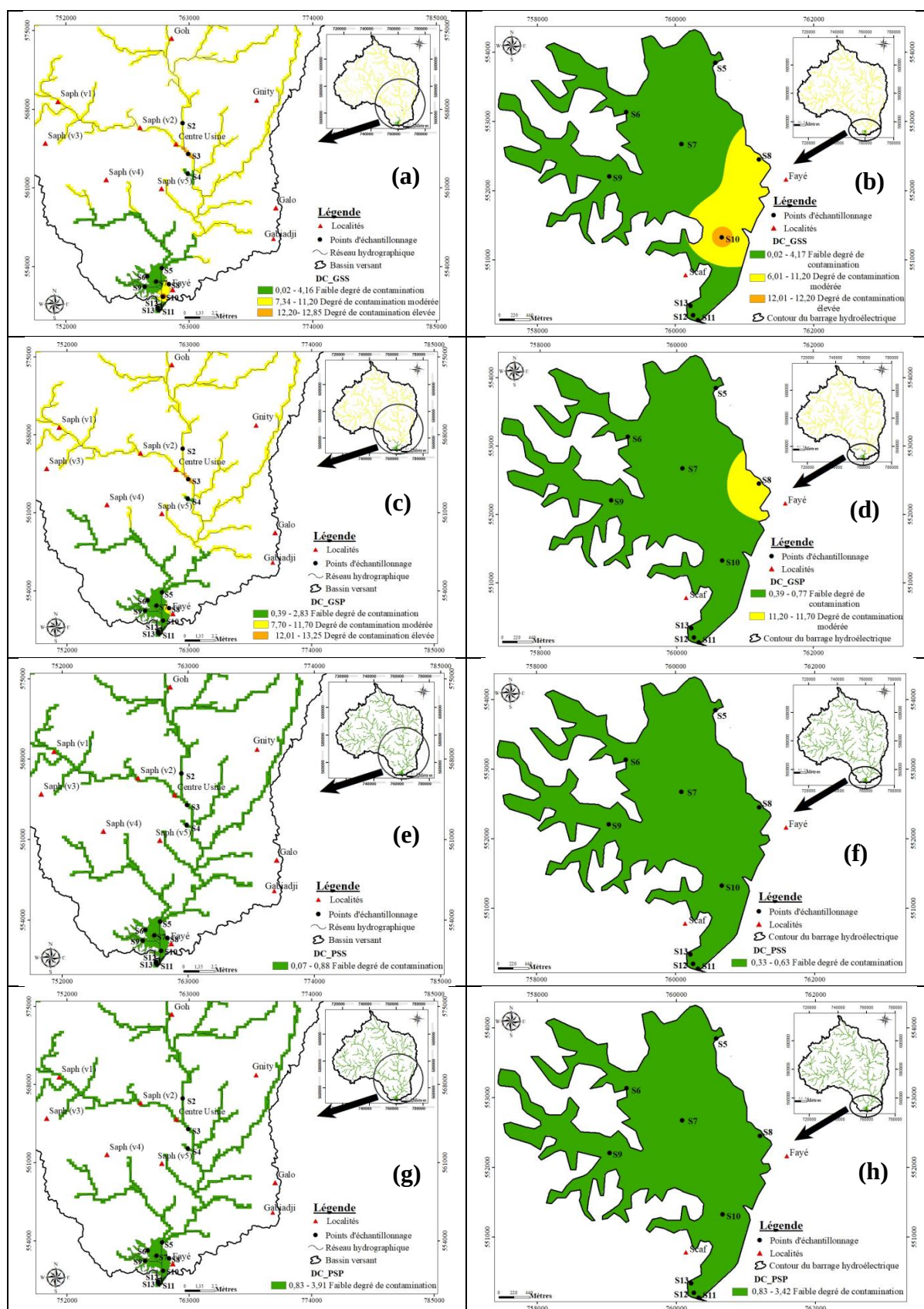
Annexe 10. Valeur guide (µg/L) des molécules déterminées dans des échantillons d'eau au barrage de Fayé selon le JORF en 2023

Molécules	Valeurs guides (µg/L)	Types
Désisopropylatrazine	0,1	Herbicide
Déséthylatrazine	-	Herbicide
Simazine	2	Herbicide
Cyanazine	0,6	Herbicide
Atrazine	2	Herbicide
Propazine	16	Herbicide
Terbuthylazine	7	Herbicide
Prometryn	-	Herbicide
Terbutryn	3	Herbicide
Métamitron	-	Herbicide
Hexazinone	-	Herbicide
Metribuzin	-	Herbicide
Fénuron	-	Herbicide
Métoxuron	-	Herbicide
Monuron	-	Herbicide
Méthabenzthiazuron	84	Herbicide
Chlortoluron	30	Herbicide
Monolinuron	-	Herbicide
Isoproturon	9	Herbicide
Diuron	2	Herbicide
Métobromuron	-	Herbicide
Buturon	-	Herbicide
Linuron	5	Herbicide
Métazachlor	-	Herbicide
Métolachlor	10	Herbicide
Aldicarbe	0,35	Insecticide
Chlorpropham	-	Herbicide
Parathion-méthyl	1,5	Insecticide
Chlorfenvinphos	0,03	Insecticide
Parathion-éthyl	0,0003	Insecticide
Vinclozolin	40	Fongicide

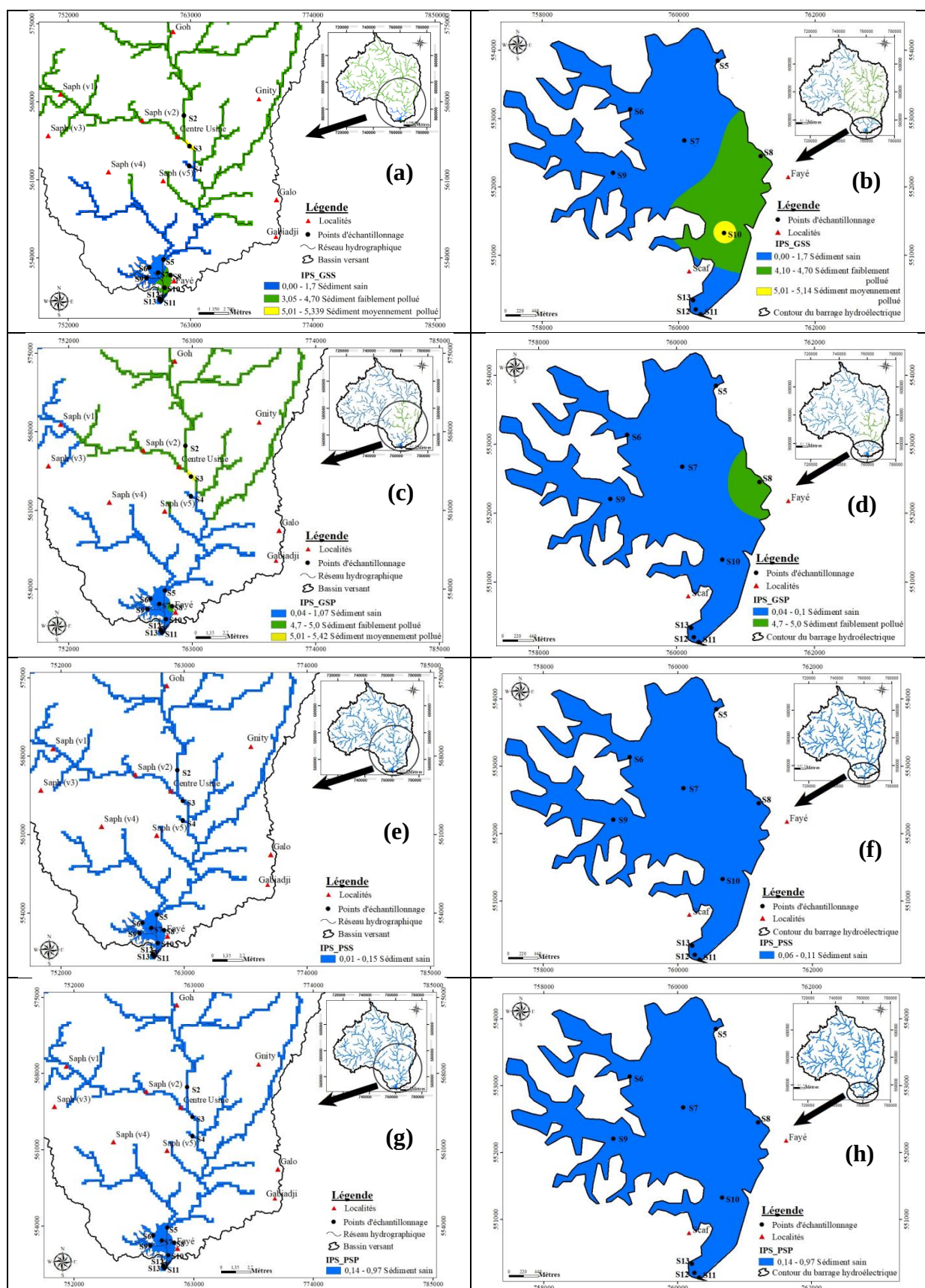
Annexe 11. Variation spatio-temporelle de la qualité des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé par les résidus de pesticides



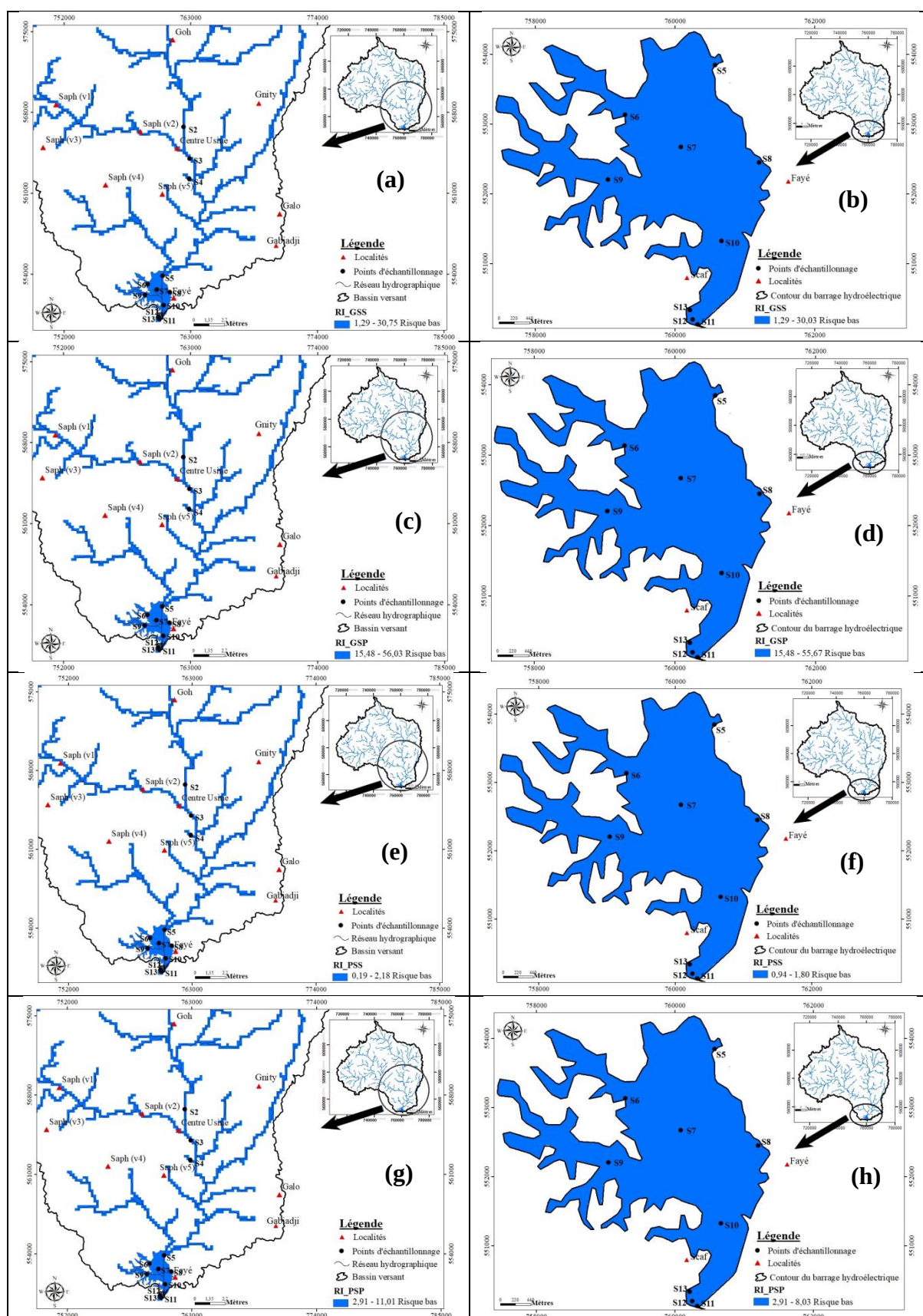
Annexe 12. Variation spatio-temporelle du degré de contamination dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé



Annexe 13. Variation spatio-temporelle de la qualité des sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé par les ETM



Annexe 14. Variation spatio-temporelle du risque écologique potentiel environnemental



a, c, e, g : Risque écologique environnemental du fleuve San-pédro ; b, d, f, h : Risque écologique environnemental du barrage

Annexe 15. Pâturage à Yoboueagui



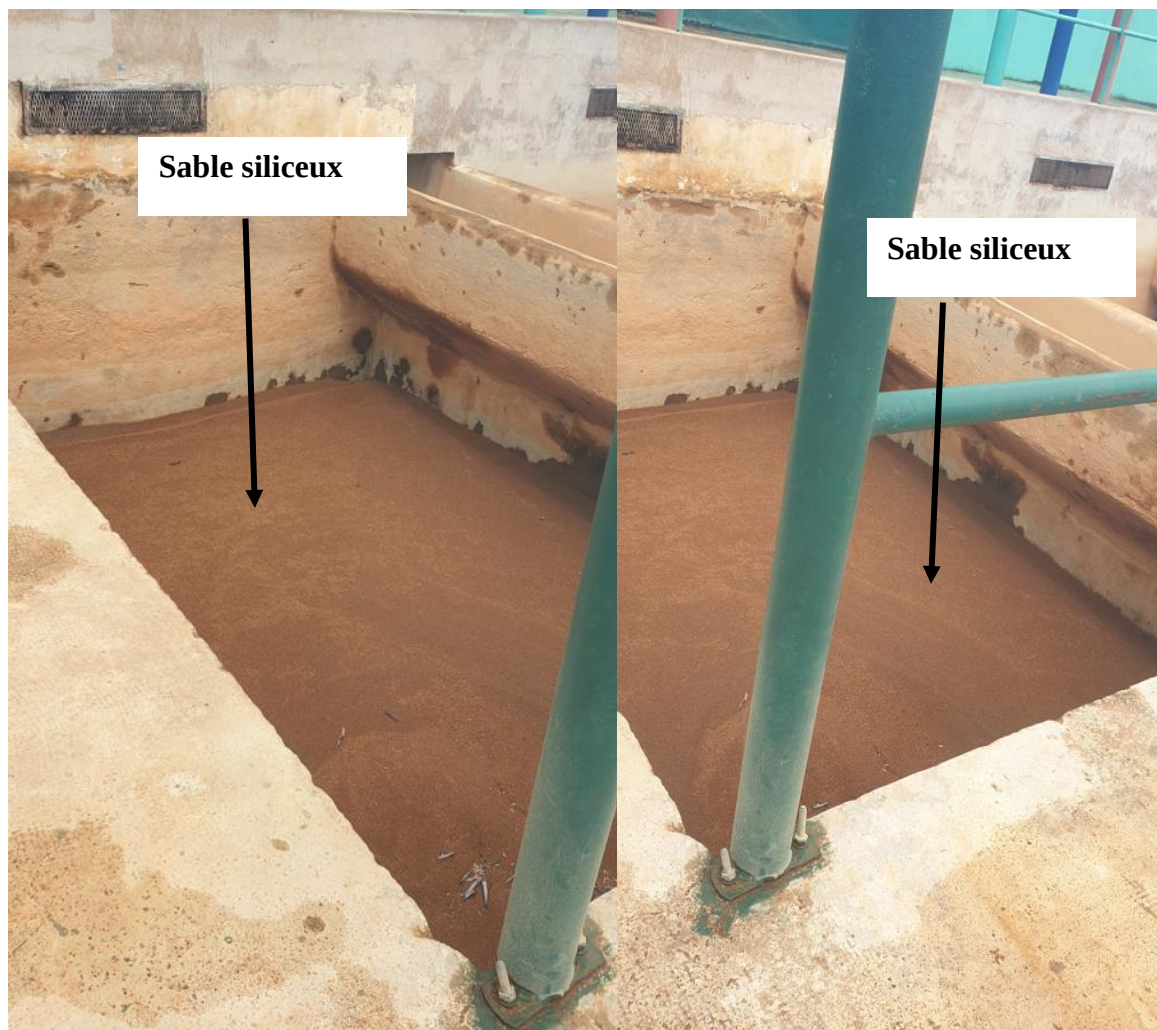
Annexe 16. Pépinières à Touih



Annexe 17. Ile d'hévéaculture à Fayé



Annexe 18. Système de filtration d'eau de la station de production d'eau de San-Pédro



PUBLICATION

 ISSN NO. 2320-5407	Journal Homepage: - www.journalijar.com INTERNATIONAL JOURNAL OF ADVANCED RESEARCH (IJAR) Article DOI: 10.21474/IJAR01/17562 DOI URL: http://dx.doi.org/10.21474/IJAR01/17562	
---	--	---

RESEARCH ARTICLE

ASSESSMENT OF THE QUALITY OF DOMESTIC WATER RESOURCES: CASE OF THE SAN-PÉDRO RIVER AT THE FAYÉ HYDROELECTRIC DAM (SOUTHWEST CÔTE D'IVOIRE)

M'min Marie Florence Kadjo, Kouakou Séraphin Konan, Sampah Georges Eblin, Zilé Alex Kouadio, Franck Hervé Akaffou and Lazare Kouakou Kouassi

Laboratory of Environmental Sciences and Technologies, Jean Lorougnon Guédé University, Research Scholar, Department of Environment.

Manuscript Info

Manuscript History

Received: 20 July 2023

Final Accepted: 24 August 2023

Published: September 2023

Key words:-

Water Quality, Water Quality Index (WQI), Drinking Water Supply Fayé Dam, San-Pédro River

Abstract

Surface waters are the most vulnerable to pollution and variations in the hydrological cycle. These waters are polluted by anthropogenic pollutants such as pesticides from agricultural activities and heavy metals from agro-industrial activities. The waters of the San-Pédro River reservoir at the Fayé dam are expected to be used for the drinking water supply of the population of the city of San-Pédro. The objective of this study is to assess the chemical quality of the water in the San-Pedro River at the Fayé dam based on the calculation method of the Water Quality Index (WQI). Thirteen (13) stations were sampled during the four (4) climatic seasons in 2021 and 2022. These seasons are: the large dry season (LDS), large rainy season (LRS), small dry season (SDS), and small rainy season (SRS). Chemical analyses were conducted on 27 physico-chemical and chemical parameters. The results of the Water Quality Index calculation indicate water unsuitable for drinking in all seasons. The quality of these waters is influenced by trace metal elements (TMEs) with average WQI_{mean}, TME values of 1079.6; 864.5; 3007.6; and 3645.2 in LDS, LRS, SDS, and SRS, respectively. On the other hand, organic parameters have a less significant influence on the quality of this water, as evidenced by WQI values of 35.7 in LDS; 53.9 in LRS; 80.1 in SDS; and 33.5 in SRS. Therefore, this water requires appropriate treatment before any use.

Copy Right, IJAR, 2023,. All rights reserved.

Introduction:-

En Côte d'Ivoire, particulièrement dans la région de San-Pédro, les études hydrogéologiques réalisées ont rapporté les taux d'échecs élevés des implantations de forages (24,88 % pour le projet PUIR 4) et l'abandon d'ouvrages hydrauliques en raison de la mauvaise qualité de l'eau obtenue et du caractère défectueux des pompes (Dé Lasm, 2013). Par ailleurs, vu la réduction du taux de recharge de la nappe (Dé Lasm, 2013) et l'augmentation de la population qui est passée de 442 204 à 639 000 habitants entre 1998 et 2015, et ensuite à 790 242 habitants en 2021 (RGHP, 2015 & 2021), l'accès à l'eau potable se pose avec acuité dans cette région. De ce fait, les populations rurales ont recours de plus en plus aux eaux de pluie, de puits, aux sources et surtout aux eaux de surface pour satisfaire leurs besoins en eau domestique, malgré leur qualité douteuse (Dé Lasm, 2013). Les ressources en eau de surface sont des écosystèmes qui transportent une charge importante de substance sous des formes dissoutes et particulières liées à leurs origines à la fois naturelles et anthropiques (Sala et al., 2000 ; Dudgeon et al., 2006 ;

Corresponding Author:- M'min Marie Florence Kadjo

Address:- Laboratory of Environmental Sciences and Technologies, Jean Lorougnon Guédé University, Research Scholar, Department of Environment.

Assaad, 2014). En effet, durant leur parcours dans l'ensemble des bassins versants, la composition chimique de ces eaux est influencée par la nature des terrains traversés (Probst et Probst, 2015) et les activités anthropiques (Eblin et al., 2014). Cependant, la qualité et la quantité de ces eaux sont mal connues (Fadika, 2012). Or, l'un des défis actuels pour la Côte d'Ivoire, qui se veut un pays émergent, est d'assurer de façon durable l'approvisionnement en eau potable de sa population et surtout celles des zones rurales et périurbaines. A San-Pédro, l'eau destinée à l'alimentation en eau potable (AEP) est directement prélevée dans le lit du fleuve San-Pédro. Cependant, cette ressource enregistre un niveau très bas en période d'étiage, créant des pénuries d'eau dans les ménages. Au vu de ce qui précède, l'Office Nationale de l'Eau Potable (ONEP) et la Société de Distribution d'Eau de Côte d'Ivoire (SODECI) envisagent utiliser l'eau de la retenue du barrage hydroélectrique de Fayé pour alimenter en eau potable les populations de la ville San-Pédro. Pourtant sur le bassin versant amont cette retenue, sont menées d'importantes activités agricoles et agro-industrielles (Fadika, 2012) susceptibles d'influencer négativement la qualité de l'eau brute à traiter. Il est donc nécessaire de connaître la qualité chimique des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé.

Matériel et Méthodes:-

Présentation de la zone d'étude:

La zone d'étude est le versant du fleuve San-Pédro à Fayé (exutoire). Fayé est un barrage hydroélectrique situé à 35 Km au nord de la ville de San-Pédro. Ce bassin est situé entre les longitudes 6°30' et 7°05' Ouest et les latitudes 4°90' et 5°40' Nord (Figure 1A), avec une superficie estimée à 2 400 km². Au niveau climatique, ce bassin appartient au climat équatorial de transition caractérisé par quatre saisons dont deux saisons sèches (décembre à mars et août à septembre) et deux saisons pluvieuses (avril à juillet et octobre à novembre) (Figure 1B). La géologie de cette zone est constituée de roches cristallines et cristallophylliennes constituées de granites, granodiorites, migmatites et de gneiss, avec des sols ferralitiques fortement désaturés sous une forte pluviométrie de plus de 1400 mm de pluie (Dé Lasm, 2013 ; Konin, 2021). Cette région est une zone d'intenses activités anthropiques caractérisées par un développement des activités agricoles et agro-industrielles (Fadika, 2012).

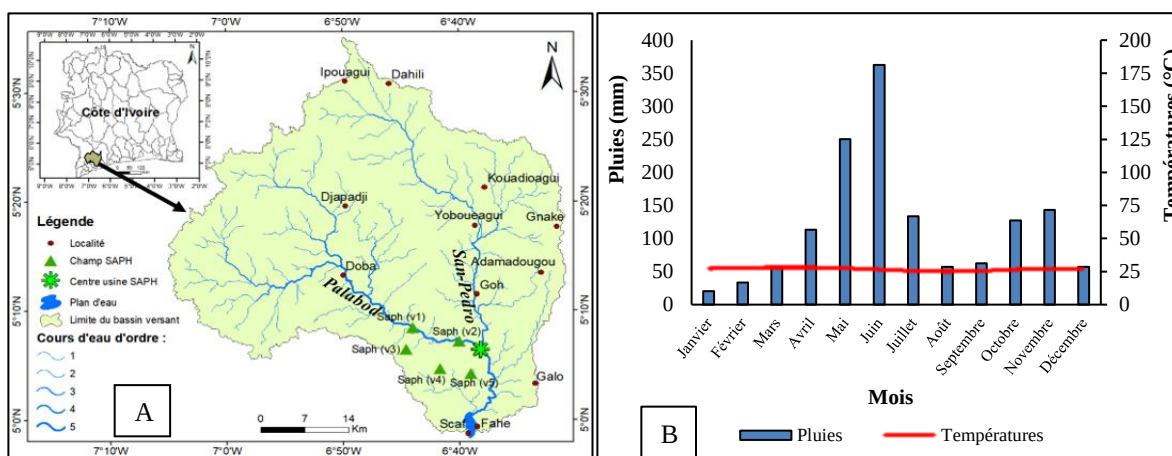


Figure 1:- A:-Localisation de la zone d'étude ; B:-Diagramme ombrothermique de la région de San-Pédro (1979 à 2019)

Données:

Les données sont essentiellement des données hydrochimiques qui sont constituées des résultats d'analyses physico-chimiques et chimiques de cinquante-deux (52) échantillons d'eau prélevés en amont et en aval de la retenue du barrage hydroélectrique de Fayé durant les quatre (4) campagnes. Ces campagnes se sont déroulées pendant les 4 saisons climatiques que sont : le mois d'août (petite saison sèche : PSS) et de novembre (petite saison pluvieuse : PSP) 2021 et, de mars (grande saison sèche : GSS) et juillet (grande saison pluvieuse : GSP) 2022.

Le potentiel d'hydrogène (pH), la température (T°C), l'oxygène dissous (O₂), la conductivité électrique (CE), la turbidité (Turb.) ont été mesurés sur le terrain. Au laboratoire, les sulfates (SO₄²⁻), les nitrates (NO₂⁻), les nitrates (NO₃⁻), les orthophosphates (PO₄³⁻), l'ammonium (NH₄⁺), la demande biochimique en oxygène en cinq jours (DBO₅), la demande chimique en oxygène (DCO), le carbone organique total (COT), le calcium (Ca²⁺), le magnésium (Mg²⁺), le sodium (Na⁺), le potassium (K⁺), le fer (Fe), le manganèse (Mn), le cuivre (Cu), le zinc (Zn),

l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le plomb (Pb), le mercure (Hg), ainsi que le nickel (Ni) ont été dosés. Le choix des sites a tenu surtout compte des zones d'activités anthropiques et la zone envisagée pour l'implantation de l'exhaure (Figure 3). Au total, treize (13) stations ont été identifiées.

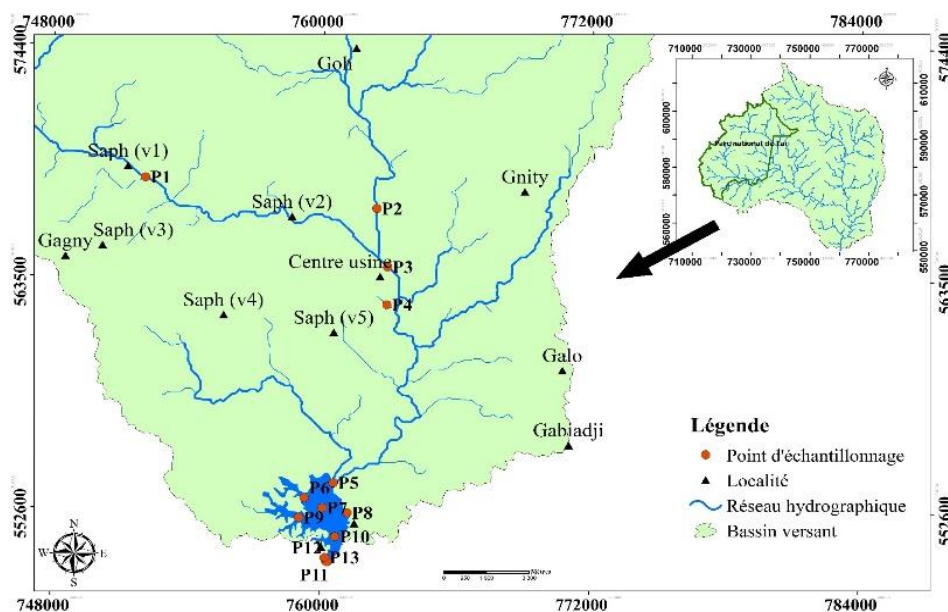


Figure 2:- Carte de la répartition des stations d'échantillonnage.

Méthodes:-

Adéquation de l'eau de surface à la consommation (méthode de l'évaluation de la qualité de l'eau de surface)

Ces données hydrochimiques sont ainsi utilisées pour évaluer la qualité des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé. Ainsi, sa qualité pour l'utilisation domestique ou la consommation humaine dépend étroitement de la présence de substances et/ou de paramètres physico-chimiques dans ces eaux. Pour déterminer ou évaluer la qualité des eaux de surface destinées à produire de l'eau potable, la comparaison des valeurs des paramètres physico-chimiques de l'eau avec les valeurs guides pour les eaux de surface destinées à la consommation humaine (voir 2.3.1.1.) est faite. De même, la méthode de l'indice de la qualité de l'eau (IQE) (voir 2.3.1.2.) a été utilisé.

Traitements statistiques des données

L'analyse statistique a concerné cinquante-deux (52) échantillons prélevés en GSS, GSP, PSS, PSP. Au total, 27 paramètres statistiques (minimum (Min), maximum (Max), moyenne (Moy), écart type (σ) et coefficient de variation (CV) ont été calculés pour chacune des variables physico-chimiques (tableaux 2 et 3). Dans cette étude, les concentrations des paramètres physico-chimiques et chimiques ont été comparées aux valeurs guides du Journal Officiel de la République Française (JORF) n°31 du 06 décembre 2007 texte n° 17 (Rodier et al., 2009) modifié par le décret n°2022-1720 du 29 décembre 2022– article 1 et mise vigueur le 1^{er} janvier 2023.

Evaluation de la qualité physico-chimique des eaux

La méthode utilisée est le calcul de l'Indice de la Qualité de l'Eau (IQE). L'IQE a été initialement conçu par Brown et al. (1970). Selon les rapports de l'OMS (2017), l'utilisation de l'IQE aide à clarifier l'effet combinatoire de chaque paramètre ainsi que tous les paramètres qualitatifs sur la qualité de l'eau de surface en vue de sa potabilisation.

Cet indice est une technique de classification de la qualité de l'eau. Il repose sur la comparaison des paramètres de qualité de l'eau avec les normes internationales ou nationales (Talhaoui et al., 2020). L'IQE résume de grandes quantités de données sur la qualité de l'eau en termes simples (Excellente, Bonne, Mauvaise, Très mauvaise, Impropre, etc, ...Tableau 1).

Tableau 1:- Classification et usage possible de l'eau de surface selon l'IQE (Aher et al., 2016).

Classe IQE	Type d'eau et couleur	Usage possible
0 - 25	Excellente qualité	Eau potable, irrigation et industrie

25 - 50	Bonne qualité	Eau potable, Irrigation et industrie
50 - 75	Mauvaise qualité	Irrigation et industrie
75 - 100	Très mauvaise qualité	Irrigation
100[	Impropre ou eau non potable	Traitement approprié requis avant utilisation

Les paramètres tels que T°C, pH, CE, O₂, turb, NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄³⁻, SO₄²⁻, DCO, BDO₅, COT, Cu, Fe, Mn, Mg²⁺, Ca²⁺, K⁺, Na⁺, Zn, Hg, Cd, Cr, Pb, As et Ni ont été utilisés pour calculer l'Indice de Qualité de l'Eau (IQE). La comparaison des paramètres dans cette étude s'est faite à partir des directives de JORF (Tableau 2). Elle consiste à multiplier chaque paramètre standardisé par son poids relatif de pondération et additionner les résultats obtenus pour produire un indice de qualité. Cet indice se traduit par la formule de l'équation 1 (Brown et al. (1970); Talhaouiet al., 2020) :

$$IQE = \frac{\sum_{i=1}^n Q_i \cdot W_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad (\text{Equation 1})$$

Dans cette approche, la valeur numérique appelée poids relatif (W_i), spécifique à chaque paramètre physico-chimique, est calculée selon la formule suivante :

$$W_i = \frac{k}{S_i} \quad (\text{Equation 2})$$

Où k est la constante de proportionnalité et peut également être calculée à l'aide de l'équation suivante :

$$k = \left(\frac{1}{\sum_{i=1}^n S_i} \right) \quad (\text{Equation 3})$$

n est le nombre de paramètres et S_i est la valeur guide maximale des eaux superficielles destinées à être utilisées pour la consommation humaine selon JORF de chaque paramètre en mg/L, en °C pour la T°C, unité de pH pour le pH, en µS/cm la CE et la en NTU pour la Turb.

Ensuite, une échelle d'évaluation de la qualité (Q_i) est calculée pour chaque paramètre en divisant la concentration par la norme dudit paramètre et en multipliant l'ensemble par 100 comme dans la formule suivante :

$$Q_i = \left(\frac{C_i}{S_i} \right) * 100 \quad (\text{Equation 4})$$

Avec Q_i : échelle d'évaluation de la qualité de chaque paramètre et C_i : concentration de chaque paramètre.

Résultats et Discussion:-

Résultats:-

Les résultats obtenus dans cette étude sont présentés sous forme de tableaux, de graphes et de cartes thématiques, puis interprétés, afin de donner une idée générale sur la qualité globale des eaux étudiées et leur évolution spatiale et saisonnière.

Caractéristiques des paramètres physico-chimiques des eaux et leur aptitude à usage domestique

Les caractéristiques statistiques descriptives des variables physico-chimiques utilisées concernent les valeurs minimales et maximales, la moyenne (Moy) et l'écart-type (σ) ainsi que le coefficient de variation (CV) (Tableau 2 et 3 ; Figure 3 ; 4 et 5).

Tableau 1:- Statistiques descriptives des paramètres physiques et de pollution organique : sels nutritifs et matières organiques des eaux du fleuve San-Pédro au Barrage de Fayé.

Saiso ns	Paramè res statistiqu es	Paramètres physiques (PC)					Sels nutritifs-Matières organiques (SN_MO)							
		T°C	pH	CE	O ₂	Turb	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	DB O ₅	DC O	CO T
		°C		µs/cm	mg/L	NTU	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
GSS	Min	27,3	7,3 1	43,7	6,39	5,7	0,01 5	2,5	0,05	0,31	1,17	2,82	7,04	3,31 4
	Max	30,6	8,6 7	59,8	10,5 7	25,2	0,04	5,6	0,19	5,31	13,4	7,37 2	18,4	8,66 3
	Moy	29,1 8	7,9 4	51,6 3	8,06	12,4 4	0,02	3,62	0,13	0,91	5,12	3,99	9,95	4,69
	σ	1,07	0,4 0	3,36	1,32	5,63	0,01	0,87	0,05	1,28	3,33	1,24	3,08	1,45
	CV (%)	3,7	5,1	6,5	16,4	45,3	25,5	24,1	36,0	140,	65,1	31,0	31,0	31,0

										04				
GSP	Min	25,7	6,6 8	38,8 0	6,21	7,70	0,01	3,40	0,12	1,70	1,32	4,84	12,0 8	5,68
	Max	30,4	7,4 7	47,0	8,67	27,2 0	0,02	4,30	0,20	3,50	6,92	6,24	15,5 6	7,33
	Moy	28,2	7,2 0	43,3	7,31	14,4 4	0,01	3,75	0,14	2,72	4,19	5,63	14,0 5	6,62
	σ	1,4	0,2 2	2,3	0,68	5,63	0,00 34	0,27	0,03	0,57	1,93	0,38	0,96	0,45
	CV (%)	4,9	3,0	5,3	9,3	39,0	26,5	7,3	18,3	20,8	46,2	6,8	6,8	6,9
PSS	Min	27,3	6,8	31,5	4,56	10,5	0,01 2	1,3	0,02	0,04	8	1,27	3,18	8
	Max	30,6	7,8 5	48,1	8,09	31	0,04 1	7	0,6	0,2	17	6,09	15,2	25
	Moy	29,1 8	7,2 4	35,4	6,34	19,9 5	0,02	3,61	0,13	0,12	14,3 1	3,30	8,24	14,3 1
	σ	1,07	0,3 5	4,4	1,12	5,54	0,00 6	1,71	0,14	0,04	2,55	1,48	3,69	4,81
	CV (%)	3,7	4,9	12,4	17,7	27,8	29,2	47,5	107, 4	33,0	17,8	44,8	44,8	33,6
PSP	Min	27,4	6,0	32,2	4,32	7,80	0,02	0,4	0,03	0,11	7,14	0,60	1,50	1,42
	Max	30,7	7,5	38,1	7,15	34,8 0	0,09	3,4	0,09	1,11	31,2 7	3,68	9,18	8,64
	Moy	28,7	6,8	33,7	6,24	16,3 4	0,05	1,8	0,06	0,62	18,4 2	2,13	5,31	5,02
	σ	1,1	0,3	1,8	0,86	6,90	0,02	1,1	0,02	0,30	6,87	0,92	2,28	2,15
	CV (%)	3,9	4,8	5,4	13,8	42,2	39,5	59,6	28,9	49,0	37,3	43,0	43,0	42,8
Valeur guide (JORF)		25	6,5- 9	1100	8	5	3	50	4	5	250	< 7	30	10

Les résultats montrent que les températures ($T^{\circ}\text{C}$) moyennes varient entre $29,18 \pm 1,07$; $28,2 \pm 1,4$; $29,18 \pm 1,07$ et $28,7 \pm 1,1^{\circ}\text{C}$ respectivement en GSS, GSP, PSS et en PSS. Ces valeurs sont toutes supérieures aux valeurs limites de JORF pour les eaux superficielles destinées à la consommation humaine qui est de 25°C . Les coefficients de variations (CV) sont respectivement de 3,7 ; 4,9 ; 3,7 et 3,9%, indiquant ainsi de faibles variations spatiales (Figure 3a). Les pH moyens en GSS, GPS, PSS, PSP variant entre $7,94 \pm 0,4$; $7,2 \pm 0,2$; $7,24 \pm 0,35$ et $6,8 \pm 0,3$ sont tous supérieurs à la valeur limite minimale des eaux brutes qui est 6,5 mais inférieurs à la limite maximale (8,5) selon JORF. Les CV obtenus aux différentes saisons traduisent une variation peu importante (Tableau 2). La minéralisation des eaux est relativement faible avec des CE moyennes qui varient entre 51,63 ; 43,3 ; 35,4 et 33,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en GSS, GSP, PSS et PSS, respectivement. Ces valeurs sont inférieures à la valeur limite qui est de 1100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour une $T^{\circ}\text{C}$ de 25°C . Concernant les moyennes d' O_2 , elles sont comprises entre $7,31 \pm 0,68$; $6,34 \pm 1,12$ et $6,24 \pm 0,86$ en GSP, PSS et PSP. Ces moyennes sont conformes à la valeur limite, sauf en GSS, où la valeur moyenne de $8,06 \pm 1,32$ est supérieure à ladite valeur qui est de 8 mg/L (Tableau 2). La plus forte concentration est observée à la station P12 (10,57 mg/L), toujours en GSS (Figure 3d). Cependant, les variations sont modérées avec des CV respectifs de 16,4 ; 17,7 et 13,8% en GSS, PSS et PSP, sauf en GSP où la variation (9,3%) est faible. En GSS, la turbidité (Turb) moyenne est de $12,44 \pm 5,63$ NTU. Ainsi, pour les turbidités moyennes des GSP, PSS et PSP, elles sont respectivement situées entre 14,44 ; 19,95 et 16,34 NTU. Ces valeurs moyennes sont toutes supérieures à la valeur limite qui est de 5 mg/L pour les eaux brutes destinées à la consommation humaine, avec de fortes variations spatiales (45,3 ; 39 ; 27,8 et 42,2% en GSS, GSP, PSS et PSP. Cependant, on note la plus forte valeur de Turb en PSP (34,8 NTU) à la station P13, en aval du barrage (Figure 3e).

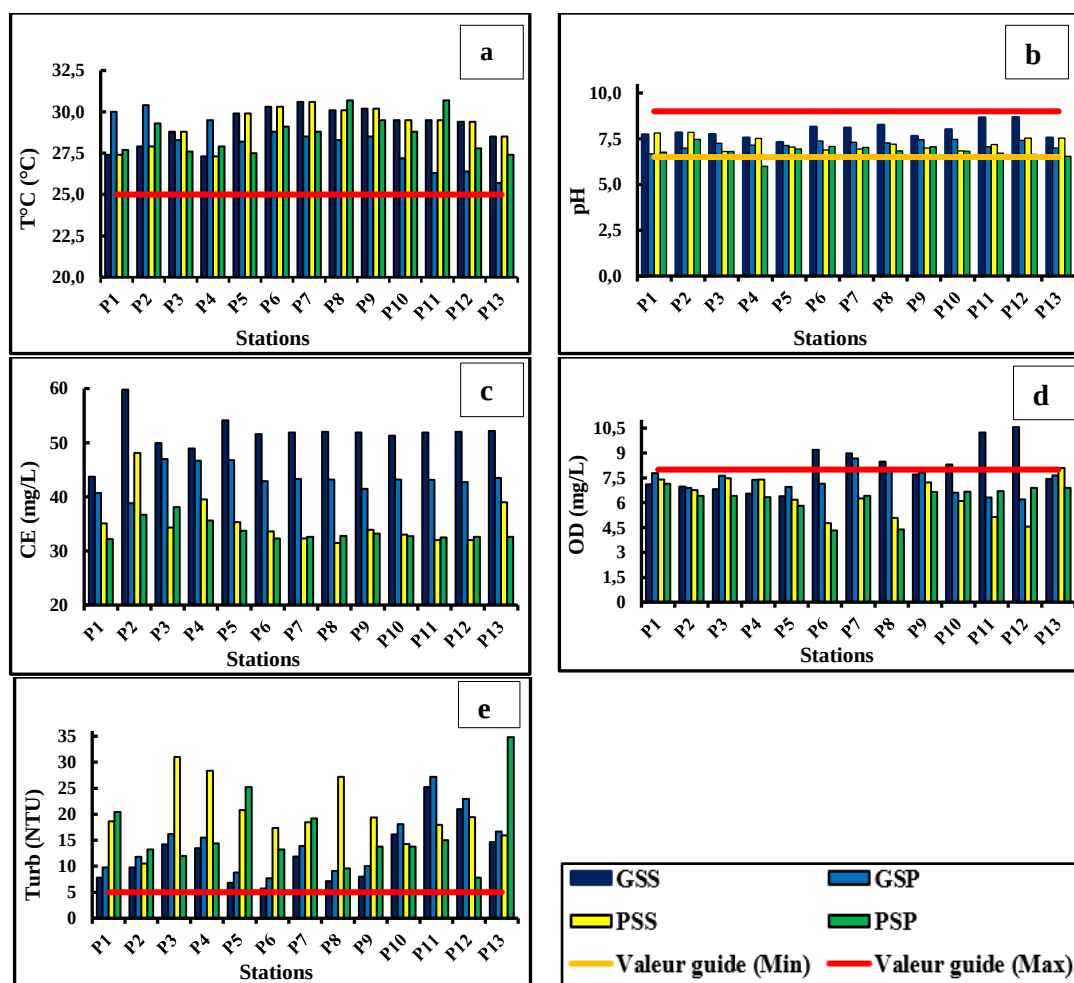


Figure 3 :- Variation spatio-temporelle des paramètres physiques des eaux du fleuve San-Pédro au Barrage de Fayé

Pour les sels nutritifs, on note des concentrations moyennes de 0,02 ; 0,01 ; 0,02 et 0,05 mgNO_2^-/L ; 3,62 ; 3,75 ; 3,61 et 1,8 mgNO_3^-/L , de 0,13 ; 0,14 ; 0,13 et 0,06 mgNH_4^+/L , de 0,91 ; 2,75 ; 0,12 et 0,62 mg/L au niveau des PO_4^{3-} et du SO_4^{2-} de 5,15 ; 4,19 ; 14,31 ; 18,24 mg/L respectivement en GSS, GSP, PSS et en PSS. Ces concentrations moyennes sont inférieures aux valeurs limites des eaux brutes destinées à être utilisées pour la production d'eau de consommation qui sont de 3 mgNO_2^-/L ; 50 mgNO_3^-/L ; 4 mgNH_4^+/L ; 5 $\text{mgPO}_4^{3-}/\text{L}$ et 250 $\text{mgSO}_4^{2-}/\text{L}$ (Tableau 2).

Quant aux matières organiques que sont la DBO_5 , la DCO et le COT, elles présentent des concentrations moyennes oscillant entre 3,95 ; 5,63 ; 3,30 et 2,13 mgDBO_5/L ; entre 9,95 ; 14,05 ; 8,24 et 5,31 mgDCO/L ; entre 4,69 ; 6,62 ; 14,31 et 5,02 mgCOT/L respectivement en GSS, GSP, PSS, PSP. On note de faibles pourcentages de variation pendant la GSP (6,8 ; 6,8 et 6,9%) pour les DBO_5 , DCO, COT et de fortes variations pendant les GSS, PSS et PSP. Cependant, les concentrations moyennes des DBO_5 et DCO sont inférieures aux valeurs limites des eaux brutes superficielles destinées à être utilisées pour la production d'eau potable qui sont 7 mgDBO_5/L et 30 mgDCO/L (Tableau 2). Quant au COT, il présente des concentrations supérieures à la valeur limite qui est de 10 mgCOT/L , et cela en PSS dans presque toutes les stations de prélèvement, sauf celle de P2 sur un affluent du fleuve San-Pédro communément appelé rivière Gôh. Les fortes concentrations sont observées aux stations P11 (8,66 mg/L) au point de la turbine de la Compagnie Ivoirienne d'Electricité, P8 sur la retenue du barrage du côté Est, P1 (25 mg/L) en amont du barrage sur la rivière Palabod et P13 (8,64 mg/L) en aval du barrage sur le fleuve San-Pédro (Figure 4h).

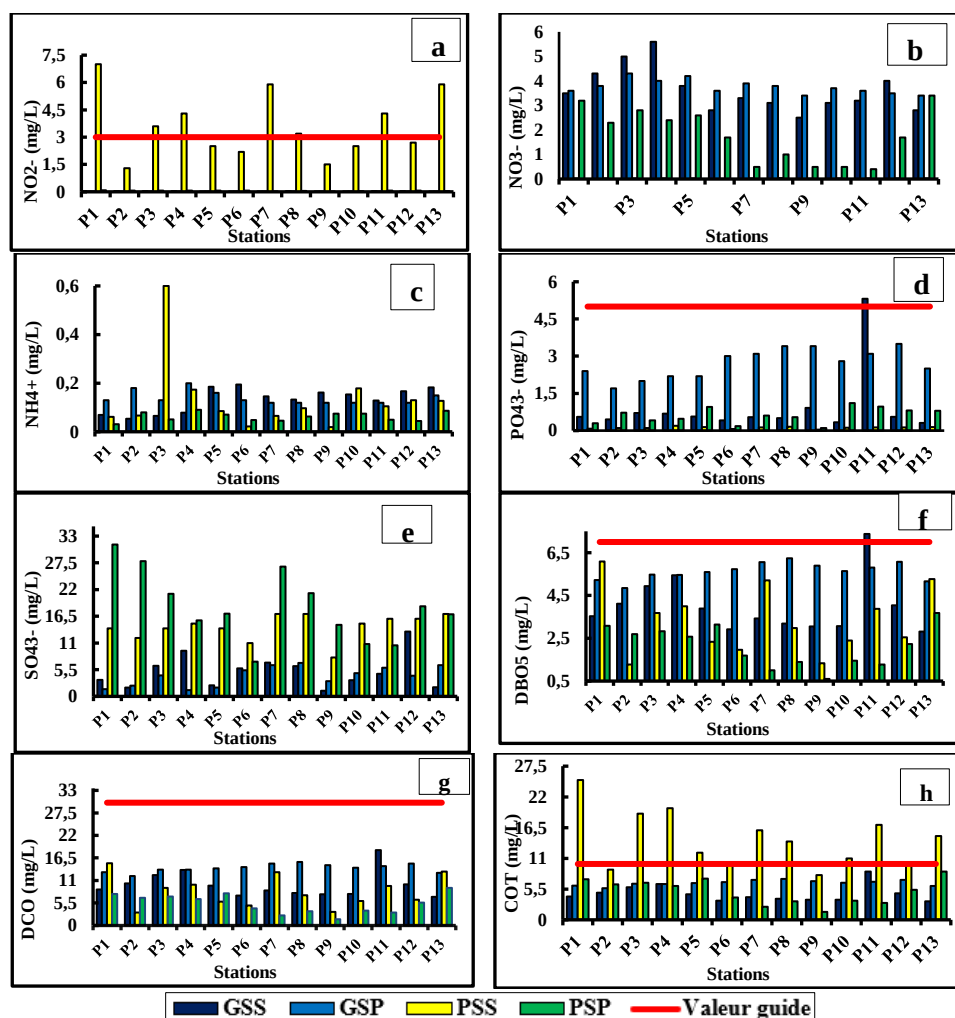


Figure 4:- Variation spatio-temporelle des sels nutritifs et des matières organiques des eaux du fleuve San-Pédro au Barrage de Fayé.

Tableau 2:- Statistiques descriptives des ETM des eaux du fleuve San-Pédro au Barrage de Fayé.

Sais ons	Paramè tres statistiq ues	Cations majeurs				ETM indésirables				ETM toxiques					
		Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	Cu	Fe	Mn	Zn	As	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb
		mg/ L	mg/ L	mg/ L	mg/ L	mg /L	mg/ L	mg/ L	mg/ L	mg /L	mg/ L	mg /L	mg /L	mg /L	mg /L
GSS	Min	18,5 5	8,27 23	18,6 07	3,73 82	0,0 01	0,02 01	0,00 7	0,00 5	0,0 55	0,00 105	0,0 03	0,0 04	0,0 8	0,0 1
	Max	212, 14	110, 67	212, 78	42,7 49	0,0 09	0,23 01	0,05 21	0,08 42	0,6 29	0,01 203	0,0 08	0,0 47	0,8 8	0,1 7
	Moy	91,8 6	43,2 0	81,5 0	18,5 1	0,0 1	0,09	0,02	0,02	0,2 4	0,00 5	0,0 1	0,0 2	0,3 4	0,0 7
	Ecart_t ype	63,1 9	30,4 7	52,9 9	12,7 3	0,0 02	0,06	0,01	0,02	0,1 6	0,00 30	0,0 01	0,0 1	0,2 2	0,0 4
	CV (%)	68,8	70,5	65,0	68,8	42, 4	65,0	73,7	130, 8	65, 0	65,0	26, 8	65	65, 0	65, 0
GSP	Min	113, 50	9,33	113, 5	4,22	0,0 01	0,23	0,00 5	0,05	0,0 6	0,00 1	0,0 01	0,0 05	0,0 9	0,0 17
	Max	109,	48,9	110,	22,1	0,0	1,19	0,03	0,04	0,3	0,00	0,0	0,0	0,4	0,0

		72	3	0	0	06				3	6	03	24	6	89
	Moy	66,4 4	29,6 3	66,6	13,3 9	0,0 04	0,72	0,02	0,03	0,2 0	0,00 3	0,0 02	0,0 15	0,2 8	0,0 54
	Ecart_t ype	30,6 7	13,6 8	30,8	6,18	0,0 02	0,33	0,00 8	0,01	0,0 9	0,00 2	0,0 01	0,0 07	0,1 3	0,0 25
	CV (%)	46,2	46,2	46,2	46,2	46, 2	46,2	46,2	46,2	46, 2	46,9	46, 2	46, 2	46, 2	46, 2
PSS	Min	126, 80	0,03 1	127, 2	25,6	0,0 11	0,13 8	0,56	0,05	0,3 76	0,00 7	0,0 04	0,0 28	0,5 29	0,1 02
	Max	269, 50	0,06 6	274, 9	54,6	0,0 19	0,29 2	1,2	0,10 7	0,7 99	0,01 5	0,0 08	0,0 59	1,1 24	0,2 2
	Moy	226, 73	0,1	226, 61	45,7 8	0,0 2	0,24	1,01	0,09	0,6 7	0,01	0,0 1	0,0 5	0,9 5	0,1 8
	Ecart_t ype	40,3 6	0,01	41,3 4	8,24	0,0 02	0,04	0,18	0,02	0,1 2	0,00 2	0,0 01	0,0 1	0,1 7	0,0 3
	CV (%)	17,8	17,6	18,2	18,0	15, 6	18,3	18,1	17,8	17, 8	17,6	20, 4	17, 7	17, 8	18, 1
PSP	Min	113, 2	50,5	113, 5	22,8	0,0 04	0,07	0,03	0,05	0,0 3	0,00 0	0,0 03	0,0 2	0,0 5	0,0 9
	Max	495, 8	221, 1	497, 3	99,9	0,0 28	0,54	0,12	0,20	0,1 5	0,02 5	0,0 16	0,1 1	0,2 1	0,4 0
	Moy	292, 1	130, 3	293, 0	58,9	0,0 16	0,31	0,07	0,12	0,0 9	0,01 3	0,0 09	0,0 6	0,1 2	0,2 4
	Ecart_t ype	108, 9	48,6	109, 2	21,9	0,0 07	0,13	0,03	0,04	0,0 3	0,00 7	0,0 04	0,0 2	0,0 5	0,0 9
	CV (%)	37,3	37,3	37,3	37,3	42, 4	42,5	37,2	37,2	37, 0	54,6	39, 7	38, 1	37, 3	37, 3
Valeur guide (JORE)		100	50	12	200	0,0 5	1	0,1	5	0,0 5	0,00 1	0,0 5	0,0 01	0,0 5	0,0 5

Les concentrations moyennes en calcium varient de 91,86 ; 66,44 ; 226,73 et 292,1 mg/L en GSS, GSP, PSS et en PSP, avec des CV respectivement de 68,8 ; 70,5 ; 65 et 68,8% (Tableau 3). Dans ces eaux, les CV indiquent une forte dispersion des concentrations en calcium. Ainsi, les concentrations moyennes sont en dessous de la norme de 100 mg/L pour les eaux destinées à la consommation humaine respectivement en GSS et en GSP. Par contre en PSS et en PSP, elles sont supérieures à la valeur limite. Les concentrations en Mg^{2+} des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé sont très peu dispersées, notamment en PSS. Elles s'étendent entre 0,031 mg/L et 0,066 mg/L (Figure 4b), avec une moyenne de $0,10 \pm 0,01$ mg/L avec un CV de 17,6%. En GSS, GSP et PSP, les concentrations moyennes sont de 43,2 ; 29,63 ; 130,3 mg Mg^{2+} /L avec une forte dispersion en Mg^{2+} . Les CV sont de ce fait de 70,5 ; 46,2 et 37,3, respectivement. Ces concentrations moyennes en Mg^{2+} sont conformes à la valeur limite (≤ 50 mg/L) pour les eaux brutes destinées à la boisson en GSS, GSP, et PSS ; sauf en PSS où la concentration moyenne reste supérieure à la ladite valeur. S'agissant des concentrations en K^+ dans les eaux, elles sont dispersées avec des CV de 65 ; 46,2 ; 37,3% en GSS, GSP et PSP, sauf en PSS où elles sont très peu dispersées (CV= 18,2%). Ces teneurs moyennes sont de 81,5 ; 66,6 ; 226,61 et 293 mg/L, supérieures à la valeur limite des eaux brutes destinées à la consommation humaine (12 mg/L). Quant aux concentrations du Na^+ , elles varient de 18,51 ; 13,39 ; 45,78 à 58,9 mg/L en GSS, GSP, PSS et PSP. Ces concentrations moyennes sont supérieures à la valeur limite qui est de 200 mg/L. Cependant, elles sont dispersées en GSP et PSP ; et moins dispersées en GSS et en PSS (Tableau 3).

Les ETM indésirables (Tableau 3) présentent des concentrations moyennes de (0,01 ; 0,09 ; 0,02 et 0,02) mgCu/L ; de (0,004 ; 0,72 ; 0,02 et 0,03) mgFe/L ; de (0,02 ; 0,24 ; 1,01 et 0,09) mgMn/L ; et de (0,016 ; 0,31 ; 0,07 et 0,12) mgZn/L respectivement en GSS, GSP, PSS et en PSS. Ces concentrations moyennes sont inférieures à la valeur limite des eaux brutes destinées à la production d'eau potable que sont de 0,05 mgCu/L, 1 mgFe/L et 5 mgZn/L en toutes saisons. A l'inverse, la concentration du Mn en PSS reste supérieure à la valeur limite (0,1 mgMn/L). Ces différentes concentrations présentent une forte variation en GSS, GSP et PSP, exceptée en PSS où les dispersions sont modérées en Cu, Fe, Mn et Zn (Tableau 3).

Les concentrations des paramètres toxiques (Tableau 3) présentent de fortes dispersions en As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb dans ces eaux en GSS, GSP et PSP, sauf en PSS où elles sont peu dispersées. Les concentrations moyennes de ces paramètres sont supérieures à la valeur limite de JORF pour les eaux brutes destinées à la consommation, sauf le Cr qui restent inférieure à la valeur limite en toute saison (Tableau 3). Les paramètres toxiques ont des concentrations moyennes respectives de (0,24 ; 0,20 ; 0,67 et 0,09) mgAs/L (>0,05 mgAs/L), (0,005 ; 0,003 ; 0,01 et 0,013) mgCd/L (>0,001 mgCd/L), (0,01 ; 0,002 ; 0,01 et 0,01) mgCr/L (<0,05 mgCr/L), (0,02 ; 0,015 ; 0,05 et 0,06) mgHg/L (>0,001 mgHg/L), (0,34 ; 0,28 ; 0,95 et 0,12) mgNi/L (>0,05 mgNi/L) et de (0,07 ; 0,054 ; 0,18 et 0,24) mgPb/L (>0,05 mgPb/L), en GSS, GSP, PSS et PSP.

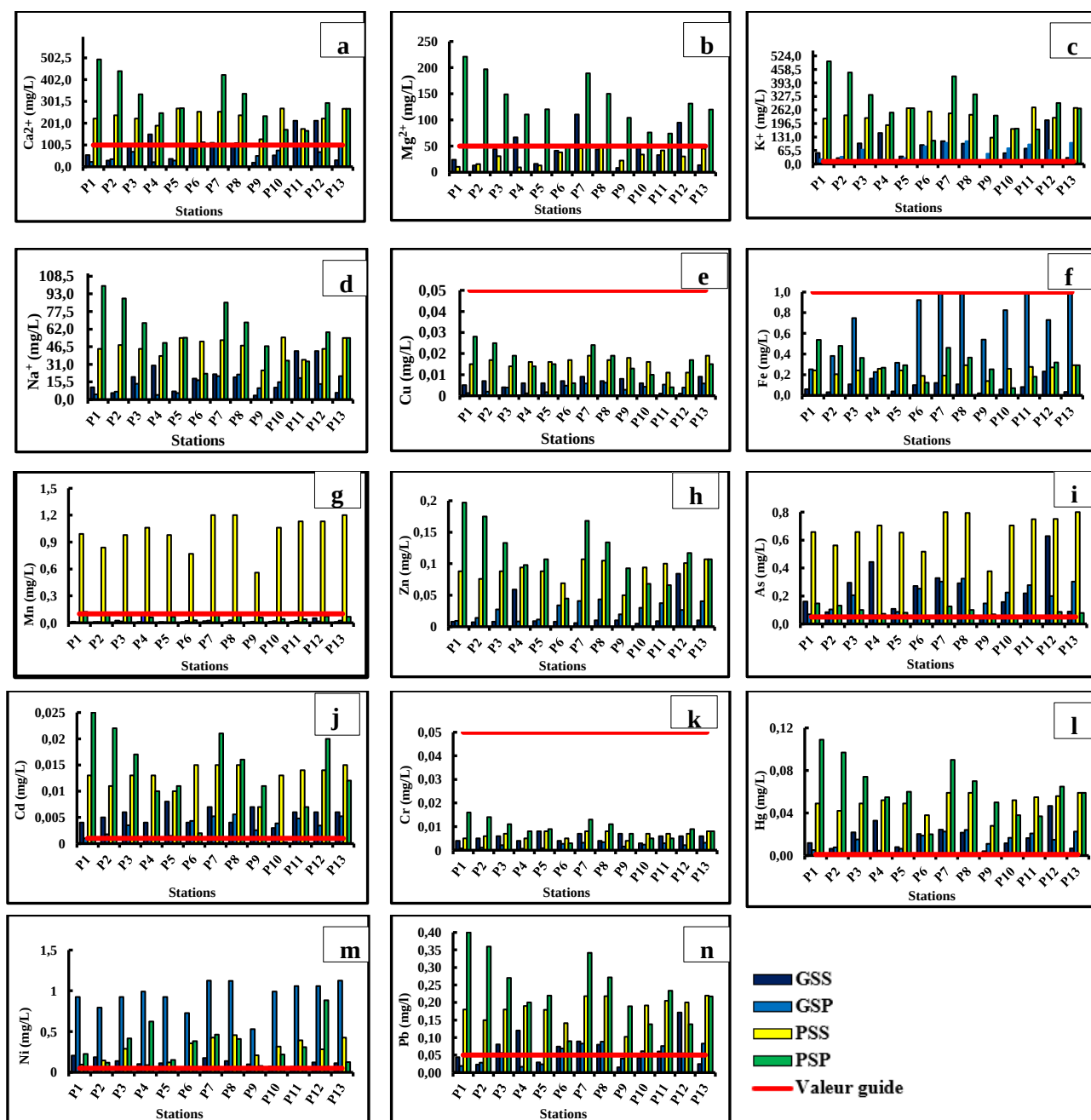


Figure 5:- Variation spatio-temporelle des ETM des eaux du fleuve San-Pédro au Barrage de Fayé

Résultats du calcul de l'IQE et l'évaluation de la qualité des eaux

La qualité des eaux de surface destinées à un usage domestique ou à la consommation humaine dépend directement de la présence de certaines substances et/ou paramètres physico-chimiques, ainsi que de leur concentration dans ces

eaux. Ainsi, la qualité de ces eaux est évaluée par groupe de paramètres afin de montrer leur influence sur ces eaux (Tableau 4 ; 5 et 6), puis ces paramètres ont été associés afin d'évaluer sa qualité globale (Tableau 7). Ces mesures sont effectuées sur quatre saisons (GSS, GSP, PSS et PSP).

Evaluation spatio-temporelle de la qualité de l'eau : cas des paramètres physiques

L'indice de qualité des eaux calculé présente des valeurs qui oscillent entre 106,9 et 277,1 avec une moyenne de 161 aux stations P5 à P11 ; entre 116,7 (P6) et 275,8 (P11) pour une moyenne de 173,1 respectivement en GSS et GSP. En PSS, on note des valeurs d'indice comprises entre 139,9 (P2) et 311,7 (P3) pour une moyenne de 216,5 et en PSP des valeurs comprises entre 113,1 et 372,3 (P13) avec une moyenne de 195,6 aux stations P12 à P13. Cependant, ces valeurs d'IQE sont supérieures à la valeur critique d'une eau non potable qui est de 100. Les valeurs des paramètres physiques varient légèrement entre les saisons. La plus grande valeur de l'IQE_{moy,PC} est enregistrée en PSS (Tableau 4).

Tableau 3:- Valeurs de l'indice de qualité des stations et leur classe : cas des paramètres physiques.

IQE : Paramètres physiques (PC)					
Stations	GSS	GSP	PSS	PSP	Classe de qualité
P1	117,9	135,0	210,2	234,8	Eau non potable
P2	134,6	149,8	139,9	168,0	Eau non potable
P3	171,1	189,1	311,7	153,6	Eau non potable
P4	163,3	182,5	290,3	174,0	Eau non potable
P5	106,9	124,5	223,0	280,5	Eau non potable
P6	109,1	116,7	188,9	165,0	Eau non potable
P7	160,4	173,4	203,2	224,0	Eau non potable
P8	118,9	130,9	273,3	130,3	Eau non potable
P9	122,2	138,3	214,6	172,7	Eau non potable
P10	192,7	201,7	167,4	171,6	Eau non potable
P11	277,1	275,8	195,9	183,6	Eau non potable
P12	242,7	240,9	207,5	113,1	Eau non potable
P13	176,3	191,4	189,0	372,3	Eau non potable
IQE_{moy,PC}	161,0	173,1	216,5	195,6	Eau non potable

Evaluation spatio-temporelle de la qualité des eaux : cas des paramètres de pollution organiques

Le tableau 5 montre des classes de qualité variant d'excellente qualité à non potable. En GSS, on a une classe de qualité variant de 20,3 : excellente qualité (P13) à 85,9 : classe très mauvaise qualité (P11), avec une moyenne de 35,7 ; donc une eau de bonne qualité. En GSP, cette classe de qualité se situe entre 44,5 : bonne qualité (P2) et 60,7 : mauvaise qualité (P8), pour une moyenne de 53,9, traduisant une eau de mauvaise qualité. Les classes bonnes qualités ($25 \leq IQE < 50$) et impropres à la consommation ($IQE > 100$) correspondent chacune 15,4% et 23,1% (Figure 7d) des eaux étudiées. Cependant, la classe mauvaise qualité ($50 \leq IQE < 75$) et très mauvaise qualité ($75 \leq IQE < 100$) sont observées dans 4 stations d'échantillonnage avec des pourcentages de 30,8 chacune (Figure 7d). En PSS, la valeur d'IQE observée a une moyenne de 84,7 ; d'où une eau de très mauvaise qualité donc utilisable pour l'irrigation (Tableau 5). Quant à la PSP, on note une valeur moyenne de 33,5 ; donc une eau de bonne qualité ($25 \leq IQE < 50$). La classe mauvaise qualité est observée uniquement à la station P13.

Tableau 4:- Valeurs de l'indice de qualité des stations et leur classe : cas des paramètres de pollution organique.

IQE (Pollution organique : PO)								
Stations	GSS	Classequalité	GSP	Classequalité	PSS	classequalité	PSP	Classequalité
P1	30,1	Bonne	49,6	Bonne	139,1	Eau non potable	44,6	Bonne
P2	34,4	Bonne	44,5	Bonne	48,9	Bonne	40,7	Bonne
P3	41,8	Bonne	51,4	Mauvaise	106,9	Eau non potable	41,4	Bonne
P4	45,8	Bonne	51,3	Mauvaise	110,7	Eau non potable	38,2	Bonne
P5	33,6	Bonne	51,9	Mauvaise	66,4	Mauvaise	47,7	Bonne
P6	25,5	Bonne	55,5	Mauvaise	54,9	Mauvaise	24,9	Excellente
P7	29,7	Bonne	58,4	Mauvaise	43,4	Bonne	9,3	Excellente
P8	27,7	Bonne	60,7	Mauvaise	78,0	Très mauvaise	21,9	Excellente
P9	28,0	Bonne	58,0	Mauvaise	92,0	Très mauvaise	16,2	Excellente

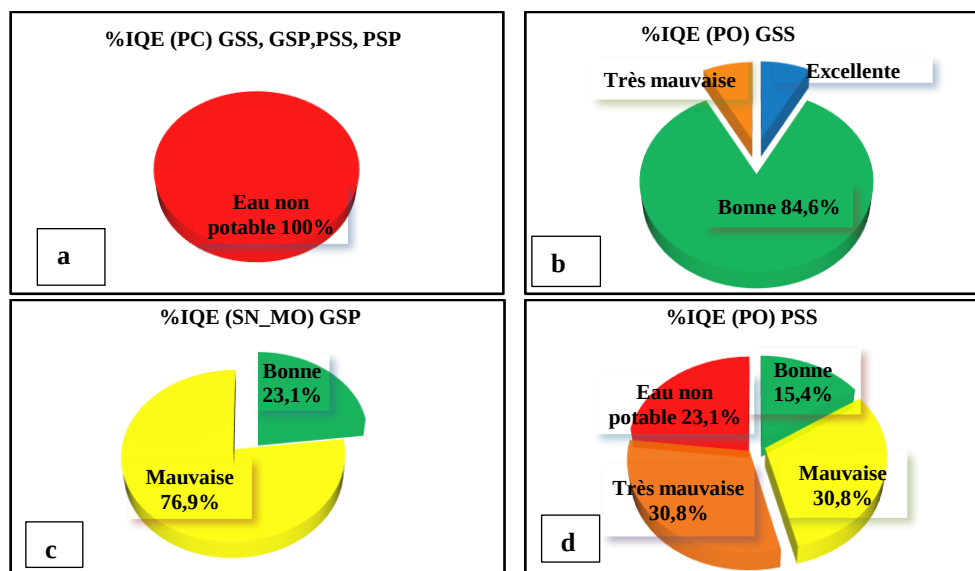
P10	26,2	Bonne	54,1	Mauvaise	61,8	Mauvaise	24,5	Excellente
P11	85,9	Très mauvaise	56,4	Mauvaise	94,8	Très mauvaise	21,7	Excellente
P12	34,7	Bonne	59,7	Mauvaise	56,8	Mauvaise	35,0	Bonne
P13	20,3	Excellente	49,5	Bonne	87,4	Très mauvaise	70,2	Mauvaise
IQEmoy,PO	35,7	Bonne	53,9	Mauvaise	80,1	Très mauvaise	33,5	Bonne

Evaluation spatio-temporelle de la qualité des eaux : cas des ETM

L'analyse du tableau 6 montre une eau de qualité non potable. Ainsi, 100% (Figure 7f) de ces eaux étudiées ont des valeurs d'IQE moyennes respectives de 1079,6 ; 864,5 ; 3007,6 et 3645,2 en GSS, GSP, PSS et PSP. La forte valeur d'IQE moyenne en ETM est enregistrée en PSP. Aussi, des fortes valeurs se retrouvent-elles en amont du barrage hydroélectrique respectivement aux stations P1 sur la rivière Palabod avant les champs de SAPH au village V1 (IQE_{P1}=6360,3) et P2 sur le fleuve San-Pédro communément appelé rivière Gôh (IQE_{P2}=5648,4).

Tableau 5:- Valeurs de l'indice de qualité des stations et leur classe : cas des ETM.

Stations	IQE (ETM)				Classe de qualité
	GSS	GSP	PSS	PSP	
P1	718,6	293,6	2974,0	6360,3	Eau non potable
P2	381,6	458,3	2542,4	5648,4	Eau non potable
P3	1321,0	898,0	2974,0	4319,2	Eau non potable
P4	1981,9	272,5	3118,7	3085,4	Eau non potable
P5	480,7	379,9	2831,9	3370,3	Eau non potable
P6	1222,0	1106,5	2539,7	1045,2	Eau non potable
P7	1470,6	1333,5	3550,4	5269,0	Eau non potable
P8	1306,2	1428,2	3550,3	4082,6	Eau non potable
P9	246,8	648,3	1679,3	2895,6	Eau non potable
P10	701,8	988,8	3118,8	1818,9	Eau non potable
P11	986,1	1222,0	3310,8	2090,3	Eau non potable
P12	2817,4	877,3	3358,1	4031,9	Eau non potable
P13	400,6	1331,4	3550,5	3370,1	Eau non potable
IQEmoy	1079,6	864,5	3007,6	3645,2	Eau non potable



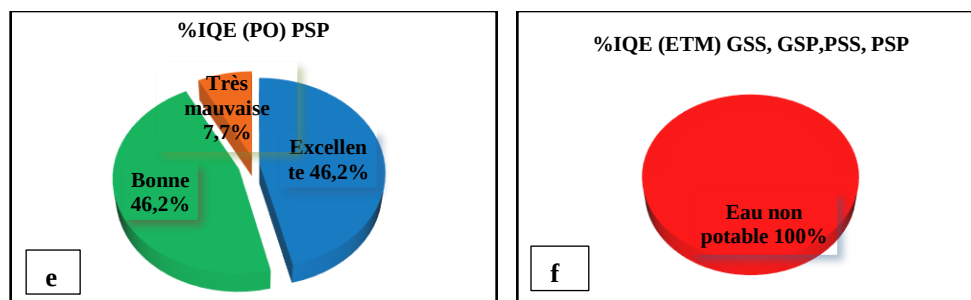


Figure 6:- Pourcentage des classes de qualité d'eaux par groupe de paramètre en GSS, GSP, PSS et PSP

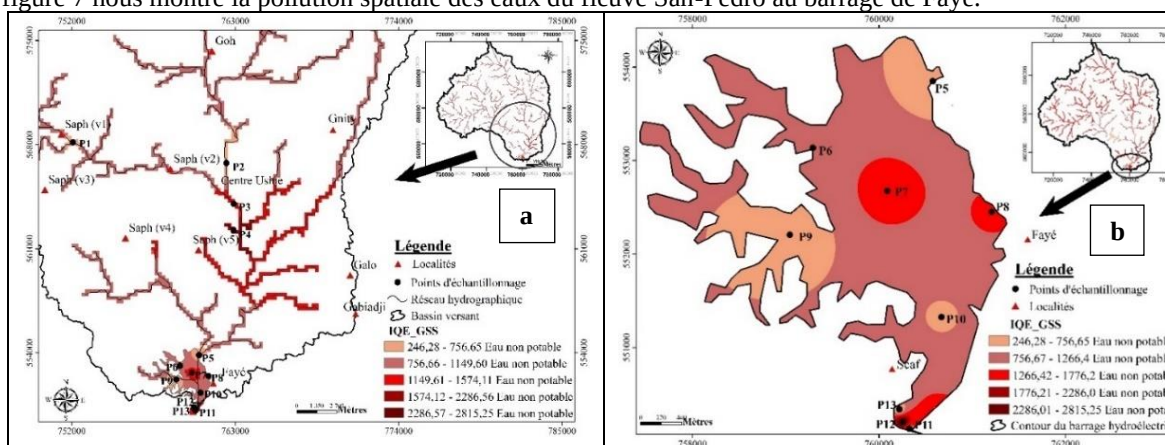
Cartographie de la qualité globale des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé

La qualité globale des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé est évaluée en tenant compte de vingt-sept (27) paramètres physico-chimiques repartis en trois groupes dont les paramètres physiques, les paramètres de pollution organiques et les ETM comme cités plus haut. Les valeurs globales des IQE indique des eaux non potables ou impropres à la consommation, d'où la nécessité d'un traitement approprié avant tout usage (Tableau 6).

Tableau 7:- Valeurs de l'indice de qualité globale des eaux et leur classe.

Stations	IQEglobal				Classe de qualité
	GSS	GSP	PSS	PSP	
P1	718,1	293,4	2971,7	6355,2	Eau non potable
P2	381,4	458,0	2540,4	5643,9	Eau non potable
P3	1320,0	897,3	2971,7	4315,8	Eau non potable
P4	1980,4	272,3	3116,3	3083,0	Eau non potable
P5	480,3	379,6	2829,7	3367,6	Eau non potable
P6	1221,0	1105,6	2537,7	1044,4	Eau non potable
P7	1469,4	1332,5	3547,7	5264,8	Eau non potable
P8	1305,2	1427,1	3547,5	4079,3	Eau non potable
P9	246,7	647,8	1678,0	2893,3	Eau non potable
P10	701,3	988,1	3116,3	1817,4	Eau non potable
P11	985,4	1221,1	3308,2	2088,7	Eau non potable
P12	2815,2	876,7	3355,4	4028,7	Eau non potable
P13	400,4	1330,4	3547,7	3367,5	Eau non potable
IQEmoy,global	1078,8	863,9	3005,3	3642,3	Eau non potable

La figure 7 nous montre la pollution spatiale des eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé.



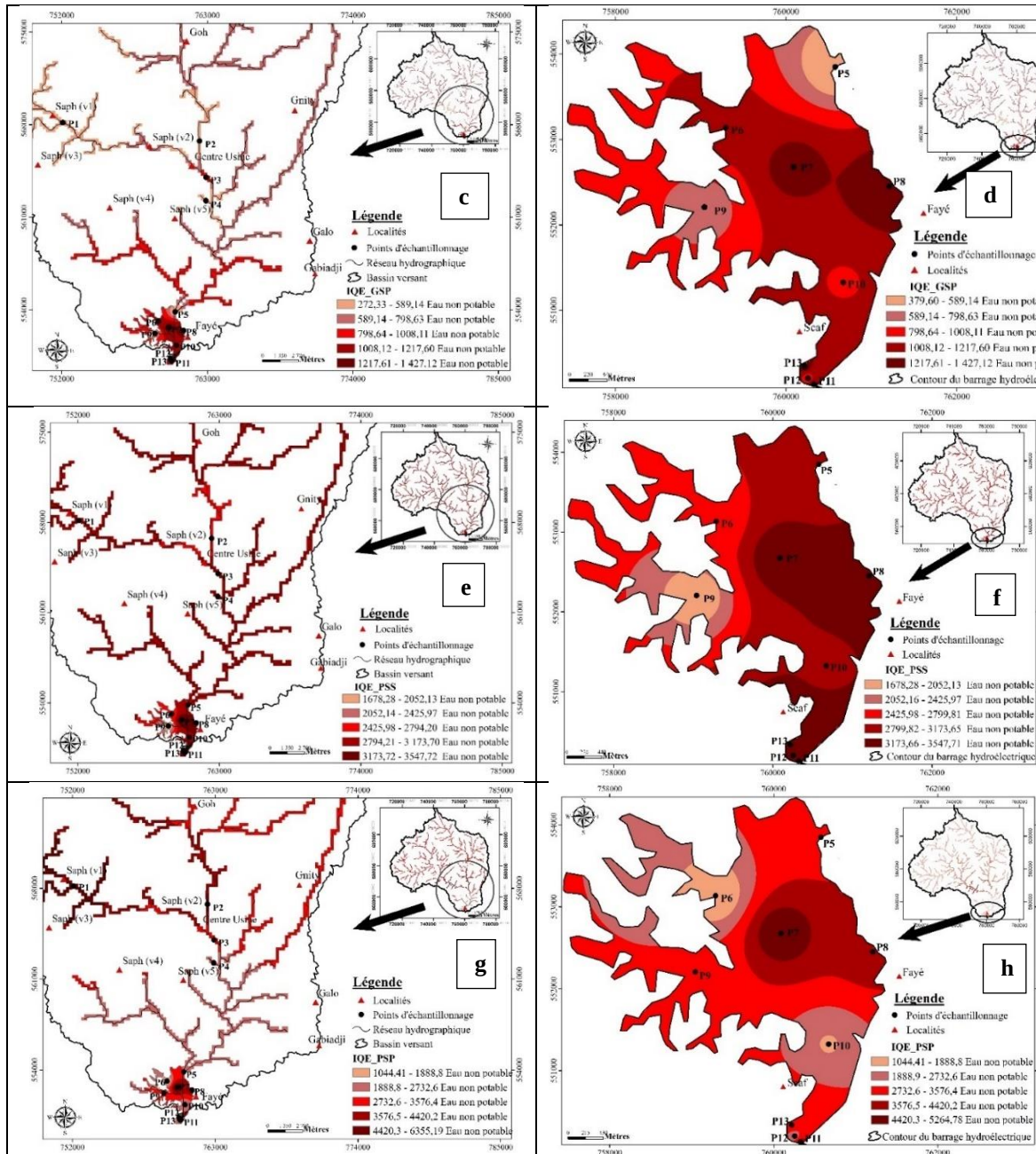


Figure 7:- Variation spatiale de la qualité globale des eaux du bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé.

De façon spatiale, on note une classe d'eau qui est impropre à la consommation en amont et aval de la retenue du barrage (Figure 7). En GSS, les fortes pollutions se situent au point P4 sur le fleuve San-Pédro (Figure 7a) précisément au point de rejet d'eau usée de la SAPH et au point P12 (Figure 7b) du côté Sud de la retenue (turbine de la CIE). En GSP, on note de fortes pollutions aux stations P7, P8, P11, P12 et P13 avec des valeurs variant de 3173,66 à 3547,71 (Figure 7f), contre de faibles valeurs sur le fleuve San-Pédro et son affluent Palabod (Figure 7c). En PSS, les fortes pollutions sont obtenues aux stations P1 sur l'affluent Palabod et P2 sur la rivière Gôh (Figure 7g), avec des valeurs variant de 4420,3 à 6355,19.

De façon générale, les valeurs de l'IQE sont toutes supérieures à la valeur 100, qui est la limite des classes de qualité pour les eaux superficielles à usage domestique ou autres usages, donc une eau fortement polluée.

Discussion:-

Les eaux du bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé sont faiblement minéralisées ($<100\mu\text{S}/\text{cm}$ selon Rodier et al., 2009), avec des CE moyennes qui varient entre 51,63 ; 43,3 ; 35,4 et 33,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en GSS, GSP, PSS et PSS et des coefficients de variations (CV) respectifs de 6,5 ; 5,3 ; 12,4 et 5,4%. Ces valeurs de CE sont différentes de celles des études d'Abboudi et al. (2014) portant sur les eaux de surface au Maroc avec des valeurs de CE variant entre 230 et 550 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et celles de Tfeilet al. (2018) sur les eaux de surface de la rivière Maal (115 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Pendant les saisons sèches (GSS et PSS), les valeurs de CE mesurées dans les eaux du fleuve San-Pédro sont contraires à celles des études de Kambiré et al. (2014) qui ont obtenu des valeurs de CE comprises entre 800 et 2400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dans les eaux de la lagune Aby en Côte d'Ivoire. Tfeil et al. (2018) ont également obtenu des valeurs de 170 à 591 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dans les eaux de surface en Mauritanie. Les valeurs de pH enregistrées ($7,94\pm0,4$; $7,2\pm0,2$; $7,24\pm0,35$ et $6,8\pm0,3$) montrent des eaux alcalines, avec de faibles variations spatiales (CV = 5,1 ; 3,0 ; 4,9 et 4,8% respectivement en GSS, GSP, PSS et PSP). Les valeurs d' O_2 en PSS (min = 4,46 mg/L ; max = 8,09 mg/L) et en PSP (min= 4,32 ; max = 7,15 mg/L) sont comparables à celles signalées en 2016 par Zinsou au Bénin (3,18 et 6,19 mg/L), et en 2014 par Nechad et al., au Maroc (4,32 et 7,2 mg/L).

La variation spatiale amont/aval du cours d'eau du bassin versant du fleuve San-Pedro au barrage de Fayé montre des eaux impropres à la consommation dans les quatre saisons ($\text{IQE}_{\text{moy, global}} = 1078,8$ en GSS ; $\text{IQE}_{\text{moy, global}} = 863,8$ en GSP, $\text{IQE}_{\text{moy, global}} = 3005,3$ PSS et $\text{IQE}_{\text{moy, global}} = 3642,3$ en PSP). Cependant, les fortes pollutions spatiales en fonction des saisons sont observées notamment au P12 en aval du barrage du côté Sud de la retenue (GSS) ; au P8 du côté Est du barrage (GSP) ; au P7 (centre du barrage) ; P8 (PSS) et au même P8 en PSP. En comparaison entre les saisons, la valeur moyenne élevée de l'IQE est obtenue dans la PSP. Lalaoui (2021) a trouvé des valeurs de IQE de 207,47 en saison sèche et 363,64 en saison humide sur le barrage Hamman Group en Algérie, d'où une eau impropre à la consommation. Les eaux du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé qui sont impropres à la consommation seraient dues aux valeurs élevées des paramètres physiques et aux ETM tels que les paramètres toxiques (As, Cd, Hg, Ni, Pb) et cations majeurs (Ca^{2+} ; K^+) dans ces eaux. Cela se justifie par le calcul d'IQE des ETM qui sont impropres à la consommation en toutes saisons et présentent des valeurs d'IQE similaires à celle de l'IQE global. Ces paramètres élevés dans ces eaux s'expliqueraient aux pratiques agricoles et autres activités anthropiques qui se déroulent sur le bassin versant (Izouggarhane et al., 2016 ; Şener et al., 2017) et aussi à la dissolution des roches (eau-contact roche). Ces mêmes constats ont été faits par Diabaté (2014) qui a travaillé respectivement sur le traitement des eaux de surface en milieu tropical et sur la qualité physico-chimique de l'eau de la retenue de Gagnoa en Côte d'Ivoire. Au niveau des paramètres organiques, le calcul de l'IQE est caractérisé par des eaux non potables à la station P1 (139,1) en amont du cours d'eau et de mauvaise qualité en aval du barrage à la station P13 (54,2) notamment en PSS avec un $\text{IQE}_{\text{moy, PO}}$ égale à 80,1 témoignant une eau de très mauvaise qualité. Alors qu'en GSS et en PSP, on a une eau de bonne qualité avec des valeurs respectives d'IQE de 35,7 et 33,5. Quant à la GSP, on note une eau de mauvaise qualité ($\text{IQE}_{\text{moy, PO}} = 53,9$). La très mauvaise qualité en PSS se traduit par une importante charge minérale et organique d'origine anthropique accumulée dans ce milieu. Par contre, en PSP la qualité des eaux s'améliore grâce au phénomène de dilution. Ces résultats corroborent avec ceux de Talhaoui 2020 qui ont trouvé qu'en hiver la qualité de l'eau varie d'excellente qualité à mauvaise (IQE de 65 à 74), alors en qu'été, elle varie de bonne à impropre à la consommation (IQE de 23 à 451). De ce fait, la protection de cette ressource en eau ainsi que l'amélioration sa qualité dans le bassin versant, est cruciale afin de donner la priorité à la réduction des sources de pollution surtout anthropique. C'est à dire de prendre des mesures pour réduire les différentes formes de pollutions anthropiques qui affectent l'eau, afin de préserver sa qualité et sa disponibilité pour les générations futures.

Conclusion:-

La présente étude a permis d'évaluer la qualité globale des eaux de surface du bassin versant du fleuve San-Pedro au barrage de Fayé, une zone d'intenses activités anthropiques caractérisées par l'agriculture et les industries agro-alimentaires. Les résultats de nos investigations ont révélé que la qualité de l'eau à travers le calcul de l'indice de la qualité globale de l'eau (IQE), est impropre à toute utilisation. Ces observations sont valables en toute saison (GSS, GSP, PSS et en PSP) avec des valeurs moyennes d'IQE respectives de 1078,8 ; 863,9 ; 3007,27 ; et 3642,28. En comparant les saisons, il faut noter qu'en PSP la valeur d'IQE est plus élevée, et faibles dans les autres saisons en particulier dans la GSP, cela se justifie par le fait qu'en PSP, il y a eu des précipitations plus importantes qui ont augmenté le débit du cours d'eau, diluant ainsi les polluants tels que polluants organiques en réduisant leur

concentration dans l'eau. De plus, les précipitations ont également entraîné un lessivage des sols qui sont riches en Ca^{2+} ainsi que les engrais potassiques accumulés dans les terres, polluant ainsi ces eaux de surface. En GSP, il y a eu de très faible précipitation conduisant ainsi à une diminution du débit des cours d'eau. Il faut souligner que la baisse des débits des cours d'eau renvoie à une plus grande utilisation de ces cours d'eau pour l'irrigation et autres usages, ce qui peut aggraver la pollution. Cependant, notons que la pollution de ces eaux est influencée par des éléments toxiques (As, Cd, Ni, Pb, Hg) dépassant les valeurs limites des eaux brutes destinées à la consommation humaine, ainsi que par les cations majeurs (Ca^{2+} et K^+).

References Bibliographiques:-

1. **Abboudi, A., Tabyaoui, H. et El Hamichi F. (2014):** Etude de la qualité physico-chimique et contamination métallique des eaux de surface du bassin versant de guigou au Maroc. *European Scientific Journal*, 10(23) :1857-7881.
2. **Aher, D.N., Kele V.D., Malwade K.D. et Shelke M.D. (2016):** Lake water quality indexing to identify suitable sites for household utility: a case study Jambhulwadi lake; pune (MS). *Journal of Engineering Research and Applications*, 6(5) : 16-21.
3. **Assaad, A. (2014) :** Pollution anthropique de cours d'eau : caractérisation spatio-temporelle et estimation des flux. Thèse de Doctorat, Université de Lorraine, Français. HALL Open sciences. 213 p.
4. **Brown, R.M., McClelland, N.I., Deininger, R.A. et Tozer, R.G. (1970):** A Water Quality Index. Do we are? *Water and sewage work*, pp. 339-343.
5. **De Lasme, O.Z. (2013):** Contribution à une meilleur connaissance des aquifères fissuré du socle précambrien : cas de la région de San-Pédro (Sud-ouest de la Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université Félix Houphouët Boigny (Abidjan, Côte d'Ivoire), 176 p.
6. **Diabaté, V. (2014):** Evaluation de la qualité physico-chimique des eaux de la retenue de Gagnoa. Mémoire de Master, UFR des Sciences et Gestion de l'Environnement, Université Nangui Abrogoua (Abidjan, Côte d'Ivoire), 51 p.
7. **Dudgeon, D., Angela, H.A., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur, R.A.H., Soto, D., Stiassny, M.L.J. et Sullivan, C.A. (2006):** Fresh water biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81:163-182.
8. **Eblin, S.G., Sombo, A.P., Soro, G., Aka, N., Kambiré O. et 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.
10. **Fadika, V. (2012):** Variabilité hydroclimatique et modélisation hydrologique de quelques bassins versants côtiers du Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire. Thèse Unique de Doctorat, Université Nangui Abrogoua, Côte d'Ivoire, 177 p.
11. **Izougarghane, M., Mansouri, D., El Ibaoui, H., Chakiri S. et Fadli M. (2016):** Physico-chimie et teneurs métalliques des eaux de l'estuaire de l'Oued Sebou durant des années de dragage du sable. *European Scientific Journal*, 12(30):127-151.
12. **JORF (Journal Officiel de la République Française). (2023):** Limites de qualité des eaux brutes de toutes origines utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux de source conditionnées. Fixées pour l'application des dispositions prévues aux articles r. 1321-7 (ii), r. 1321-17 et r. 1321-38 à r. 1321-42 Ministère de la Santé et des Solidarités. (N°31 du 06 décembre 2007 texte N° 17 modifié par Décret n°2022-1720 du 29 décembre 2022 – article 1 et mise vigueur le 1er janvier 2023). Kim, H., Jo, B. Y., & Kim, H. S.
13. **Kambiré, O. and all. (2014):** Caractérisation des eaux d'une lagune estuarienne de la Côte d'Ivoire : la lagune Aby. *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, 20:95-110.
14. **Konin, N. J. C., N'Go Y. A., Soro, G. E., Ya, K. F. et Goula, B. T. A. (2021):** Influence des facteurs hydro-morphostructuraux sur les inondations du bassin-versant du fleuve San-Pedro, Côte d'Ivoire. *Rev. Ivoir. Sci. Technol.*, 37:106-122.
15. **Lalaoui, M. (2021):** Contribution à l'Etude Biogéochimique des Eaux du Barrage Hammam Grouz. Thèse Unique de Doctorat, Centre Universitaire A. Boussouf de Mila (Algérie) 184 p.
16. **Nechad, I., Fadil, K. et Fadil F. (2014):** Qualité physicochimique des eaux des sources Ain Regrag et Ain Sidi Bouali dans la région de Sefrou (moyen Atlas, Maroc), *Larhyss Journal*, 20:127-146.
17. **OMS (2017):** Directives de qualité pour l'eau de boisson. 4ème Edition intégrant le premier additif, (Genève, Suisse), 539 p.
18. **Probst, J.L. et Probst A. (2015):** Composition chimique des eaux et variabilité naturelle. In CNRS Éditions. Paris. (pp. 206-207).
19. **RGPH (2015):** Recensement Général de la Population et de l'Habitat. Résultats globaux. 22 p

20. **RGPH (2021):** Recensement Général de la Population et de l'Habitat. Résultats globaux. 25 p.
21. **Rodier, J., Legube, B. et Merlet N. (2009):** L'analyse de l'eau. 9ème édition, Entièrement mise à jour, Dunod, Paris (France), 1511 p.
22. **Sala, E.O., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J. et Dirzo, R. (2000):** Global biodiversity scenarios for the year 2100. Science Journals, 287(5459):1770-1774.
23. **Şener, S., Şener, E. et Davraz, A. (2017):** Evaluation of water quality using water quality index (WQI) method and GIS in Aksu River (Turkey). Science of the Total Environment, 584: 131-144.
24. **Talhaoui, A., El Hmaidi, A., Jaddi, H. et Ousmana, H. (2020):** Calcul de l'indice de qualité de l'eau (IQE) pour l'évaluation de la qualité physico-chimique des eaux superficielles de l'Oued Moulouya (NE, Maroc). European Scientific Journal 2(16): 64-85.
25. **Tfeil, H., Mahfoudh, M., Mohamed, B.A.M., Aliyen, A., Yarba, L. et Vall Hmeyada, A.M. (2018):** Caractérisation Physico-Chimique des eaux de surface et étude de la diversité ichthyologique de quelques zones humides continentales en Mauritanie. European Scientific Journal, 14(6) ISSN: 1857-7881.
26. **Zinsou, H., Léonce, A., Hermas, A.A., Pierre, G., Delphine, A. et Philippe, L. (2016):** Caractéristiques physico-chimiques et pollution de l'eau du delta de l'Ouémé au Bénin. J. Appl. Biosci, 97: 9163-9173.

Sous la direction de

BIAKA Zasseli Ignace & COULIBALY Adama

Actes du colloque

**« CRISES SÉCURITAIRES EN AFRIQUE : DIAGNOSTICS, DÉFIS ET STRATÉGIES
POUR DES SOLUTIONS DURABLES »**



PASRES ÉDITIONS

Abidjan, Mars 2024



ISBN : 979-10-93066



Sous la direction de

BIAKA Zasseli Ignace & COULIBALY Adama

Actes du colloque

**«CRISES SÉCURITAIRES EN AFRIQUE : DIAGNOSTICS, DÉFIS ET STRATÉGIES
POUR DES SOLUTIONS DURABLES»**

Colloque organisé par
le Fonds pour la Science, le Technologie et l'Innovation (FONSTI) et
le Programme d'Appui Stratégique à la Recherche Scientifique (PASRES)
les 28, 29, 30 novembre et 1er décembre 2023 à Korhogo, Côte d'Ivoire



ADMINISTRATION DES ACTES DU COLLOQUE FONSTI 2023

Responsable

Kouakou Appoh Enoc KRA

Membres

Aka Faustin KABRAN

Kouame YAO

Ludovic Mousso YAPO

Taiba Germaine AINYAKOU

Mise en forme

Kiyopoh Frédéric OUATTARA

Actes n⁰ 02-2023

Colloque International du FONSTI (Abidjan-Cocody)

Bp 782 ABIDJAN 27

Tel : (225) 27 21 78 09 95 / 05 04 64 17 74 / 07 48 08 09 51 / 07 78 26 68 08

info@fonsti.org/ www.fonsti.org

**Evaluation du degré de contamination métallique des sédiments de la retenue du
barrage de Fayé (Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire)**

**Assessment of the degree of metallic contamination of sediments in the Fayé dam
reservoir (southwestern Côte d'Ivoire)**

**M'min Marie Florence KADJO^{1*}, Kouakou Séraphin KONAN¹, Sampah Georges
EBLIN¹, Zilé Alex KOUADIO¹, Kouakou Lazare KOUASSI¹.**

*1. Laboratoire des Sciences et Technologies de l'Environnement (LSTE), UFR Environnement, Université Jean
Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire, minkadjo78@gmail.com, BP 150 Daloa, (+225 0778052724).*

Résumé

Du fait de l'insuffisance des eaux du fleuve San-Pédro (Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire) en basses eaux (BE), la retenue du barrage de Fayé est pressentie pour servir à la production d'eau potable de la ville San-Pédro. Il est donc primordial de connaître le niveau de contamination métallique des sédiments dudit barrage afin de dimensionner les ouvrages de potabilisation. Ainsi, 18 échantillons de sédiments prélevés dans 9 stations et en deux campagnes ont été nécessaires. Ces campagnes se sont déroulées en mars et juillet 2022, respectivement en périodes de BE et de hautes eaux (HE). Pour atteindre l'objectif visé, dix paramètres métalliques ont été mesurés. Ces derniers ont permis le calcul d'indices de contamination/pollution : facteur de contamination (FC), degré de contamination (DC) et indice de pollution sédimentaire (IPS). Les FC moyens révèlent une contamination modérée dans les sédiments par le Hg en HE ($FC_{Hg}=1,30<3$), contre une contamination considérable en HE ($FC_{Hg}=3,05>3$). Cela pourrait être lié aux intenses activités anthropiques exercées aux stations S8 et S10 ($FC_{S8}=11,13>6$; en BE et en HE ; $FC_{S10}=12,18>6$ en BE). Quant au DC, il présente une faible contamination ($DC_{moy}=1,77$) en HE et en BE un DC moyen de 3,12. On note cependant, une contamination polymétallique modérée à la station S8 ($DC_{S8}=11,2$ en BE ; $DC_{S8}=11,7$ en HE). La station S10, en BE, présente une contamination élevée ($DC_{S10}=12,2$) et en HE un faible niveau de contamination ($DC_{S10}=0,77$). Néanmoins, les valeurs moyennes de l'IPS ($IPS_{moy}=1,29$; 0,58) présentent des sédiments sains en BE et HE.

Mots clés : Barrage de Fayé ; ETM ; Indices de contamination ; Degré de contamination, Qualité des sédiments.

Abstract

Due to insufficient low-water (LW) levels in the San-Pédro river (south-western Côte d'Ivoire), the Fayé dam is expected to be used to produce drinking water for the town of San-Pédro. It is therefore essential to know the level of metallic contamination in the sediments of this dam in order to design the drinking water treatment facilities. To this end, 18 sediment samples were collected from 9 stations over two campaigns. These campaigns took place in March and July 2022, during the LW and high water (HW) periods respectively. To achieve the objective, ten metal parameters were measured. These were used to calculate contamination/pollution indices: contamination factor (CF), degree of contamination (DC) and sediment pollution index (SPI). Average CFs reveal moderate Hg contamination in sediments in HW ($CF_{Hg}=1.30<3$), versus considerable contamination in HW ($CF_{Hg}=3.05>3$). This may be linked to the intense anthropogenic activity at stations S8 and S10 ($CF_{S8}=11.13>6$; in LW and HW; $CF_{S10}=12.18>6$ in LW). As for the DC, it shows low contamination ($DC_{mean}=1.77$) in HW and an average DC of 3.12 in BE. However, moderate polymetallic contamination was noted at station S8 ($DC_{S8}=11.2$ in LW; $DC_{S8}=11.7$ in HW). Station S10, in LW, shows high contamination ($DC_{S10}=12.2$) and in HW a low level of contamination ($DC_{S10}=0.77$). Nevertheless, average SPI values ($SPI_{mean}=1.29$; 0.58) show healthy sediments in LW and HW.

Keywords : Fayé dam; ETM; Contamination indices; Degree of contamination, Sediment quality.

INTRODUCTION

L'eau est une ressource précieuse indispensable à la vie et à de nombreux usages, notamment domestiques (R.F.L. Mvouezolo et *al.*, 2019, p. 227-241). En effet, cette ressource a un rôle fondamental dans de nombreux domaines comme l'alimentation en eau potable (AEP), l'agriculture, l'élevage, la production d'électricité ainsi que d'autres usages domestiques. Cependant, la pollution de l'eau constitue une préoccupation majeure à l'échelle mondiale. Parmi les différentes sources de pollution, « les activités humaines contribuent de manière significative à la dégradation de la qualité de l'eau » (S.G. Eblin et *al.*, 2014, p. 6259-6271).

Dans de nombreux pays, y compris en Côte d'Ivoire, les eaux à usages domestiques sont souvent contaminées par diverses substances chimiques, tels que les éléments traces métalliques (ETM). Les ETM sont des métaux présents naturellement dans l'environnement à l'état de trace, mais leur concentration accrue due aux activités humaines peut avoir des effets néfastes sur les écosystèmes aquatiques et la santé humaine (K.B. Kouamé *et al.*, 2021, p. 1742-1755). Ces ETM de nature persistante, toxique ont une très forte tendance à s'accumuler dans les organismes vivants, à s'absorber sur les particules de sédiment (C. Wang *et al.*, 2012, p. 32-39). Ainsi, les sédiments sont connus pour être des réservoirs ultimes des métaux lourds rejetés dans l'environnement (D. Malferrari *et al.*, 2009, p. 723-729). Son étude permet de connaître les changements environnementaux survenus dans les bassins fluviaux et de fournir des informations utiles sur l'accumulation de métaux lourds, reflétant les impacts naturels (géogéniques) et anthropiques. Le barrage hydroélectrique de Fayé, situé dans le Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire, qui est utilisé pour la production d'électricité, va jouer un rôle essentiel dans l'approvisionnement en eau potable de la région de San-Pédro. Cependant, en raison des activités anthropiques, les eaux du barrage peuvent être contaminées par des ETM provenant de différentes sources, telles que les rejets domestiques et l'agriculture. Dans ce contexte, il devient crucial de déterminer non seulement la distribution spatiale des ETM dans les sédiments, mais aussi d'évaluer le niveau de contamination des sédiments du barrage hydroélectrique de Fayé, car les sédiments peuvent agir comme un réservoir de contaminants (C. Wang *et al.*, 2012, p. 32-39).

1. MATERIEL ET METHODES

1.1. Présentation de la zone d'étude

La région de San-Pedro est située au Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire dans le quadrilatère de coordonnées Universal Transversal Mercator (UTM) zone 29 Nord. Le bassin versant du fleuve San-Pedro prend sa source aux bords du parc national de Taï (PEMED-CI, 2015, p. 69). Le bassin appartient au climat équatorial de transition à quatre saisons : deux saisons sèches (une grande de décembre à mars et une petite d'août à septembre) et deux saisons pluvieuses (une grande d'avril à juillet et une petite d'octobre à novembre) (D. Yaya *et al.*, 2021, p. 101 ; M.M.F. Kadjo *et al.*, 2023, p. 549-564). La géologie de cette zone est constituée au plan pétrographique de roches cristallines et cristallophylliennes : granites, granodiorites, migmatiques et gneiss (O.Z. Dé Lasme, 2013, p. 176). La zone d'étude est le barrage hydroélectrique de Fayé, situé sur le lit du fleuve San-Pédro. Ce dernier est situé à 35 km au Nord de la ville de San-Pédro, entre les longitudes 6°40'0" et 7°0'0" Ouest et les latitudes 5°0'0" et 5°30'0" Nord (Figure 1).

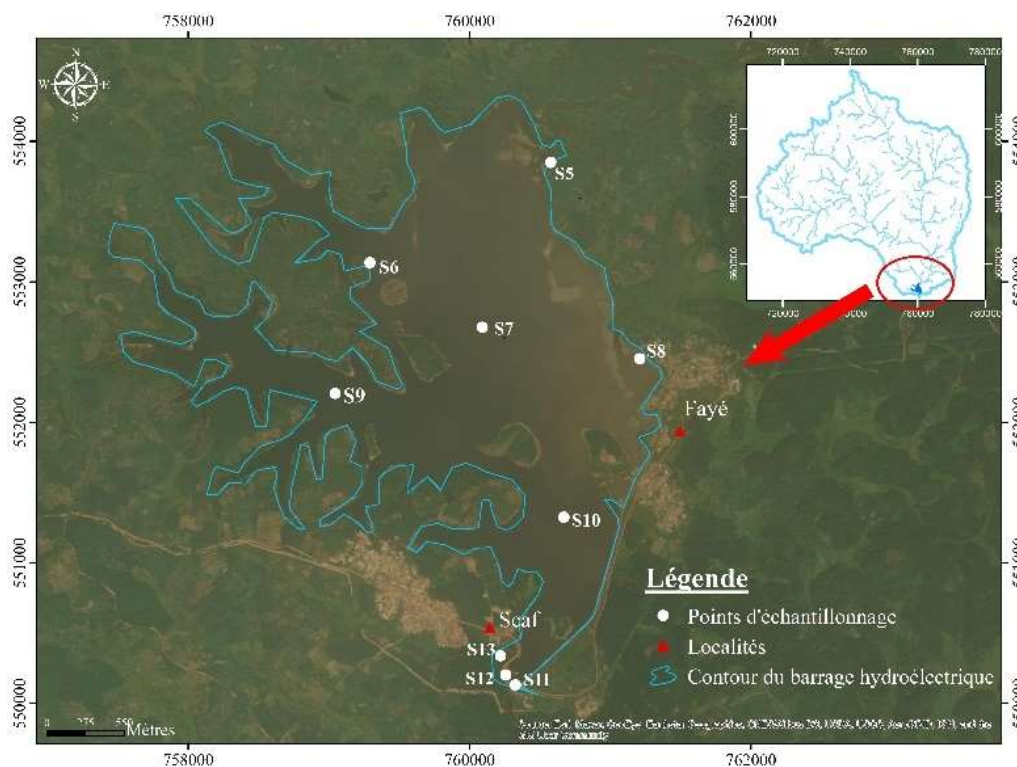


Figure 1 : Contour du barrage hydroélectrique de Fayé et site d'échantillonnage

1.2. Matériel

Le matériel se compose de données hydrochimiques (concentration des ETM dans les sédiments) et de logiciels. Les données hydrochimiques sont issues des résultats d'analyses physiques et chimiques effectuées sur l'eau du bassin versant du fleuve San-Pedro au barrage hydroélectrique de Fayé respectivement en mars 2022 dans la période des basses eaux (BE) et juillet 2022 pour la période des hautes eaux (HE). Le prélèvement des échantillons de sédiments s'est effectué à l'aide d'une benne van veen. Ces échantillons prélevés ont été placés dans des sachets plastiques au moyen d'une spatule en bois jetable puis conservés dans une glacière à carboglace pour une analyse ultérieure au laboratoire. Un Global Positioning System (GPS) de type Garmin etrex 20 a servi à enregistrer les différentes stations de prélèvement.

L'évaluation et la visualisation des résultats ont été effectuées à l'aide du logiciel Excel 2010, pour l'organisation et le traitement des données statistiques et ArcGis 10.4 pour la réalisation des cartes thématiques.

1.3. Méthodes

1.3.1. Echantillonnage

A partir d'un prélèvement ponctuel, une zone précise de la colonne de sédiment est échantillonnée ; elle a permis une caractérisation de la colonne de sédiment, et donc une localisation précise des zones polluées.

Les sédiments superficiels ont été échantillonnés dans neuf (09) stations (Figure 1 ci-dessus). Ces échantillons ont fait l'objet d'analyse chimique de ETM au laboratoire.

1.3.2. Analyse au laboratoire

Les sédiments sont séchés à la température ambiante du laboratoire. Après le séchage, les échantillons ont subi un tamisage sur un tamis de 2 mm de diamètre afin d'éliminer les morceaux de coquilles, de branches et de feuilles. Ils sont ensuite broyés à l'aide d'un mortier en agate et tamisés afin d'obtenir une poudre dont les particules ont un diamètre inférieur à 63 μm selon la méthode de L. Lesven, (2008, p. 256). La poudre ainsi obtenue a subi une digestion. Après la digestion, les résidus sont récupérés avec une solution d'acide borique (2,7 g dans 20 mL d'eau bidistillée). Le volume final est ramené à 50 mL. Ce volume final est laissé au repos pendant un jour pour s'assurer de la digestion totale des échantillons. Pour chaque échantillon, on pèse environ 1 g de la fraction de sédiment ($\emptyset < 63 \mu\text{m}$) qu'on introduit dans des flacons, dans lequel on ajoute, lentement, 10 ml d'eau régale ($\text{HCl} : \text{HNO}_3$; 3:1, v/v). L'ensemble de ce mélange est chauffé à 100°C sur des plaques durant une nuit. Après évaporation de la solution, 8 ml d'acide fluorhydrique sont ajouté lentement au résidu. La solution obtenue est destinée pour analyse. Des mesures à blanc sont effectuées avant la lecture des longueurs d'onde. Le dosage des ETM (plomb (Pb), fer (Fe), cuivre (Cu), cadmium (Cd), arsenic (As), zinc (Zn), nickel (Ni), chrome (Cr), mercure (Hg) et le manganèse (Mn) sont déterminés selon les méthodes ICP-AES (spectrométrie d'Émission Atomique avec Plasma Inductivement Couplé) (ISO 11466 : 1995), à l'aide d'un appareil ICP (Inductively Coupled Plasma : Plasma Inductivement Couplé).

1.3.3. Méthode d'évaluation du niveau de contamination des sédiments par les éléments traces métalliques (ETM)

Pour évaluer le niveau de contamination des sédiments par les métaux lourds, celui-ci a été évalué par le calcul de facteur de contamination (FC), le degré de contamination (DC), ainsi que l'indice de pollution sédimentaire (IPS). La haute croûte continentale faisant référence à des formations sédimentaires (UCC) (K.H. Wedepohl, 1995, p. 1217-1232) ou les valeurs préindustrielles (Tableau 1), est la référence utilisée dans ce présent travail, ainsi que le fer (Fe) comme un élément métallique normalisateur, du fait de son abondance naturelle dans l'environnement terrestre (B. Rubio et *al.*, 2000, p. 968-980).

Tableau 1. Haute croûte continentale faisant référence à des formations sédimentaires (UCC)

Paramètres chimiques	Pb	Fe	Cu	Cd	As	Zn	Ni	Cr	Hg	Mn
Normes UCC dans les sédiments (mg/Kg)	≤ 17	≤ 30890	≤ 14,3	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 52	≤ 19	≤ 35	≤ 0,056	≤ 527

(Source : K.H. Wedepohl, 1995, p. 1217-1232)

1.3.3.1.Facteur de contamination (FC)

Le FC permet de montrer l'existence ou l'absence de contamination des sédiments par les éléments traces. Il permet également de donner le niveau de la contamination si elle existe (M.H. Rezaie-Boroon et *al.*, 2013, p. 12-25). Ce facteur est exprimé par la formule suivante :

$$FC = \frac{C_{\text{m\u00e9tal}}}{C_{\text{R\u00e9f\u00e9rence}}}$$

Avec :

- ✓ C_{m\u00e9tal} : Concentration mesur\u00e9e pour un m\u00e9tal ;
- ✓ C_{R\u00e9f\u00e9rence} : Concentration de r\u00e9f\u00e9rence du m\u00e9tal.

Il est associ\u00e9 \u00e0 4 classes de qualit\u00e9 selon L. Hakanson, (1980, p. 975-1001) que sont : FC < 1 (contamination absente \u00e0 faible), 1 ≤ FC < 3 (contamination mod\u00e9r\u00e9e), 3 ≤ FC < 6 (contamination consid\u00e9rable), 6 ≤ FC (contamination tr\u00e8s forte).

1.3.3.2.Degr\u00e9 de contamination (DC)

Le degr\u00e9 de contamination (DC), c'est la somme des FC (L. Hakanson, 1980, p. 975-1001). Selon L. Sahli et *al.* (2014, p. 336-346), Il permet l'estimation de la contamination *a priori* polym\u00e9tallique pour chaque point de pr\u00e9l\u00e8vement. Cet indice est exprim\u00e9 par la formule suivante :

$$DC = \sum FC$$

Cet indice est associ\u00e9 \u00e0 4 classes de qualit\u00e9 (L. Hakanson, 1980, p. 975-1001) : DC < 6 (contamination faible), 6 ≤ DC < 12 (contamination mod\u00e9r\u00e9e), 12 ≤ DC < 24 (contamination consid\u00e9rable), 24 ≤ DC (contamination tr\u00e8s \u00e9lev\u00e9e).

1.3.3.3.Indice de pollution s\u00e9dimentaire (IPS)

Selon B. Rubio et *al.*, (2000, p. 968-980), l'indice de pollution s\u00e9dimentaire (IPS) est la somme lin\u00e9aire des FC et prend en compte la toxicit\u00e9 relative de chaque m\u00e9tal en lui affectant un facteur pond\u00e9rateur. Un poids de 40 est assign\u00e9 \u00e0 Hg (L. Hakanson, 1980, p. 975-1001), 1 \u00e0 Zn, 2 \u00e0 Cu,

5 à Pb, 2 à Fe, 10 à As, 2 à Ni, 1 à Cr, 40 à Hg, 2 à Mn et 30 à Cd (B. Rubio et *al.*, 2000, p. 968-980 ; M. Singh et *al.*, 2002, p. 35-54). L'IPS est calculé selon la formule suivante :

$$IPS = \left(\frac{\sum FC_x \times W_x}{\sum W_t} \right)$$

Où :

- ✓ W_x : poids affecté au métal considéré ;
- ✓ W_t : $\sum W_x$.

L'IPS est associé à cinq classes de qualité : $0 \leq IPS < 2$ (sédiment sain), $2 \leq IPS < 5$ (sédiment faiblement pollué), $5 \leq IPS < 10$ (sédiment moyennement pollué), $10 \leq IPS < 20$ (sédiment très pollué) et $IPS \geq 20$ (sédiment dangereux).

2. RESULTATS

2.1. Caractéristiques des ETM dans les sédiments de la retenue du barrage de Fayé

Les résultats du dosage des ETM dans les sédiments de la retenue du barrage de Fayé sont présentés dans le tableau 2. Ces résultats montrent que les concentrations moyennes du Pb, Fe, Cu, Cd, As, Zn, Ni, Cr et Mn dans les sédiments en période des BE et HE sont inférieures aux valeurs de l'UCC. En ce qui concerne le Hg, les concentrations moyennes de ce métal dans les sédiments sont supérieures à l'UCC pour la BE ($0,23 > 0,056$ mg/kg) et la HE ($0,16 > 0,056$ mg/kg).

Tableau 2. Teneur moyenne des éléments traces et valeurs Préindustrielles (UCC)

Saisons	Statistiques	Pb	Fe	Cu	Cd	As	Zn	Ni	Cr	Hg	Mn
		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
BE	Moy	0,009	0,014	0,28	0,001	0,01	0,52	0,024	0,024	0,17	0,43
	Ecart_type	0,001	0,006	0,12	0,001	0,014	0,30	0,016	0,009	0,27	0,20
HE	Moy	0,014	5,48	5,09	0,007	0,0003	0,54	0,41	0,17	0,07	2,98
	Ecart_type	0,008	2,04	2,03	0,003	0,0	0,21	0,26	0,16	0,19	1,54
UCC		17	30890	14,30	0,10	0,2	52	19	35	0,056	527

2.2. Niveau de contamination des sédiments par les éléments traces métalliques (ETM)

2.2.1. Facteur de contamination (FC)

Les valeurs moyennes du facteur de contamination (FC) pour le Pb, Fe, Cu, As, Cd, Zn, Ni, Cr et pour le Mn en BE et HE révèlent une contamination faible par ces ETM dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé (Tableaux 3 et 4). On note une contamination modérée

**Revue trimestrielle en Sciences Sociales (RSS) –
Programme d'Appui Stratégique à la Recherche Scientifique (PASRES)**

en HE ($FC_{moy}=1,30<3$) (Tableau 4) et une contamination considérable en BE ($FC_{moy}=3,05>3$) (Tableau 3) par le Hg dans les sédiments du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé.

Tableau 3. Valeurs du FC des ETM dans les sédiments de la retenue du barrage de Fayé en période des basses eaux (BE)

Basse eaux (BE)										
Facteur de contamination (FC)										
Stations	Pb	Fe	Cu	Cd	As	Zn	Ni	Cr	Hg	Mn
S5	0,0006	0	0,0001	0,009	0,04	0,002	0,0021	0,0006	0,18	0,0007
S6	0,0006	0	0,0001	0	0	0,015	0,0005	0,0005	0,00	0,0008
S7	0,0005	0	0,0001	0,015	0	0,009	0,0002	0,0006	0,018	0,0004
S8	0,0006	0	0,0001	0,009	0,05	0,019	0,0021	0,0009	11,13	0,0005
S9	0,0006	0	0,0001	0	0,20	0,006	0,0004	0,001	3,95	0,0010
S10	0,0005	0	0,0001	0,007	0	0,008	0,0011	0,0009	12,18	0,0012
S11	0,0005	0	0,0001	0,007	0	0,009	0,0019	0,0004	0,007	0,0012
S12	0,0006	0	0,0001	0	0	0,019	0,0005	0,001	0,005	0,0014
S13	0,0004	0	0,0001	0	0,15	0,002	0,0024	0,0003	0	0,0002
FCmoy	0,0005	0	0,0001	0,0052	0,0483	0,0099	0,0012	0,0007	3,051	0,0008

Tableau 4. Valeurs du FC des ETM dans les sédiments de la retenue du barrage de Fayé en période des hautes eaux (HE)

Hautes eaux (HE)										
Facteur de contamination (FC)										
Stations	Pb	Fe	Cu	Cd	As	Zn	Ni	Cr	Hg	Mn
S5	0,0006	0	0,26	0,04	0,002	0,018	0,016	0,009	0,18	0,007
S6	0,0002	0	0,37	0,09	0,002	0,012	0,009	0,010	0	0,004
S7	0,0003	0	0,45	0,09	0,002	0,007	0,007	0,009	0,02	0,002
S8	0,0008	0	0,51	0,03	0,002	0,013	0,010	0,011	11,13	0,004
S9	0,0008	0	0,23	0,04	0,002	0,010	0,033	0,001	0,07	0,004
S10	0,0013	0	0,60	0,06	0,002	0,005	0,027	0,001	0,06	0,004
S11	0,0016	0	0,42	0,12	0,002	0,009	0,035	0,0	0,04	0,013
S12	0,0005	0	0,17	0,10	0,002	0,006	0,048	0,001	0,08	0,005
S13	0,0013	0	0,19	0,04	0,002	0,014	0,010	0,0	0,13	0,007
Smoy	0,0008	0	0,36	0,067	0,0015	0,010	0,0217	0,005	1,30	0,0057

2.2.2. Degré de contamination (DC)

L'analyse des résultats du tableau 5 met en évidence les valeurs du DC dans les sédiments de la retenue du barrage de Fayé. Dans la période de basses eaux (BE), la station S8 affiche un niveau de contamination modéré ($DC_{S8}=11,20$), tandis que la station S10 présente une contamination polymétallique élevée ($DC_{S10}=12,20$) (Figure 2a). En période des hautes eaux (HE), on note une contamination polymétallique modérée à la S8 ($DC_{S8}=11,70$) contre une faible contamination au niveau de toutes les stations enregistrées ($DC<6$) (Figure 2b). Les degrés de

contaminations moyens en BE et en HE n'excèdent pas le seuil maximal de la première classe définie par L. Hakanson, (1980, p. 975-1001), indiquant ainsi un niveau de contamination faible ($DC < 6$). Par conséquent, les sédiments de la retenue du barrage Fayé montrent un degré de contamination polymétallique faible (Tableau 5).

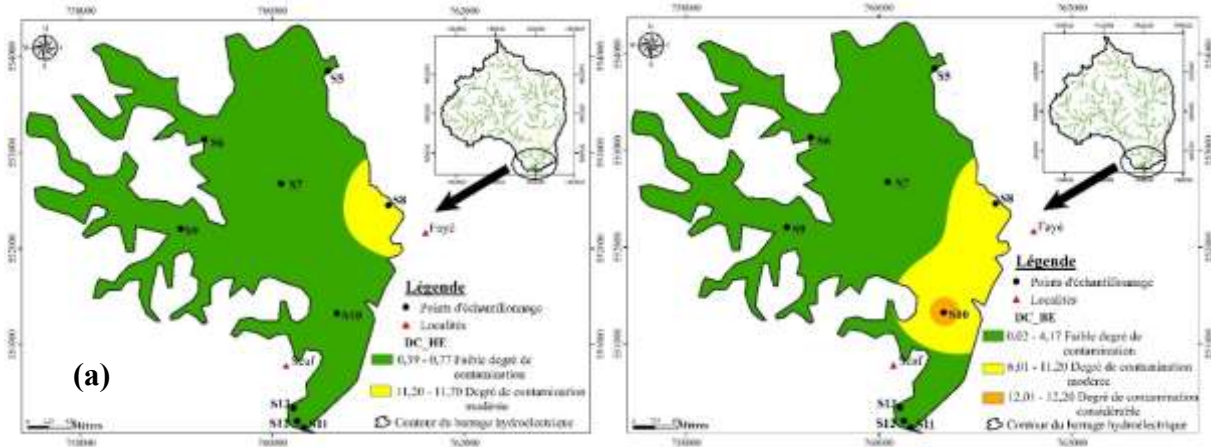


Figure 2. Cartographie du DC des ETM dans les sédiments du barrage de Fayé (a : BE ; b : HE)

Tableau 5. Valeurs du DC des ETM dans les sédiments de la retenue du barrage Fayé

Degré de contamination (DC)		
STATIONS	BE	HE
S5	0,23	0,53
S6	0,02	0,50
S7	0,04	0,59
S8	11,20	11,70
S9	4,16	0,39
S10	12,20	0,77
S11	0,03	0,64
S12	0,03	0,42
S13	0,16	0,39
DCmoy	3,12	1,77

2.2.3. Indices de pollution sédimentaire (IPS)

Les Figures 3a et b montrent que les sédiments de la retenue de Fayé sont faiblement pollués ($IPS_{S8} = 4,69$ en BE et $4,70$ en HE comprises entre $2 < IPS < 5$ à la station S8. En BE, les sédiments sont moyennement pollués notamment à la station S10. On peut constater que pour toutes les stations, l'IPS est inférieur à 1, ce qui indique une faible pollution sédimentaire. De plus, la valeur moyenne de l'IPS pour l'ensemble des stations est de $1,29$ pour le BE et $0,58$ pour le HE, ce qui suggère une qualité de sédiment saine (Tableau 6).

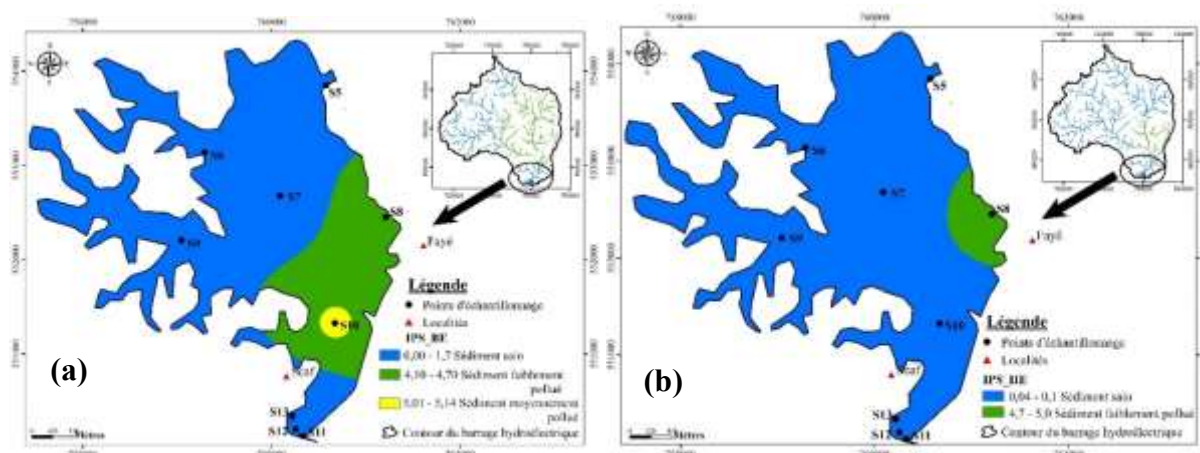


Figure 3. Cartographie de l'IPS des ETM dans les sédiments du barrage de Fayé (a : BE ; b : HE)

Tableau 6. Valeurs de l'IPS des ETM dans les sédiments de la retenue du barrage Fayé

Stations	BE	HE
S5	0,08	0,10
S6	0,001	0,04
S7	0,01	0,05
S8	4,69	4,70
S9	1,68	0,05
S10	5,13	0,06
S11	0,01	0,07
S12	0,003	0,07
S13	0,02	0,07
IPSmoy	1,29	0,58

3. DISCUSSION

Les sédiments de la retenue du barrage hydroélectrique de Fayé révèlent des concentrations moyennes du Pb, Fe, Cu, Cd, As, Zn, Ni, Cr et Mn en période des BE et HE qui sont inférieures aux valeurs de l'UCC (K.H. Wedepohl, 1995, p. 1217-1232). Ces résultats sont similaires à ceux de K. Adjé et *al.*, en 2021, p. 12-25. Cependant, les concentrations moyennes du Hg sont strictement supérieures à celle valeur de l'UCC, qui est considérée comme sédiment non pollué respectivement en BE et HE ($0,23 > 0,056$ mg/kg ; $0,16 > 0,056$ mg/kg). On note une contamination modérée en HE ($FC_{moy}=1,30<3$) et une contamination considérable en BE ($FC_{moy}=3,05>3$) par le Hg dans les sédiments. En comparaison, avec les études de Adjé et *al.*, 2021, p. 12-25, qui ont évalué « l'état de la contamination en éléments traces des sédiments de la retenue du barrage hydroélectrique de Nangbéto (Togo) », ces auteurs ont obtenu dans les sédiments de faible contamination en saison sèche comme en saison pluvieuse ($FC_{Hg}= 0,157$;

0,235) par le même métal (Hg). Par contre, les études de A. Traoré et *al.*, (2014, p. 73-88), ont révélé « une très forte contamination du métal (Hg) avec un FC moyen égale à 44,8 qui est strictement supérieur à 6 dans les sédiments de la lagune Aghien en Côte d'Ivoire ». Les valeurs du degré de contamination (DC) dans la période de basses eaux (BE) à la station S8 affichent un niveau de contamination modéré ($DC_{S8}=11,20$). Dans cette même période (BE), pour la station S10, les valeurs de DC traduisent une contamination polymétallique élevée ($DC_{S10}=12,20$). La forte contamination polymétallique des sédiments à la station S10 en BE peut être attribuée au lessivage des produits phytosanitaires utilisés dans les plantations de cette île. Il est important de noter que « les biocides, tels que les herbicides, les insecticides, contiennent des éléments tels que de l'As, du Hg, du Pb, du Cu, du Zn, du Mn (D. Calamari et H. Naeve, 1994, p. 129) ». En période des hautes eaux (HE), on note une contamination polymétallique modérée à la S8 ($DC_{S8}=11,70$), contre un faible niveau de contamination dans la majorité des stations échantillonnées, ($DC<6$). La contamination modérée à la station S8 s'expliquerait par le fait des activités domestiques (lessive, bain, vaisselle, fèces) dans cette zone. De plus, les pêcheurs de cette zone utilisent des embarcations motorisées pour la navigation sur le plan d'eau. Ces embarcations utilisent du carburant, dont les résidus sont déversés dans les eaux. D. Calamari et H. Naeve (1994, p. 129) ont observé que « les carburants contiennent des éléments traces métalliques (ETM) » qui sont susceptibles de contaminer les sédiments (A. Traoré et *al.*, 2014, p. 73-88). Ainsi, les degrés de contaminations moyens en BE et en HE n'excèdent pas « le seuil maximal de la première classe définie par L. Hakanson (1980, p. 975-1001) », indiquant ainsi un faible degré de contamination ($DC<6$). De ce fait, les sédiments de la retenue du barrage de Fayé montrent un degré de contamination polymétallique faible en toutes périodes. Selon la classification de Singh et *al.*, (2002), les sédiments sont faiblement pollués à la station S8, avec des valeurs de l'IPS égale 4,69 en BE et 4,70 en HE. Cependant, on note des sédiments sont moyennement pollués par les ETM en BE précisément à la station S10. Hormis les stations citées précédemment, les autres stations présentent des valeurs de l'IPS inférieur à 1, traduisant ainsi une faible pollution sédimentaire par les ETM (sédiment sain). Ces sédiments traduisent pour l'ensemble des stations des sédiments sains avec des valeurs de 1,29 en BE et 0,58 en HE. Ces résultats diffèrent de ceux de L. Sahli et *al.*, (2014, p. 336-346) « ($IPS_{moy} = 3,75$) dans le bassin Boumerzoug en Algérie », ainsi que de K.N. Keumean et *al.*, ($IPS_{moy} = 3,04$) dans la lagune Ouladine en Côte d'Ivoire en 2020, p. 1742-1755. Ces études ont rapporté des « sédiments faiblement pollués ».

CONCLUSION

L'étude du niveau de contamination des sédiments de la retenue du barrage de Fayé, montre que ces sédiments sont faiblement pollués par les Pb, Fe, Cu, Cd, As, Zn, Ni, Cr et Mn. Leurs valeurs moyennes dans les sédiments sont généralement inférieures aux valeurs de l'UCC, à l'exception celles du Hg en BE (0,23 mg/kg) et en HE (0,16 mg/kg). L'évaluation du niveau de contamination dans les sédiments de la retenue de ce barrage a permis de connaître l'état de contamination des sédiments par les ETM et leur toxicité. Ainsi, on note une contamination modérée en HE ($FC_{moy}=1,30<3$) et une contamination considérable en BE ($FC_{moy}=3,05>3$) par le Hg dans les sédiments à l'aide du calcul du facteur de contamination (FC). Le calcul du degré de contamination (DC) a révélé une contamination polymétallique faible, avec des valeurs moyennes respectives de 3,12 en BE et 1,17 en HE. Au regard du calcul de l'indice de pollution sédimentaire (IPS), les sédiments de la retenue du barrage de Fayé ne sont pas contaminés par les éléments traces métalliques. Ce qui traduisent des sédiments sains respectivement dans la période de BE et HE ($IPS_{moy} = 1,29$ et $0,58$).

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient la Société de Distribution d'Eau de la Côte d'Ivoire (SODECI) pour son apport technique dans la réalisation de cette étude dans le département de San-Pédro.

CONFLIT D'INTÉRÊT

Il n'existe aucun conflit d'intérêt entre les auteurs de ce communiqué.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ADJE Koudjo, OURO-SAMA Kamilou, SOLITOKÉ Hodabalo Dheoulaba, TANOUAYI Gnon, AGBERE Sadikou, BADASSAN Tchaa Easo-Essinam, AHOUDI Housseni, & GNANDI Kissao. (2021) « Etat de la contamination en éléments traces des sédiments du Lac du barrage hydroélectrique de Nangbéto (Togo) ». Environnement, Ingénierie & Développement. Volume 85, pp.12-25. <https://hal.science/hal-03182947v4/document>. (Page consultée 17 septembre 2022).
- BO Gao, HUAIDONG Zhou, YONG Huang, YUCHUN Wang, JIJUN Gao, and XIAOBO Liu. (2014). « Characteristics of Heavy Metals and Pb Isotopic Composition in Sediments Collected from the Tributaries in Three Gorges Reservoir, China ». *The Scientific World Journal*, 7 p. <http://dx.doi.org/10.1155/2014/685834> (Page consultée le 20 mars 2020).
- CALAMARI Davide & NAEVE Heiner. (1994). « Revue de la pollution dans l'environnement aquatique africain ». Document technique du CPCA, N°25, Rome, FAO, 129 p. <https://www.fao.org/3/V3640F/V3640F00.htm>. (Page consultée le 16 avril 2021).

- DE LASME Omer Zéphir. (2013). « Contribution à une meilleur connaissance des aquifères fissuré du socle précambrien : cas de la région de San-Pédro (Sud-ouest de la Côte d'Ivoire) ». Thèse de Doctorat, Université Félix Houphouët Boigny (Abidjan, Côte d'Ivoire), 176 p.
- EBLIN Sampah Georges, SOMBO Abé Parfait, SORO Gbombélé Marc, AKA Natchia, KAMBIRÉ Ollo, SORO Nagnin. (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. <https://www.ajol.info/index.php/jab/article/view/102659>. (Page consultée 9 avril 2020).
- HAKANSON Lars. (1980). « An ecological risk index for aquatic pollution control. A sediment logical approach ». *Water Research*, 14 (8) : 975-1001. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8). (Page consultée 3 septembre 2020).
- ISO 11466. (1995). Qualité du sol-Extraction des éléments en traces solubles dans l'eau régale.
- KADJO M'min Marie Florence, KONAN Kouakou Séraphin, AKAFFOU Franck Hervé, KOUADIO Zilé Alex, KOUASSI Kouakou Lazare. (2023). « Assessment of the quality of domestic water resources: case of the san-pédro river at the Fayé hydroelectric dam (southwest côte d'ivoire) ». *International Journal of Advanced Research*, 11(9), 549-564. https://www.journalijar.com/uploads/651d1112c6571_IJAR-44638. (Page consultée 23 septembre 2023)
- KEUMEAN Keiba Noel, TRAORE Abou, AHOUSSEI Kouassi Ernest, DJADE Péhégninon Junior Ophélie, & BAMBA Siaka Barthélémy. (2020). « Influence des activités anthropiques sur la dégradation de la qualité des sédiments de la lagune Ouladine (Sud-Est de la Côte d'Ivoire) ». (2020). *European Scientific Journal. Edition*.16(15), ISSN: 1857-7881. <https://ejournal.org/index.php/esj/article/view/12976>. (Page consultée 27 avril 2021)
- KOUAME Kouakou Benoit, KONAN Kouakou Séraphin, KONAN Koffi Félix, BOUSSOU Koffi Charles and KOUASSI Kouakou Lazare. (2019). «Heavy metals contamination of an aquatic environment and health risks assessment in two fish species case of the Guessabo lake, western Côte d'Ivoire ». *Oriental Journal of Chemistry*, 35: 1742-1755. <http://dx.doi.org/10.13005/ojc/350617>. (Page consultée 3 février 2022).
- LESVEN Ludovic. (2008). « Devenir des éléments traces métalliques au sein du sédiment, un compartiment clé de l'environnement aquatique ». Thèse de Doctorat, Faculté des

Sciences et Technologies de Lille, (Lille, France). 256 p.
<https://www.theses.fr/2008LIL10112>.

- MALFERRARI Daniele., BRIGATTI Maria. Franca., LAURORA Angela. & PINI Stefano. (2009). « Heavy metals in sediments from canals for water supplying and drainage. mobilization and control strategies ». *J. Hazard. Mater.* 161, 723-729. [10.1016/j.jhazmat.2008.04.014](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.04.014). (Page consultée 3 février 2022)
- MVOUEZOLO Raison Félicien Louzayadio, LOUMPANGOU Celestine Nkounkou, FOTO Eric, AYEISSOU Nicolas, DIOP Codou Gueye Mar & OUAMBA Jean-Maurille. (2019). « Qualité hydrochimique et contamination métallique des eaux distribuées sous canalisation dans la ville de Brazzaville, Congo ». *Afrique science*, 15(1) : 227-241. <https://www.researchgate.net/publication/332265519>. (Page consultée le 16 avril 2021).
- PEMED-CI. (2015). « Etudes monographiques et économiques des districts de Côte d'Ivoire : districts du Bas-Sassandra ». Note de synthèse. 69p. <https://fr.scribd.com/document/516289946>. (Page consultée le 16 juin 2020)
- REZAIE-BOROON Mohammad Hassan, TORESS Vanessa, DIAZ Sonya, LAZZARETTO Teresa, TSANG Mathew. and DEHEYD Dimitri D. (2013). «The Geochemistry of Heavy Metals in the Mudflat of Salinas de San Pedro Lagoon, California, USA ». *Journal of Environmental Protection*, Vol.4, pp. 12-25. [10.4236/jep.2013.41002](https://doi.org/10.4236/jep.2013.41002). <https://www.scirp.org/journal/paperinformation?paperid=27172>. (Page consultée le 16 avril 2021).
- RUBIO Belén., NOMBELA Miguel Angel. & VILAS Federico. (2000). « Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ría de Vigo (NW Spain): An assessment of metal pollution ». *Marine Pollution* 40 (11) : 968-980. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00039-4](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00039-4). (Page consultée le 3 juillet 2020).
- SAHLI Leila, EL OKKI Mohamed El Hadeif, AFRI-MEHENNAOUI Fatima-Zohra. & MEHENNAOUI Smail. (2014). « Utilisation d'indices pour l'évaluation de la qualité des sédiments : cas du bassin Bumerzoug (Algérie) ». *European Scientific Journal*, Vol.10, N°35, pp. 336-346. <https://eujournal.org/index.php/esj/article/view/4880>. (Page consultée le 3 juillet 2020).
- SINGH Munenda., MÜLLER German. & 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): 35-54. <https://doi.org/10.1023/A:1021339917643>. (Page consultée le 16 avril 2021).

- TRAORE Abou, SORO Gbombélé, AHOUSSEI Kouassi Ernest, BAMBA Barthélémy Siaka, SORO Nagnin & BIEMI Jean. (2014). « Niveau de contamination en métaux lourds des sédiments d'une lagune tropicale : la lagune Aghien (Sud-Est de la Côte d'Ivoire) ». *Afrique SCIENCE* 10(3) 73 – 88. ISSN 1813-548X, <http://www.afriquescience.info>. (Page consultée le 16 avril 2021).
- TRAORE Abou. (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 Université de Félix-Houphouët Boigny de Cocody (Abidjan, Côte d'Ivoire). 249 p.
- WANG Cong, LIU Shiliang, ZHAO Qinghe, DENG Li. & DONG Shikui. (2012). « Spatial variation and contamination assessment of heavy metals in sediments in the Manwan Reservoir ». *Lancang River. Ecotoxicology and Environmental Safety*, 82, 32–39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.05.006>. (Page consultée le 16 avril 2021).
- WEDEPOHL K. Hans. (1995). « The composition of the continental crust ». *Geochimica et cosmochimica Acta*, 59(7): 1217-1232. [http://dx.doi.org/10.1016/0016-7037\(95\)00038-2](http://dx.doi.org/10.1016/0016-7037(95)00038-2). (Page consultée le 3 juillet 2020).
- YAYA D., TCHAKAM M.G. & JOUAILLEC M.T. (2021). « Atelier international de maîtrise d'œuvre urbaine de San Pedro, document contexte : Comment projeter la métropole côtière en devenir, tout en pensant son équilibre entre développement économique et social avec une gestion responsable des biens naturels ». San-Pédro (Côte d'Ivoire), 101 p. https://www.ateliers.org/media/workshop/documents/Atelier_San_pedro_Cahier. (Page consultée le 3 juillet 2020).
- YI Yujun., YANG Zhifeng. & ZHAND Shangong. (2011). « Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. *Environment Pollution*, 159(10): 2575-2585. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.06.011>. (Page consultée le 16 avril 2021).

Communications

Kadjo M.M. F., Konan K.S., Kouadio Z.A., Akaffou F.H. & Kouassi K.L. (2022). Evaluation de la contamination en éléments traces métalliques (ETM) des eaux du bassin versant du fleuve San-Pédro au barrage de Fayé (Sud-Ouest de la côte d'Ivoire). *Journées Scientifiques Internationales de la Femme Chercheuse de Côte d'Ivoire organisées du 08 au 10 Novembre 2022 par la section de l'Université Jean Lorougnon Guédé de l'Association des Femmes Chercheuses de Côte d'Ivoire (AFEMC-CI)*.

Kadjo M.M. F., Konan K.S., Kouadio Z.A., Akaffou F.H. & Kouassi K.L. (2022). Evaluation de la pollution organique des eaux du bassin versant du fleuve San-Pedro au barrage de Fayé (Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire). *1ères Journées des Sciences de l'Environnement et du Développement Durable (JSEDD 2022) ; 30 Novembre – 1er Décembre 2022 ; Daloa – Côte d'Ivoire*.

Konan K.S., **Kadjo M.M. F.**, Kouadio Z.A. & Kouassi K.L. (2023). Evaluation de la qualité des sédiments d'une ressource en eau à usage domestique par les éléments traces métalliques (ETM) : cas du barrage hydroélectrique de Fayé (Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire). *23èmes Journées Scientifiques Annuelles de la SOACHIM à l'UGANC du 8 août au 12 août 2023 en Guinée (Conakry)*.

Kadjo M.M. F., Konan K.S., Kouadio Z.A. & Kouassi K.L. (2023). Evaluation du degré de contamination métallique des sédiments de la retenue du barrage de Fayé (Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire). *Colloque international interdisciplinaire sur les crises sécuritaires en Afrique du 14, 15, 16 et 17 novembre 2023, UPGC Korhogo*.

RÉSUMÉ

À San-Pédro (Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire), l'eau destinée à l'alimentation en eau potable (AEP) est directement prélevée dans le lit du fleuve San-Pédro. Cependant, en période d'étiage, son niveau bas crée des pénuries d'eau dans les ménages. Pour juguler ce problème, l'Office National de l'Eau Potable (ONEP) et la Société de Distribution d'Eau de Côte d'Ivoire (SODECI) envisagent d'utiliser l'eau du barrage hydroélectrique de Fayé pour l'AEP des populations de ladite ville. Pourtant, les activités agricoles et agro-industrielles en amont du barrage pourraient altérer la qualité de l'eau. L'étude vise à évaluer l'impact des polluants d'origine anthropique sur la qualité de l'eau du barrage, dans le but d'améliorer le service d'eau potable en ville. Les résultats de l'Indice de Qualité Globale de l'Eau (IQE) à partir de 27 paramètres révèlent que l'eau est inadaptée à tous types d'utilisation. Les valeurs moyennes de l'IQE sont de 1 078,8 ; 863,9 ; 3 007,27 et 3 642,28 dans toutes les saisons respectivement en GSS, GSP, PSS et PSP. Cette pollution est due aux éléments traces métalliques (ETM) présent dans les eaux qui ont des valeurs d' IQE_{ETM} ($IQE_{ETM} = 1\,079,64 ; 864,48 ; 3\,007,61$ et de $3\,645,17$ en toutes saisons) similaires à celles d' IQE_{global} . Les enquêtes menées sur les pratiques agricoles utilisatrices de pesticides ont révélé que ces activités impactent moins la qualité de cette retenue, traduisant ainsi une eau brute de très bonne qualité en termes de pesticides en toutes saisons ($ICPs(GSS, PSS, PSP) = 1$; $ICPs(GSP) = 1,23 < 1,5$). Les valeurs moyennes des indices de pollution sédimentaire (IPS) de 1,76 ; 1,23 ; 0,08 ; 0,40 et de risques écologiques potentiels (RI) de 11,42 ; 35,13 ; 1,24 ; 6,12 en toutes saisons à partir de 10 paramètres métalliques suggèrent des sédiments sains et un faible risque environnemental en toutes saisons. Le traitement par filtration sur du sable siliceux a éliminé 62,1% des aspects physico-chimiques, chimiques et organoleptiques de l'eau traitée (ET) et 45,64% des résidus de pesticides dans ces eaux. En revanche, la filtration au charbon actif consomme complètement les résidus de pesticides (soit 100% des résidus de pesticides éliminés) et atteint une réduction de 63,5% des paramètres physico-chimiques, chimiques et organoleptiques dans ces eaux traitées. Ces eaux présentent une qualité satisfaisante après filtration sur sable siliceux ($IQE_{ET} = 30,61$) et une qualité excellente après traitement au charbon actif ($IQE_{ET} = 0,07$). Ces eaux peuvent être utilisées pour l'AEP de la ville de San-Pédro.

Mots clés : barrage de Fayé, fleuve San-Pédro, AEP, IQE, ICPs, IPS, potabilisation.

ABSTRACT

In San-Pédro (in the Southwest region of Côte d'Ivoire), the water used for potable water supply (PWS) is directly extracted from the San-Pédro riverbed. However, during periods of low water levels, the resulting water shortages in households are a significant concern. To address this issue, the Office National de l'Eau Potable (ONEP) and the Société de distribution d'Eau de Côte d'Ivoire (SODECI) are considering utilizing the water from the Fayé hydroelectric dam for the city's drinking water supply. However, agricultural and agro-industrial activities upstream of the dam may potentially affect the quality of the water. The objective of the study is to assess the impact of anthropogenic pollutants on the quality of the water in the reservoir, with the aim of improving the municipal water supply. The results of the global Water Quality Index (WQI), based on 27 parameters, indicate that the water is unsuitable for all uses. The mean WQI_{global} values are 1 078.8; 863.9; 3 007.27; and 3 642.28, respectively, for all seasons in the LDS, LRS, SDS, and SRS. The contamination is attributable to the presence of trace metal elements (TMEs) in the water, which have WQI_{TMEs} values ($WQI_{TMEs} = 1\,079.64; 864.48; 3\,007.61$ and $3\,645.17$ in all seasons) similar to those of WQI_{global} . Investigations into agricultural practices involving pesticides have revealed that these activities have a minimal impact on the quality of the reservoir. This is evidenced by the fact that the water quality is of an exceedingly high standard in terms of pesticides throughout the year ($PCIs_{(LDS, SDS, and SRS)} = 1$; $PCIs_{(LRS)} = 1.23 < 1.5$). The mean values of the sediment pollution indices (SPI) were 1.76, 1.23, 0.08, and 0.40, respectively, while the mean values of the ecological risk indices (ERI) were 11.42, 35.13, 1.24, and 6.12, respectively, in all seasons. The sand silica filtration process resulted in the elimination of 62.1% of the physicochemical, chemical, and organoleptic characteristics of the treated water (TW), as well as 45.64% of the pesticide residues present in the water. In contrast, activated carbon filtration results in the complete consumption of pesticide residues (i.e., 100% elimination of pesticide residues) and a reduction of 63.5% in the physico-chemical, chemical, and organoleptic parameters of the treated water. The quality of the water was deemed satisfactory following filtration through silica sand ($WQI_{TW} = 30.61$), and it was determined to be of an excellent quality following treatment with activated carbon ($WQI_{TW} = 0.07$). The results of this study indicate that the water in question is suitable for use in the city of San-Pédro's drinking water supply.

Keywords: Fayé Dam, San-Pédro River, Drinking Water, WQI, PCIs, SPI, Potabilization.