



UNIVERSITE
JEAN LOROUGNON GUEDE

UFR ENVIRONNEMENT

REPUBLIQUE DE CÔTE D'IVOIRE

Union-Discipline-Travail

Ministère de l'Enseignement Supérieur et
de la Recherche Scientifique

ANNEE ACADEMIQUE :
2019-2020

N° D'ORDRE : 0323/2021

N° CARTE D'ETUDIANT :
CI0414003131

MASTER

Physique-Chimie Appliquée

Option : Environnement

THEME :

**Evaluation de la contamination des eaux et
des sédiments du fleuve Sassandra par les
pesticides dans la zone de Guessabo
(Centre-ouest de la Côte d'Ivoire)**

Présenté par :

TIE Bi Trazié Ange Aristide

JURY

Président : M. AKAFFOU Doffou Sélastique, Professeur Titulaire,
Université Jean Lorougnon GUEDE

Directeur : Mme TIDOU Abiba Sanogo Epse KONE, Professeur Titulaire,
Université Jean Lorougnon GUEDE

Encadreur : M. KOUAME Kouamé Victor, Maître-Assistant,
Université Jean Lorougnon GUEDE

Examineur : M. DIARRA Moussa, Maître de Conférences,
Université Jean Lorougnon GUEDE

Soutenu publiquement

Le : 24 Février 2021



UNIVERSITE
JEAN LOROUGNON GUEDE

UFR ENVIRONNEMENT

REPUBLIQUE DE CÔTE D'IVOIRE

Union-Discipline-Travail

Ministère de l'Enseignement Supérieur et
de la Recherche Scientifique

ANNEE ACADEMIQUE :
2019 -2020

N° D'ORDRE : 0323/2021

N° CARTE D'ETUDIANT:
CI0414003131

MASTER

Physique -Chimie Appliquée

Option : Environnement

THEME:

Evaluation de la contamination des eaux
des sédiments du fleuve Sassandra par
pesticides dans la zone de Guessabo
(Centre -ouest de la Côte d'Ivoire)

LABORATOIRE :
SCIENCES ET
TECHNOLOGIE DE
L'ENVIRONNEMENT

Présenté par :

TIE Bi Trazié Ange Aristide

JURY

Président: M. AKAFFOU Doffou Sélastique, Professeur Titulaire,
Université Jean Lorougnon GUEDE

Directeur : Mme TIDOU Abiba Sanogo Epse KONE, Professeur Titulaire,
Université Jean Lorougnon GUEDE

Encadreur : M. KOUAME Kouamé Victor, Maître-Assistant,
Université Jean Lorougnon GUEDE

Examineur : M. DIARRA Moussa, Maître de Conférences
Université Jean Lorougnon GUEDE

Soutenu publiquement

Le : 24 Février 2021

DEDICACE

Je dédie cette œuvre :

*A ma défunte mère **GON Lou Toua Marie**. Etant en vie, tu me donnais sans cesse des directives à suivre afin de parvenir à l'autonomie. Ton éducation est à présent une lumière qui éclaire mes voies ici-bas. Puisses-tu trouver le repos et la paix éternels auprès du Dieu vivant.*

*A mon père **GOHI Bi Tié** qui ne fait que m'encourager dans mes entreprises et qui prie jour et nuit pour que mes projets aient leur réalisation.*

*A mes aînés **TIE Bi Vou Yves**, **TOA Bi Djean Sylvain**, **TIE Lou Foua Charlotte Epse GBAZALE** et mon oncle **GOHON Bi Irié Lucien Désiré**, vos apports financiers, matériels et moraux me permettent de progresser et gravir de plus en plus les échelons de la vie. Trouvez ici le fruit de vos efforts.*

*A mon père spirituel **DALOUGOU Jean** et son épouse maman **DALOUGOU Esther**.*

*A ma très chère et tendre compagne **SEA Marie Laure** qui, malgré tous les aléas de la vie, reste pour moi un trésor. Merci ma côte pour tout.*

*A mon fils **TIE Bi Kaelly Christ-Maël Guéassémon**. Ta présence me donne davantage le courage de me battre et trouver une place pour nous sous le soleil.*

A toute ma famille, qu'elle soit nucléaire ou élargie.

REMERCIEMENTS

Ce travail n'aurait pas vu le jour, n'eut été la contribution multidimensionnelle d'un bon nombre de personnes. C'est la raison pour laquelle je voudrais exprimer ma sincère gratitude à toutes ces bonnes volontés.

D'ores et déjà, je voudrais remercier l'autorité principale de notre université, Madame **TIDOU Abiba Sanogo Epse KONE**, Professeur Titulaire à l'Université Jean Lorougnon GUEDE de Daloa et Directeur Scientifique de ce mémoire. Vous avez toujours mis à notre disposition, nous apprenants, des moyens nécessaires afin de nous inculquer une bonne formation pour un avenir radieux. Merci pour la bonne gestion de notre institution.

Ma reconnaissance va à l'endroit de Monsieur **KOUASSI Kouakou Lazare**, Professeur Titulaire à l'Université Jean Lorougnon GUEDE de Daloa, Directeur de l'UFR Environnement. C'est grâce à vous que l'opportunité de réaliser cette œuvre s'est offerte à nous. Votre passion pour la rigueur, la discipline et l'abnégation dans le travail est pour nous une boussole de réussite.

J'observe une minute de silence pour saluer la mémoire de Feu Professeur **KONAN Koffi Félix**, anciennement Enseignant-Chercheur à l'Université Jean Lorougnon GUEDE de Daloa. Je n'oublierai pas les conseils que vous nous avez prodigués. Vous êtes un artiste de la pédagogie. L'artiste meurt, certes ! Mais ses œuvres subsistent. En voici donc une.

Je voudrais exprimer ma très haute reconnaissance à mon encadreur, Docteur **KOUAME Kouamé Victor**, Maître-Assistant et Directeur de la Scolarité Centrale de l'Université Jean Lorougnon GUEDE de Daloa. Auprès de vous, j'ai appris des vertus telles que la rigueur, la discipline, l'endurance et le travail bien fait. Merci pour avoir fait preuve de disponibilité quand besoin y était. Avec vous, je sais maintenant que là où il y a la volonté, il y a aussi la possibilité.

Je remercie Monsieur **AKAFFOU Doffou Sélastique**, Professeur Titulaire à l'Université Jean Lorougnon GUEDE, d'avoir accepté de présider le jury.

Merci à **M. DIARRA Moussa**, Maître de Conférences à l'Université Jean Lorougnon GUEDE, pour avoir accepté d'améliorer la qualité de ce travail.

Je n'oublie pas de réitérer ma reconnaissance à tous les Enseignants de l'Université Jean Lorougnon GUEDE qui contribuent sans cesse à ma formation.

Je voudrais exprimer ma reconnaissance à mes devanciers **DJEDJE Gokou Jean Marie, YAPO Assémian Sylvestre** pour le soutien qu'ils m'ont apporté tout au long de l'élaboration de cet ouvrage. Vous avez été d'une aide incontournable pour moi et j'en suis reconnaissant.

Je voudrais réitérer ma gratitude à **M. KONAN Jean Bosco**, mon enseignant de CM2 qui a toujours cru en mes capacités d'aller plus loin dans les études.

Merci à mes aînés **DALLO Sabine, TIE Lou Toua Christiane, TIE Bi Irié Jean-Marc et TIE Bi Mointi Roland** pour leurs apports à divers niveaux. Que Dieu vous bénisse !

Je n'oublierai pas mes mamans **GOHON Lou Aimée et DOSSO Mayondé Epse GOHON Bi** et mon oncle **NENE Bi Rodrigue**. Merci pour tous vos soutiens.

Je remercie mes belles-sœurs **GOHI Irié Herbertine et TRA Lou Zah Hélène** pour leurs apports durant mon cursus scolaire. Je vous suis reconnaissant.

Je ne saurai oublier Messieurs **BOUA Eba Simon Pierre, CAMARA Nintcha et SAKI Koré Stéphane** pour leurs encouragements.

Je ne manquerai pas de mentionner mes amis **TOA Bi Paul André, GOHOROU Stéphane, TRA Bi Théophile-Caleb, N'DRIN Ruth, SOUATE Josias, DIALLO Modibo, ZADI Simon Pierre, DOHOU Bi Sylvain, DALIE Gartiale, TRAORE Dieudonné, SEKONGO N'golo, CISSE Moussa, PONDO Joël, ZOURE Moussa, KOUAME Marie Berthe et YAPO N'drin Dorgelès**. Vous m'avez démontré maintes fois combien vous m'aimez et me soutenez. Je voudrais donc partager ce travail avec vous.

Je me souviens de tous mes condisciples de la filière Physique-Chimie. Chers amis, la lutte a été rude mais nous y sommes. Merci et force à nous.

Ma reconnaissance s'exprime à l'endroit de tous ceux et toutes celles qui, d'une manière ou d'une autre, m'assistent spirituellement, physiquement, moralement, financièrement et matériellement pour que je trouve de l'épanouissement. Dieu se souviendra de vous.

Merci chers tous !

TABLE DES MATIERES

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS	iii
LISTE DES TABLEAUX.....	iv
LISTE DES FIGURES.....	v
INTRODUCTION.....	1
PARTIE 1 : GENERALITES.....	3
1.1-PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE	3
1.1.1-Situation géographique.....	3
1.1.2-Description du bassin versant du fleuve Sassandra.....	3
1.1.3-Relief et climat de la zone d'étude	4
1.1.4-Végétation	5
1.1.5-Géologie et hydrogéologie	5
1.1.6-Activités socioéconomiques de la population	6
1.2-GENERALITES SUR LES PESTICIDES	6
1.2.1- Définitions.....	6
1.2.2-Classification des pesticides.....	7
1.2.3-Principales familles de pesticides.....	7
1.2.3.1-Fongicides.....	7
1.2.3.2-Insecticides.....	7
1.2.3.3-Herbicides	9
1.2.3.4-Autres familles de pesticides.....	9
1.2.4-Modes de transfert des pesticides dans l'environnement	10
1.2.4.1-Ruissellement.....	10
1.2.4.2-Infiltration	10
1.2.4.3-Drainage souterrain.....	10
1.2.4.4-Dérive aérienne	11
1.2.4.5-Volatilisation.....	11
1.2.5-Modes d'actions des pesticides	11
1.2.6-Toxicité et effets des pesticides sur l'environnement.....	12
1.2.6.1-Toxicité des pesticides	12
1.2.6.1.1-Toxicité des fongicides	12
1.2.6.1.2-Toxicité des insecticides	12
1.2.6.1.3-Toxicité des herbicides	14

1.2.6.2-Effets des pesticides sur l'environnement.....	14
1.2.7- Propriétés physico-chimiques et écotoxicologiques des molécules étudiées	15
1.2.7.1-Imidaclopride	15
1.2.7.2-Acétamipride.....	15
1.2.7.3-Deltaméthrine.....	16
1.2.7.4-Cyperméthrine.....	16
1.2.7.5-Lambda-cyhalothrine	17
PARTIE 2 : MATERIEL ET METHODES	18
2.1-MATERIEL	18
2.1.1-Matériel de mesures <i>in situ</i>	18
2.1.2-Matériel de prélèvement et de conservation des échantillons d'eau et de sédiment	18
2.1.3-Matériel de mesures au laboratoire	19
2.2-METHODES	20
2.2.1-Méthodes d'échantillonnage.....	20
2.2.1.1-Choix des stations d'échantillonnage.....	20
2.2.1.2-Prélèvement et de conservation des échantillons d'eau	21
2.2.1.3-Prélèvement et de conservation des échantillons de sédiments	21
2.2.2-Méthodes d'analyse.....	22
2.2.2.1-Mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau.....	22
2.2.2.2-Dosage des pesticides dans les eaux	22
2.2.2.2.1-Phase de prétraitement.....	22
2.2.2.2.2-Analyses instrumentales.....	23
2.2.2.2.3-Détection.....	24
2.2.2.3-Dosage des pesticides dans les sédiments.....	24
2.2.2.4-Analyse statistique des données	25
PARTIE 3 : RESULTATS ET DISCUSSION.....	26
3.1- RESULTATS.....	26
3.1.1-Caractéristiques physico-chimiques des eaux	26
3.1.2- Concentrations en pesticides du milieu	26
3.1.2.1-Résidus de pesticides contenus dans les eaux	26
3.1.2.2-Résidus de pesticides contenus dans les sédiments.....	28
3.2-DISCUSSION.....	30
CONCLUSION ET PERSPECTIVES	34
REFERENCES.....	35

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

2,4-D	: Acide 2,4-dichlorophénoxyacétique
2,4,5-T	: Acide 2,4,5-trichlorophénoxyacétique
ASNAP	: Appui à l'agriculture sensible à la nutrition et développement des capacités des petits agriculteurs
CEDEAO	: Communauté Economique des Etats de l'Afrique de l'Ouest
CL ₅₀ ou DL ₅₀	: Concentration Létale ou Dose Létale de 50 % de la population
CPG-ECD	: Chromatographie en Phase Gazeuse couplée à un Détecteur de Capture d'Electrons
DDD	: Dichlorodiphényldichloroéthane
DDT	: Dichlorodiphényltrichloroéthane
DT ₅₀	: Durée de demi-vie d'une substance (temps au bout duquel il reste, statistiquement la moitié de la quantité initiale d'une substance dans le sol ou dans l'eau)
FAO	: Organisation des Nations Unies pour l'agriculture et l'Alimentation
GPS	: Global Positional System
HCB	: Hexachlorobenzène
HPLC/MS	: Chromatographie Liquide Haute Performance/Spectrométrie de Masse
INERIS	: Institut National de l'Environnement et des Risques
Kd	: Constante de dissociation à l'équilibre
OMS	: Organisation Mondiale de la Santé
pH	: Potentiel d'Hydrogène
RGPH	: Recensement Général de la Population et de l'Habitat
SNC	: Système Nerveux Central
UFR	: Unité de Formation et de Recherche
UICPA	: Union Internationale de Chimie Pure et Appliquée
US-EPA	: United States Environmental Protection Agency

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I: Structures chimiques des substances étudiées	17
Tableau II: Valeurs des paramètres physico-chimiques des eaux	26
Tableau III: Concentrations des pesticides dans les eaux.....	27
Tableau IV: Concentrations des pesticides dans les sédiments.....	28

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Localisation de la zone d'étude.....	3
Figure 2 : Carte du bassin versant du fleuve Sassandra.....	4
Figure 3 : Disque de Secchi.....	18
Figure 4 : Multi paramètre de type LEVIBOND.....	18
Figure 5 : Bouteille Niskin	19
Figure 6 : Benne de type Van Veen	19
Figure 7 : Glacière et gilets de sauvetage.....	19
Figure 8 : Chaîne HPLC SHIDMAZU	20
Figure 9 : Tamis	20
Figure 10 : Ballon de décantation.....	21
Figure 11 : Localisation des stations de prélèvement	21
Figure 12 : Comparaison des concentrations des pesticides dans l'eau	27
Figure 13 : Comparaison des concentrations des pesticides dans les sédiments.....	29

INTRODUCTION

L'homme, dans sa quête de l'autosuffisance alimentaire et du développement durable, a mis en place des dispositifs de protection des végétaux. Ainsi, depuis plusieurs décennies, la plupart des méthodes modernes de défense des cultures se sont basées sur l'emploi des produits phytosanitaires. La forte utilisation des pesticides était considérée comme un préalable à la réussite d'une stratégie de développement agricole rapide. Ceci a favorisé l'utilisation importante des produits phytosanitaires afin d'augmenter la production agricole. L'emploi de ces produits chimiques n'a donc cessé de croître avec l'intensification des cultures (Lakshmi, 1993 ; Temme & Verburg, 2011). Depuis quelques années, on se rend compte de plus en plus qu'autant les pesticides ont une utilité incontestable, autant ils peuvent engendrer des conséquences désastreuses sur l'environnement, sur la santé humaine et animale si les conditions de formulation, de transport, de stockage et d'utilisation ne sont pas respectées (OMS, 1991 ; Batsch, 2011). Ces produits sont en effet destinés à être utilisés pour débarrasser les cultures d'organismes nuisibles, et donc être épandus sur les cultures. Ces substances n'étant pas pour la plupart d'entre elles d'origine naturelle mais issues de la synthèse chimique, leur présence sur le sol et les végétaux des zones agricoles correspond formellement à une contamination. Il s'agit toutefois d'une contamination attendue et volontaire pour le sol et les végétaux, au contraire des milieux aquatiques, qu'ils soient de surface ou souterrains, pour lesquels la contamination est secondaire et involontaire, en faisant abstraction des usages non agricoles des pesticides tels que le désherbage des milieux aquatiques ou la lutte contre les moustiques.

Les produits phytosanitaires sont un moyen efficace pour la protection des cultures et la réduction des dégâts dus aux ravageurs des cultures. Néanmoins, l'hypothèse générale considère qu'ils représentent de réels dangers au niveau de leur toxicité pour les utilisateurs et le consommateur de produit agricole (Fournier & Bonderef, 1983 ; Toé *et al.*, 2002). Ils sont également des facteurs de pollution de l'environnement, particulièrement des eaux de surface (Ouattara *et al.*, 2013) et des sols (Savadogo *et al.*, 2006). Ces effets sont bien documentés et constituent une problématique majeure qui soulève beaucoup de questions au niveau national, sous-régional et mondial. Sur le plan sanitaire mondial, 1,8 millions de personnes dont 90% d'enfants de moins de cinq ans meurent chaque année de maladies diarrhéiques et 80% à cause de la consommation d'eaux contaminées (OMS, 2004). En Côte d'Ivoire, des diagnostics effectués par des médecins du Centre Hospitalier Universitaire (CHU) de Yopougon (Abidjan) sur certains patients ont révélé la présence des signes cliniques dus à une exposition aux produits phytosanitaires (Kouassi *et al.*, 2004 ; Manda *et al.*, 2005). Par ailleurs, la Côte d'Ivoire

est un pays à vocation agricole dont le secteur rural emploie 57% de la population totale (Dugué, 2001). L'utilisation des pesticides pour des fins agricoles se fait sans aucune mesure de sécurité (ASNAP, 2016). En clair, cela est dû, non seulement, à une méconnaissance des produits par les usagers, mais aussi à l'absence d'un organe permanent d'homologation de ces substances.

A l'instar des autres pays de la sous-région ouest-africaine, les différents cours d'eau en Côte d'Ivoire sont utilisés par la population pour la pêche et l'agriculture. C'est le cas dans la sous-préfecture de Guessabo, une zone fortement agricole qui bénéficie du passage du fleuve Sassandra. En effet, à Guessabo, aux alentours du fleuve Sassandra, sont menées plusieurs activités agricoles à cause de la présence de l'eau toute l'année (Kra, 2016). Les pesticides sont utilisés à toutes les étapes de la réalisation de ces travaux agricoles. Il existe donc un réel besoin d'identification de la nature de ces produits phytosanitaires, de leur mode d'utilisation et de leurs concentrations résiduelles dans l'écosystème afin de pouvoir établir un diagnostic sur la problématique des pesticides dans cette zone et les effets environnementaux et sanitaires de ces polluants. Ce travail a donc été initié en vue d'évaluer le niveau de contamination des eaux et des sédiments du fleuve Sassandra par les pesticides dans la zone de Guessabo (Centre-ouest de la Côte d'Ivoire). De façon spécifique, il sera question de :

- montrer l'évolution spatiale de quelques paramètres physico-chimiques (Température, pH, Oxygène dissous, Transparence) des eaux du fleuve Sassandra ;
- déterminer les teneurs de cinq insecticides (Imidaclopride, Deltaméthrine, Lambda-cyhalothrine, Cyperméthrine et Acétamipride) dans les eaux ;
- déterminer les teneurs de ces cinq pesticides dans les sédiments.

La première partie de ce travail est consacrée aux généralités. Elle présente la zone d'étude, décrit les principales familles de pesticides, leurs modes de transfert dans l'environnement et leurs effets sur la santé humaine et animale et sur l'environnement. La seconde partie est relative aux matériel et méthodes utilisés pour la collecte des données et la dernière partie met en exergue les résultats obtenus ainsi que leur discussion. Une conclusion et des perspectives mettent fin à cette étude.

PARTIE 1 : GENERALITES

1.1-PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE

1.1.1-Situation géographique

La zone d'étude est à Guessabo. Située dans le Centre-ouest de la Côte d'Ivoire, Guessabo est une sous-préfecture créée par décret en Mars 2008 et appartient au département de Zoukougbeu dans la région du Haut-Sassandra. Elle s'étend entre les latitudes 6°43'56'' Nord et les longitudes 6°58'48'' Ouest. Les localités limitrophes de Guessabo sont : au nord la sous-préfecture de Domangbeu et de Zoukougbeu, au sud la sous-préfecture d'Iboguhé, à l'est la sous-préfecture de Gregbeu et à l'ouest la sous-préfecture de Guézon (Kra, 2016). La figure 1 présente la localisation géographique de la zone d'étude. Par ailleurs, la zone de Guessabo est traversée par le fleuve Sassandra qui est l'un des quatre grands fleuves de la Côte d'Ivoire. Ce secteur est très favorable à la pêche continentale et les alentours sont très propices pour l'agriculture (Kra, 2016). La zone de traversée du fleuve a été choisie comme zone d'étude.

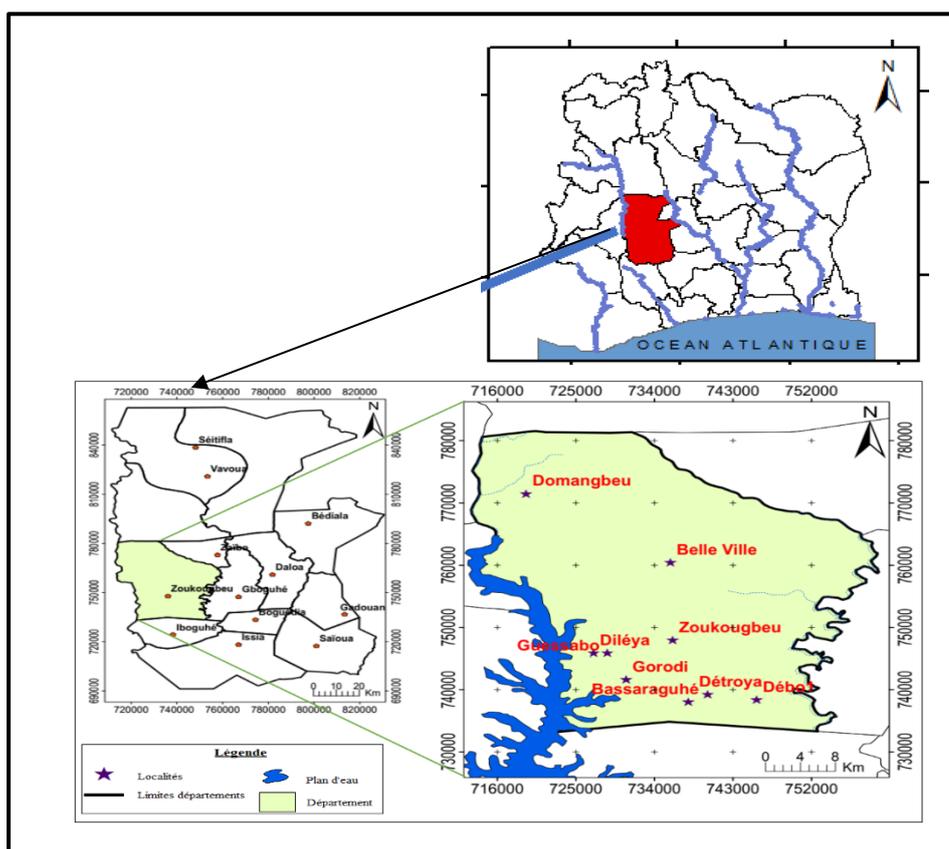


Figure 1: Localisation de la zone d'étude

1.1.2-Description du bassin versant du fleuve Sassandra

Le fleuve Sassandra prend sa source dans la région de Beyla (Guinée) où il porte le nom Féroudougou. Son bassin versant couvre une superficie de 75 000 km². Avec une longueur de 650 km, le Sassandra reçoit deux affluents importants en rive droite : le Bafing et le N'Zo.

organisé en quatre saisons. La grande saison des pluies est marquée par des intersaisons et des orages (avril à mi-juillet). La petite saison sèche se déroule de mi-juillet à mi-septembre, la petite saison des pluies de mi-septembre à novembre et la grande saison sèche de décembre à mars (Baka, 2012).

On note aussi la présence de fortes précipitations avec des moyennes minimales de 18 mm en janvier et maximale de 210 mm en septembre (Baka, 2012).

1.1.4-Végétation

A l'instar de toutes les autres sous-préfectures du Haut-Sassandra, la sous-préfecture de Guessabo est située dans le domaine guinéen, secteur forestier mésophile. Ce secteur se caractérise par la forêt dense semi-décidue. Cette forêt se retrouve sur la pédiplaine et connaît une forte dégradation dans les zones où les activités agricoles et les feux de brousse sont intenses (Baka, 2012). L'on assiste alors, depuis quelques années, à une savanisation progressive de la région.

1.1.5-Géologie et hydrogéologie

Au plan géologique, la région est du socle précambrien, avec deux grandes formations que sont les roches magmatiques et les roches métamorphiques (Ligban *et al.*, 2009). Les roches magmatiques sont représentées par les granitoïdes : granites à biotite, granites à chlorite, albite et muscovite. Les leuco granites, les granodiorites et les dioritoïdes sont essentiellement constituées de diorites quartziques à albite. L'on rencontre dans cette région des roches métamorphiques telles que les migmatites dont les faciès sont de type migmatites anciennes, gneiss migmatitiques, migmatites rubanées et leuco migmatites. Aussi sont présents des ensembles schisteux constitués de schistes argileux, gréseux et de grès feldspathiques. Au niveau de l'hydrogéologie, deux grands types d'aquifères sont rencontrés dans la région : les aquifères d'altérites et les aquifères de fractures et/ou de fissures. Les aquifères d'altérites issues des roches granitiques sont un mélange de sables et d'argiles avec une proportion plus importante de sables qui constituent également les arènes (Ligban *et al.*, 2009). En milieu schisteux, les produits d'altération sont dominés par une phase argileuse plus importante. Ils sont peu perméables et de porosité importante liée à la taille des grains (Ligban *et al.*, 2009). Ces aquifères ont une épaisseur moyenne de 10 à 20 m dans les granito-gneiss et de 15 à 40 m dans les schistes (Soro, 2010). Les nappes d'altérites sont caractérisées par un niveau piézométrique proche la surface du sol et sont de ce fait très vulnérables à la pollution. Elles se

rechargent immédiatement au cours des précipitations et sont caractérisées par un rabattement excessif du niveau piézométrique en saison sèche.

1.1.6-Activités socioéconomiques de la population

Selon le Recensement Général de la Population et de l'Habitat (INS, 2015), la population de la localité de Guessabo est estimée à 36302 habitants. Cette population est composée essentiellement des autochtones (Niaboua) et des peuples venus de la CEDEAO. L'agriculture et la pêche sont les principales activités de la population. Les activités agricoles sont diverses. Le long du fleuve, sur les rives, il existe des plantations de cacao, d'hévéa et de banane plantain. Les propriétaires de ces champs cultivent également du vivrier le long du fleuve toute l'année, même pendant les crues des eaux du fleuve Sassandra. Les autres agriculteurs saisonniers effectuent leurs activités en saison sèche, en profitant du recul de l'eau dans le lit du fleuve. Les terres sont acquises par emprunt ou par location. Toutes les cultures en saison sèche sont faites dans le lit du fleuve. Ce sont entre autres la patate douce, le riz, l'arachide, la tomate et le maïs. Selon Kra (2016), la pêche pratiquée dans la zone d'étude est de type continental. Celle-ci se pratique sur divers foyers et implique un nombre important d'acteurs. Ce qui fait que la production est importante. Concernant les foyers de pêche, on a non seulement le lac du barrage de Buyo qui s'étend jusqu'à Guessabo mais également des couloirs de pêche qui sont des affluents du lac. Les plus importants sont : Voh, Glèpè, Sety Bada et Kôkpa (Kra, 2016).

1.2-GENERALITES SUR LES PESTICIDES

1.2.1- Définitions

Les pesticides ou encore produits phytosanitaires sont définis de plusieurs manières, selon l'objectif recherché dans leur utilisation. Le code international de conduite pour la distribution et l'utilisation des pesticides définit un pesticide comme toute substance ou association de substances qui est destinée à repousser, détruire ou combattre les ravageurs, y compris les vecteurs de maladies humaines ou animales et les espèces indésirables de plantes et d'animaux causant des dommages ou se montrant autrement nuisibles (OMS, 1994). Ces produits sont également appelés agro pharmaceutiques ou phytosanitaires (FAO, 2003). Selon Wilma *et al.* (1989), dans le domaine restreint de la protection des végétaux, les pesticides sont des produits destinés à prévenir ou à combattre les maladies et fléaux des végétaux ainsi que les mauvaises herbes et à protéger les récoltes. Selon la Directive Européenne 91/414/CEE du 15 juillet 1991, les pesticides sont des substances actives et des préparations contenant une

ou plusieurs substances actives qui sont présentées sous une forme dans laquelle elles sont livrées à l'utilisateur et qui sont destinées à :

- protéger les végétaux ou les produits végétaux contre tous les organismes nuisibles et à prévenir l'action de ces derniers ;
- exercer une action sur les processus vitaux des végétaux, pour autant qu'il ne s'agisse pas de substances nutritives ;
- assurer la conservation des produits végétaux ; détruire les végétaux indésirables, freiner ou prévenir une croissance indésirable des végétaux.

1.2.2-Classification des pesticides

La classification des pesticides peut se faire selon la nature de la cible visée, selon le type d'action ou selon la structure chimique de la molécule active.

1.2.3-Principales familles de pesticides

1.2.3.1-Fongicides

Les fongicides sont un ensemble de substances actives contre les champignons. Ils sont également définis comme des produits ayant une action contre les bactéries, virus ou mycoplasme. C'est le groupe de pesticide le moins utilisé dans le monde (Rocher, 2004). Il existe deux différents groupes de fongicides : les fongicides organiques et les fongicides inorganiques ou minéraux. Les fongicides organiques sont constitués par les organochlorés dont les produits essentiels sont le DDT et le HCB et les carbamates (le chlorprophame, le propoxur, etc.), dérivés de l'acide carbamique $HOOC-NH_2$.

Les fongicides inorganiques sont à base de cuivre et à base de soufre. Les fongicides à base de cuivre sont les plus nombreux et les plus fréquents. Le plus connu est la bouillie bordelaise, mélange de sulfate de cuivre, de chaux et d'eau. Il existe aussi des préparations à base d'oxychlorure de cuivre. Les fongicides soufrés sont de trois types : les soufres triturés utilisés sous forme de poudre, les soufres sublimés obtenus par condensation des vapeurs et employés en poudrage et les soufres mouillables utilisés en pulvérisations qui contiennent 80% de soufre à l'état pur et qui sont rendus miscibles à l'eau par l'adjonction d'agents mouillants.

1.2.3.2-Insecticides

Les insecticides sont utilisés pour la protection des plantes contre les insectes. Ils interviennent en les éliminant ou en empêchant leur reproduction. Les insecticides sont répartis en cinq grands

groupes : les organochlorés, les organophosphorés, les carbamates, les néonicotinoïdes et les pyréthrinoïdes de synthèse.

-Les organochlorés

Les organochlorés sont des insecticides qui contiennent du carbone, de l'hydrogène et des atomes de chlore.

Les diphényles aromatiques constituent le groupe d'organochlorés les plus anciens. Ils comprennent le DDT, le DDD, le dicofol, le méthoxychlor et l'acétamipride. Le DDT est le plus connu aussi bien par rapport à son efficacité en tant qu'insecticide dans le contrôle des vecteurs de la malaria ou de la fièvre jaune par exemple, qu'à cause de sa rémanence et de ses effets nocifs sur les espèces non cibles. Le lindane ou isomère de l'hexachlorocyclohexane a été également longtemps utilisés dans de nombreux pays. C'est un insecticide neurotoxique dont les effets sont foudroyants dans de nombreux produits antiparasitaires à usage vétérinaire.

Aussi, distingue-t-on les cyclo diènes qui sont apparus après la seconde guerre mondiale. Parmi les formulations les plus connues et répandues, on trouve le chlordane, l'aldrine, la dieldrine, l'heptachlore ou l'endosulfan. La majorité des cyclo diènes sont des insecticides persistants, stables dans les sols et peu photodégradables.

Il y a, en outre, les polychloroterpènes dont le plus connu est le toxaphène. C'est un insecticide persistant dans les sols, mais volatil. Il est peu toxique pour les mammifères et les oiseaux chez qui il est rapidement métabolisé ; néanmoins, il présente une toxicité importante chez les poissons (Gérin *et al.*, 2003).

-Les organophosphorés

Les organophosphorés appartiennent à la famille des anticholinestérasiques. Ce sont des esters de l'acide phosphorique dont les noms de substances actives sont le plus souvent identifiables par leur terminaison en "phos" ou en "thion". Les grands groupes d'organophosphorés sont :

- les organophosphorés aliphatiques tels que le malathion, le diméthoate ou le dichlorvos ;
- les dérivés phényles tels que le parathion, le méthyl parathion ou le profénofos qui sont généralement plus stables que leurs congénères aliphatiques ;
- les hétérocycles dont le chlorpyrifos, le méthidathion et le phosmet font partie (Saadane, 2018).

-Les carbamates

Ce sont des insecticides dérivés de l'acide carbamique. Le carbaryl est le carbamate le plus utilisé en raison de son spectre d'action très étendu pour les contrôles des insectes et en raison de sa faible toxicité chez les mammifères (Saadane, 2018). Le carbofuran, l'aldicarbe, le carbosulfan ou encore le fénoxykarbe sont également des carbamates largement utilisés.

-Les néonicotinoïdes

Ces pesticides sont des insecticides aux propriétés neurotoxiques. Le plus connu est l'imidaclopride, principal composant du Gaucho, récemment suspecté comme étant à l'origine de la disparition de la population d'abeilles en milieu agricole par l'Autorité Européenne de Sécurité des Aliments (Poulier, 2014). Outre l'imidaclopride, il existe d'autres substances néonicotinoïdes telles que l'acétamipride, le thiaclopride et le thiaméthoxame.

-Les pyréthrinoïdes

Insecticides de synthèse, la structure des pyréthrinoïdes est dérivée de celle des pyréthrines, issues des fleurs du pyréthre. Ils sont instables à la lumière et en général efficaces à faibles doses sur un large spectre d'insecte (Ware & Whitacre, 2004). Les substances principales de ce groupe sont : le bifenthrine, la lambda-cyhalothrine, la cyperméthrine et la deltaméthrine.

1.2.3.3-Herbicides

Ce sont les pesticides les plus utilisés dans le monde, toutes cultures confondues (Giroux, 2004) Appelés également désherbants, les herbicides sont des substances actives destinées à éliminer les végétaux rentrant en concurrence avec les plantes et à protéger les plantes en ralentissant la croissance de ces végétaux. Les familles d'herbicides les plus représentées sont : les carbamates (le chlorprophame, le triallate), les urées substituées (le diuron, le chlortoluron), les triazines (l'atrazine, la simazine), les chlorophoxyalcanoïques (2,4-D, MCPA) et les amides (alachlore, propyzamide). Leur classification est faite selon leurs modes d'application et d'action (Mortensen, 1986).

1.2.3.4-Autres familles de pesticides

Outre les grandes familles de pesticides mentionnées précédemment, différentes autres familles peuvent être citées : les acaricides (utilisés contre les acariens), les nématicides (employés pour lutter contre les vers du groupe des nématodes), les rodenticides (contre les rongeurs), les molluscicides (contre les limaces et les escargots), les taupicides (contre les taupes), les

corvicides et les corvifuges (contre les corbeaux et les oiseaux ravageurs de cultures) (Kesraoui-Abdessaelm, 2008).

1.2.4-Modes de transfert des pesticides dans l'environnement

Une fois appliqués, les pesticides sont véhiculés vers d'autres cibles autres que les êtres vivants à enrayer via l'air et l'eau. Plusieurs mécanismes interviennent dans le transfert des pesticides dans l'environnement. Ce sont : le ruissellement, l'infiltration, le drainage souterrain, la dérive aérienne et la volatilisation (Giroux, 2004).

1.2.4.1-Ruissellement

Le ruissellement de surface des eaux de pluie survient en cas de pluie suffisamment forte ou d'une durée suffisamment longue de sorte à imbiber complètement la couche superficielle du sol. La pluie supplémentaire ne peut pénétrer dans le sol ; elle s'écoule alors en surface en formant des rigoles ou en empruntant les voies de drainage des terres (fossés et drains souterrains) pour rejoindre les cours d'eau. L'entraînement des pesticides par ruissellement dépend de la pente du terrain, de la nature du couvert végétal et son importance, du type de sol, des techniques culturales, de l'intensité de la pluie, des caractéristiques physico-chimiques de chaque pesticide et de la pluie qui suit cette application (Giroux, 2004).

1.2.4.2-Infiltration

Les pesticides dissous dans l'eau vont être entraînés lorsque celle-ci s'infiltré dans le sol. Une dégradation des pesticides peut s'ensuivre, dans les couches superficielles, sous l'action des micro-organismes du sol. Des processus chimiques ou physiques peuvent également transformer ou diluer les pesticides présents. La rapidité de l'infiltration de l'eau dépend de la porosité du sol. Pour un sol poreux (constitué de sable et de gravier), l'infiltration est rapide et peut atteindre la nappe phréatique. Dans le cas d'un sol à texture fine (argile), l'infiltration est lente (Giroux, 2004).

1.2.4.3-Drainage souterrain

En milieu agricole, notamment dans les sols argileux ou à texture fine, les surplus d'eau sont évacués vers les cours d'eau par le drainage souterrain. Les pesticides qui sont infiltrés dans le sol avec les eaux de pluie peuvent rejoindre le réseau de drainage souterrain et être déversés vers les cours d'eau (Giroux, 2004).

1.2.4.4-Dérive aérienne

Une dérive aérienne entraîne la dispersion par le vent de gouttelettes ou de vapeurs de pesticides en dehors de la zone visée. Elle peut constituer une source importante de contamination pour les secteurs voisins des zones traitées. Les principaux facteurs qui influencent la dérive aérienne sont la grosseur des gouttelettes du pesticide pulvérisé, la vitesse du vent et la hauteur de pulvérisation. Les grosses gouttelettes se déposent rapidement dans la zone traitée, mais les fines gouttelettes peuvent rester en suspension dans l'air plus longtemps et être transportées par le vent sur de longues distances (Giroux, 2004).

1.2.4.5-Volatilisation

Certains pesticides ont tendance à se volatiliser, c'est-à-dire à dégager une vapeur durant et après la pulvérisation. Ces vapeurs s'élèvent au-dessus de la zone traitée pour être ensuite transportées par les courants d'air sur des distances plus ou moins grandes. Le processus de volatilisation est soutenu par la chaleur. Le flux de volatilisation est influencé par la nature physico-chimique du pesticide (tension de vapeur, constante d'Henry), les facteurs pédoclimatiques locaux (vent, température, humidité, etc.) et le mode de pulvérisation (Voltz *et al.*, 2005).

1.2.5-Modes d'actions des pesticides

L'utilisation d'un pesticide est fonction de la cible visée. Ses modes d'action sont de deux types. On l'applique soit pour un traitement préventif qui empêche le développement de ravageurs ou constitue un blocage aux champignons, soit pour traitement curatif quand des ravageurs ou des symptômes visibles sont présents.

Concernant les fongicides, les traitements préventifs inhibent la germination des spores. Quant aux traitements curatifs, ils entraînent la perturbation des cycles métaboliques du champignon, le blocage de la division cellulaire, l'altération des membranes cellulaires et le blocage de la synthèse de protéines et d'enzymes (FREDON, 2013). Dans le cas des insecticides, la prévention des éléments indésirables se fait par enrobage de la semence.

Le mode curatif se produit par inhalation, par contact et par ingestion. En traitements préventifs, les modes d'action des herbicides sont antigerminatifs et racinaires systémiques. Pour le traitement curatif, on a les herbicides foliaires de contact, les herbicides foliaires systémiques et les herbicides racinaires systémiques (FREDON, 2013).

1.2.6-Toxicité et effets des pesticides sur l'environnement

1.2.6.1-Toxicité des pesticides

Par définition, la toxicité d'une substance est sa capacité à causer des effets nocifs sur un système biologique (Hoffman *et al.*, 1995). L'exposition aux produits phytosanitaires peut occasionner deux types de dangers sur la santé de la victime : l'intoxication aiguë et l'intoxication chronique. L'intoxication aiguë se manifeste immédiatement ou peu de temps après une exposition unique ou de courte durée à un pesticide. L'intoxication chronique, quant à elle, survient suite à l'absorption répétée pendant plusieurs jours, plusieurs mois, voire plusieurs années, de faibles doses de pesticides qui peuvent s'accumuler dans l'organisme (Gupta, 2004).

1.2.6.1.1-Toxicité des fongicides

Les fongicides sont généralement considérés comme moins toxiques pour l'homme que pour les insecticides. Cependant, ils peuvent causer des dégâts à des doses élevées. Les symptômes d'intoxication sont divers. Nous avons entre autres des troubles cutanés, ophtalmologiques ou respiratoires ; des allergies ; des troubles digestifs et neurologiques (maux de tête, nausées, altération de la vision...). Parfois, ils peuvent être sources de cancers, de troubles génétiques, voire altération des fonctions de reproduction (Ladurner *et al.*, 2005 ; Saviuc & Pulce, 2007).

1.2.6.1.2-Toxicité des insecticides

– Organochlorés

Les intoxications aiguës des insecticides de la famille des organochlorés se font par induction enzymatique. Les symptômes sont divers. On a des signes neurologiques (céphalées, vertiges, tremblements, convulsions), des signes digestifs (nausées, vomissements, diarrhées) et des signes respiratoires. Pour ce qui est de la toxicité chronique, les signes marquants sont neurologiques (nausées, céphalées, asthénie, vertiges, tremblements), cutanés et cancérogènes (Mura, 2009).

– Organophosphorés et Carbamates

Les insecticides de la famille organophosphorés ont progressivement remplacé les organochlorés parce qu'ils sont moins rémanents. Mais ils sont beaucoup plus toxiques. Les intoxications aiguës engendrées par ces pesticides ont une action liée à l'inhibition des cholinestérases, enzymes présentes au niveau du SNC, des muscles, des globules rouges et du plasma. Leur rôle est de détruire l'acétylcholine, libérée lors du passage de l'influx nerveux.

C'est l'accumulation de cette acétylcholine qui donne naissance à l'intoxication. Les signes sont nombreux et nous avons entre autres : les nausées, les vomissements, les diarrhées, les myosis, la tachycardie, l'hypertension, le coma convulsif et l'hypotonie. Quant à l'intoxication chronique, les symptômes sont : les neuropathies périphériques, les modifications du comportement et l'affectivité de la mémoire (Gouvernement du Québec, 2007).

Les carbamates ont à peu près le même degré de toxicité que les organophosphorés. Mais leur intoxication est plus brève. De plus, les symptômes tels que l'hypotonie et les diarrhées ne sont pas observées chez les adultes. Ceux-ci présentent des signes cliniques comme des fascinations (Gouvernement Québec, 2007).

– Néonicotinoïdes

Les effets toxiques des néonicotinoïdes se situent à quatre niveaux : la toxicité neurologique, la perturbation endocrinienne, la génotoxicité et la cancérogénicité.

L'imidaclopride et l'acétamipride ont des impacts sur le cervelet des mammifères. Ils provoquent des anomalies morphologiques du développement cérébral et des troubles du comportement (Kimura-Kuroda *et al.*, 2012). Aussi, l'Imidaclopride inhibe-t-il une enzyme hépatique qui accumule dans l'organisme une substance neurotoxique nommée delta ALA (Sauer, 2014).

Les néonicotinoïdes, notamment la clothianidine, l'acétamipride et le thiaméthoxame sont des perturbateurs endocriniens de grand rang ayant des effets sur la reproduction chez les animaux. A propos du thiaclopride, il a été classé reprotoxique de catégorie 2.

Le thiaclopride, le clothianidine et l'imidaclopride ont des effets cytotoxiques sur la division cellulaire des lymphocytes humains et peuvent causer des dommages à l'ADN en donnant voie libre à la cancérogenèse et à la mutagenèse (Caledrón-Segura *et al.*, 2012).

– Pyréthri-noïdes

Les pyréthri-noïdes sont des insecticides à effet neurotoxique. Ils ciblent tout le système nerveux. L'effet toxique des pyréthri-noïdes chez les insectes est beaucoup plus élevé que chez l'humain. Selon Bradberry *et al.* (2005), cette différence serait 2250 fois plus importante chez l'insecte, étant donné les différences inter-espèces dans la sensibilité des canaux sodium, de la différence de masse et de la différence de température corporelle. Chez l'être humain, les effets indésirables sont immunitaires et endocriniens (Zhao *et al.*, 2010). Ces effets toxiques

dépendent de la voie et de la dose d'exposition ; les facteurs seront donc associés à des symptômes cliniques différents (Clark, 1995).

1.2.6.1.3-Toxicité des herbicides

Les intoxications liées aux herbicides dépendent de la classe de ces derniers.

Les dérivés des phénols et crésols sont très toxiques. La coloration de la peau de la victime est jaune. Les dérivés de l'acide carbamique sont peu toxiques de même que les phytohormones de synthèse (2,4,5-T, 2,4-D), mais ceux-ci sont vite éliminés. Pour le paraquat, les intoxications aiguës volontaires ou accidentelles sont gravissimes et provoquent la fibrose interstitielle pulmonaire. Leurs intoxications chroniques se font par pénétration cutanée (Mura, 2009)

1.2.6.2-Effets des pesticides sur l'environnement

Les effets des pesticides sur l'environnement comprennent essentiellement des effets sur les espèces non-ciblées. Lorsqu'ils sont pulvérisés ou épandus globalement sur les parcelles cultivées, plus de 98% des insecticides pulvérisés sur les cultures et 95% des herbicides atteignent une destination autre que leurs cibles (Miller, 2004). En outre, les eaux de ruissellement peuvent transporter les pesticides vers les milieux aquatiques, tandis que le vent peut les transporter vers d'autres parcelles, des pâturages, des établissements humains et des zones non aménagées, affectant potentiellement d'autres espèces. Par exemple, les pesticides chimiques acaricides peuvent avoir des impacts sur les cultures, les oiseaux, les insectes dans les agrosystèmes (Congo, 2013). D'autres problèmes sont liés à de mauvaises pratiques en matière de production, de transport et de stockage. Au fil du temps, l'application répétée de pesticides augmente la résistance des ravageurs, tandis que leurs effets nocifs sur d'autres espèces peuvent faciliter la résurgence des ravageurs (Damalas & Eleftherohorinos, 2011). Par ailleurs, l'utilisation accumulée de pesticides entraîne lentement et progressivement la dégradation de la biodiversité des zones agricoles qui semblent devenir des systèmes artificialisés dévolus à une culture intensive qu'à des écosystèmes terrestres naturels. Une fois appliqués, les produits phytosanitaires atteignent le sol et affectent les bactéries, les champignons, les algues, les vers de terre, les insectes, etc. Ces dégradations sans cesse appauvrissent le sol car les agents actifs de la fertilité du sol que sont les vers de terre sont en déclin (Heimbach, 1997).

1.2.7- Propriétés physico-chimiques et écotoxicologiques des molécules étudiées

1.2.7.1-Imidaclopride

Cette substance appartient à la famille des néonicotinoïdes. L'imidaclopride est un pesticide qui se présente sous forme de poudre cristalline de couleur blanchâtre. C'est une substance active de produits phytosanitaires, d'impureté supérieure ou égale à 970 g/kg. Il est non volatil et faiblement soluble dans l'eau. Selon la nomenclature de l'UICPA (Union Internationale de la Chimie Pure et Appliquée), ce pesticide est connu sous le nom 1-[(6-chloro-3-pyridyméthyl)]-N-nitroimidazolidin-2-imine et sa formule brute est $C_9H_{10}ClN_5O_2$. D'une masse molaire de 255,7 g/mol, la solubilité de l'imidaclopride vaut 0,61 g/L dans l'eau à 20°C. Le potentiel de rétention de cette substance active sur la matière organique du sol ou coefficient de partage (Koc) est de 247 cm³/g. Son temps de demi-vie (DT₅₀) qui représente le potentiel de dégradation et la vitesse de dégradation dans le sol, est de 180 jours. Sur le plan écotoxicologique, sa DL₅₀ pour le rat est évaluée à 450 mg/kg de poids sec. Pour les CL₅₀, on a 82 mg/L pour les poissons, 85 mg/L pour les daphnies et des valeurs supérieures à 9 mg/L pour les algues (Al-Sayeda, 2007).

1.2.7.2-Acétamipride

L'acétamipride est un insecticide inodore de la famille des néonicotinoïdes, vendu sous les marques *Assail*, *Pristine*, *Chipco* par Aventis Crop Sciences et *Supreme* par Certis Europe (ARLA, 2002). Il est systémique et est utilisé pour la protection des plantes de cultures et des plantes ornementales, pour le contrôle antiparasitaire en milieu urbain, dans les applications vétérinaires et dans la pisciculture (Chagnon *et al.*, 2014). C'est également un insecticide important dans la culture de la cerise à cause de son efficacité contre la larve de la mouche de la cerise. L'acétamipride est sous forme de poudre blanche. Il est peu soluble dans l'eau (4,25 g/L à 25°C). Non volatil, sa pression de vapeur est de 10⁻⁸ mmHg à 25°C et sa température de fusion vaut 98,9°C, avec une constante de Henry valant 5,3.10⁻⁸. A 25°C, son pKa est de 0,7 et son coefficient de partage octanol-eau (Kow) est égal à 6,27 à 20°C. Son temps de demi-vie au sol, calculé à 22°C et pH 9 est de 812 jours. Selon la nomenclature de l'UICPA, l'acétamipride est appelé (E) -N1-[(6-chloro-3-pyridyl) méthyl] -N2-cyano-N-méthylacétamidine.

De formule brute $C_{10}H_{11}ClN_4$, la masse molaire de l'acétamipride est de 222,68 g/mol (US-EPA, 2012). La structure chimique de l'acétamipride est donnée dans le tableau I.

1.2.7.3-Deltaméthrine

La deltaméthrine est un composé chimique de la famille des pyréthrinoïdes, produite par action du tétrabromure de carbone sur la cyperméthrine. Elle est utilisée principalement comme insecticide et répulsif pour les insectes ou les serpents en raison de ses propriétés neurotoxiques. Le nom systématique de cette substance est (1*R*,3*R*) -3- (2,2-dibromovinyl) -2,2-diméthylcyclopropanecarboxylate de (5) - α -cyano-3-phénoxybenzyle. La deltaméthrine est une poudre cristalline incolore et inodore. Sa formule brute est $C_{22}H_{19}Br_2NO_3$ et sa masse molaire est égale à 505,2 g/mol. Avec une température de fusion allant de 98 à 102°C, la deltaméthrine est presque insoluble dans l'eau (0,2µg/L à 25°C). Ce solide blanc et inodore a une densité de 0,5 et une pression de vapeur comprise entre $1,24 \cdot 10^{-8}$ et $2 \cdot 10^{-6}$ Pa à 25°C. Sa température de fusion se situe entre 98°C et 102°C. La deltaméthrine se dégrade sous l'action de rayonnements lumineux, surtout de l'irradiation solaire. La molécule de la deltaméthrine peut subir des attaques par des réactifs variés grâce aux différentes fonctions (halogène, double liaison, fonction ester, groupement nitrile) qui la constituent. Elle peut réagir avec des acides et au contact d'agents oxydants forts (Bavoux *et al.*, 2007). Sa structure chimique est représentée dans le tableau I.

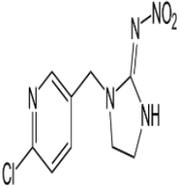
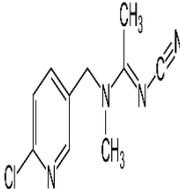
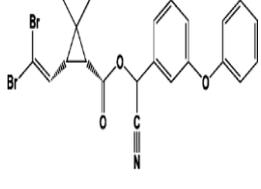
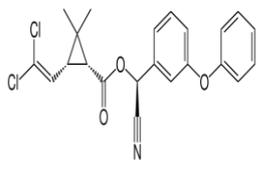
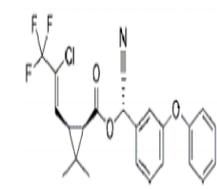
1.2.7.4-Cyperméthrine

La cyperméthrine est un insecticide de la famille des pyréthrinoïdes de synthèse. Cette substance est un liquide visqueux. Elle présente un large spectre d'usage. On l'utilise comme biocide, comme produit phytosanitaire, en exploitation forestière et dans la lutte antivectorielle. (INERIS, 2016). Sa formule brute est $C_{22}H_{19}Cl_2NO_3$ et sa masse molaire vaut 416,297 g/mol. La cyperméthrine est faiblement soluble dans l'eau (0,009 mg/L à 20°C) et son coefficient de partage octanol-eau vaut 6,6 à 20°C. Avec une température de fusion allant de 60 à 80°C, une masse volumique de 1,28 g/cm³ à 22°C et une température d'ébullition valant 220°C, la dégradation de la cyperméthrine se déroule en quelques minutes (23-38 min) par hydrolyse à pH=11 et à 25°C. Elle est stable à des pH neutres ou acides, avec un temps de demi-vie DT_{50} compris entre 136 et 221 jours à pH=7 et à 25°C (INERIS, 2016). La constante d'Henry et la pression de vapeur de cette substance sont respectivement de 0,024 Pa.m³/mol et $2,3 \cdot 10^{-7}$ Pa. Sur le plan écotoxicologique, sa dose létale (DL_{50}) est de 0,43 µg/L pour les poissons, 0,0013 µg/L pour les invertébrés et supérieure à la solubilité pour les algues (INERIS, 2010). La structure chimique de la cyperméthrine est indiquée dans le tableau I.

1.2.7.5-Lambda-cyhalothrine

La lambda-cyhalothrine est un insecticide de la classe des pyréthrinoïdes de synthèse. Elle est utilisée pour contrôler une large gamme de ravageurs à savoir les lépidoptères, les hémiptères, les diptères et les coléoptères (Bao *et al.*, 2007). On l'utilise en santé pour contrôler les cafards, les moustiques et les mouches qui peuvent agir en tant que vecteurs de maladies. Le nom systématique de la lambda-cyhalothrine est le 3-(2-chloro-3,3,3-trifluoro-1-propenyl) -2,2-dimethylcyclopropanecarboxylate. C'est un solide incolore de poids moléculaire 449,4 g/mol. Les études montrent que la lambda-cyhalothrine n'est pas facilement volatilisable dans l'atmosphère en raison de sa faible pression de vapeur (2.10^{-7} Pa) mais se dissipe rapidement dans l'eau (Farmer *et al.*, 1995) à cause de son adsorption sur les particules et les organismes aquatiques (He *et al.*, 2008). Dans l'eau, sa solubilité est 4.10^{-3} g/L à 20°C et à pH=5. De formule brute $C_{23}H_{19}ClF_3NO_3$, le Log de son coefficient de partage Octanol-eau (log Kow) vaut 7. La constante d'Henry de la lambda-cyhalothrine est égale à $0,02 \text{ Pa.m}^3/\text{mol}$, à 20°C. Elle est stable par photolyse. Au plan écotoxicologique, la dose létale (DL_{50}) de la lambda-cyhalothrine est de 0,00019 mg/L pour les invertébrés et supérieure à 0,31mg/L pour les algues (INERIS, 2011). Sa structure chimique se trouve dans le tableau I.

Tableau I: Structures chimiques des substances étudiées

Substances	Imidaclopride	Acétamipride	Deltaméthrine	Cyperméthrine	Lambda-cyhalothrine
Structures chimiques					

PARTIE 2 : MATERIEL ET METHODES

2.1-MATERIEL

2.1.1-Matériel de mesures *in situ*

Le matériel de mesure *in situ* est constitué d'un disque de Secchi (figure 3) et d'un multi paramètre de marque LEVIBOND (figure 4). Le multi paramètre a permis de mesurer le pH, la température, l'oxygène dissous et la conductivité de l'eau. Le disque de Secchi a servi à la mesure de la transparence de l'eau.

Nous avons également utilisé un appareil photo numérique pour les prises de vue et un GPS de marque Garmin E Trex-30x pour la localisation des stations et la prise des coordonnées géographiques.



Figure 3 : Disque de Secchi



Figure 4 : Multi paramètre LEVIBOND

2.1.2-Matériel de prélèvement et de conservation des échantillons d'eau et de sédiment

Le prélèvement et la conservation des échantillons d'eau et de sédiments ont nécessité différents outils. Il s'agit tout d'abord d'un bac motorisé pour le déplacement sur le plan d'eau et des gilets de sauvetage pour protection individuelle. Ensuite, une bouteille hydrologique Niskin (figure 5) et une benne de type Van Veen en acier (Figure 6) ont été utilisées respectivement pour le prélèvement de l'eau et des sédiments. Les échantillons prélevés ont été conservés dans une glacière (figure 7) contenant de la glace puis transportés au laboratoire pour les analyses.



Figure 5 : Bouteille Niskin



Figure 6 : Benne type Van Veen



Figure 7 : Glacière

2.1.3-Matériel de mesures au laboratoire

Une fois au laboratoire, un ensemble de matériel composé d'appareillage, de solvants et de verrerie a été utilisé pour les analyses. L'appareillage comprend une balance électronique SHIMADZU avec une précision de $\pm 0,01\text{g}$, un évaporateur rotatif BUCHI, un mixeur Ultra Turax OMNI INTERNATIONAL, un agitateur IKA, une chaîne de HPLC SHIMADZU (figure 8) pour la purification des pesticides et un tamis (figure 9). Les principaux solvants utilisés sont le dichlorométhane, le méthanol, l'acétonitrile et l'eau ultrapure. Quant à la verrerie, elle est composée de ballon de décantation (figure 10), tubes à essais, erlenmeyer, pipette, fiole jaugée, pipette jaugée, pissette, pipette graduée, agitateur, entonnoir, éprouvette graduée et de flacons.



Figure 8 : Chaîne HPLC SHIMADZU



Figure 9 : Tamis



Figure 10 : Ballon de décantation

2.2-METHODES

2.2.1-Méthodes d'échantillonnage

2.2.1.1-Choix des stations d'échantillonnage

Les prélèvements d'eau et de sédiments ont été effectués durant la grande saison des pluies, le 17 juin 2020 sur le fleuve Sassandra dans la localité de Guessabo. Les échantillons d'eau et de sédiments ont été prélevés sur dix (10) stations nommées S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7, S8, S9 et S10. Elles ont été choisies en fonction de leur accessibilité, des fortes productions halieutiques du secteur et des éventuelles perturbations anthropiques (rejets d'eaux usées, activités agricoles sur la berge). La répartition spatiale de ces stations est présentée à la figure 11.

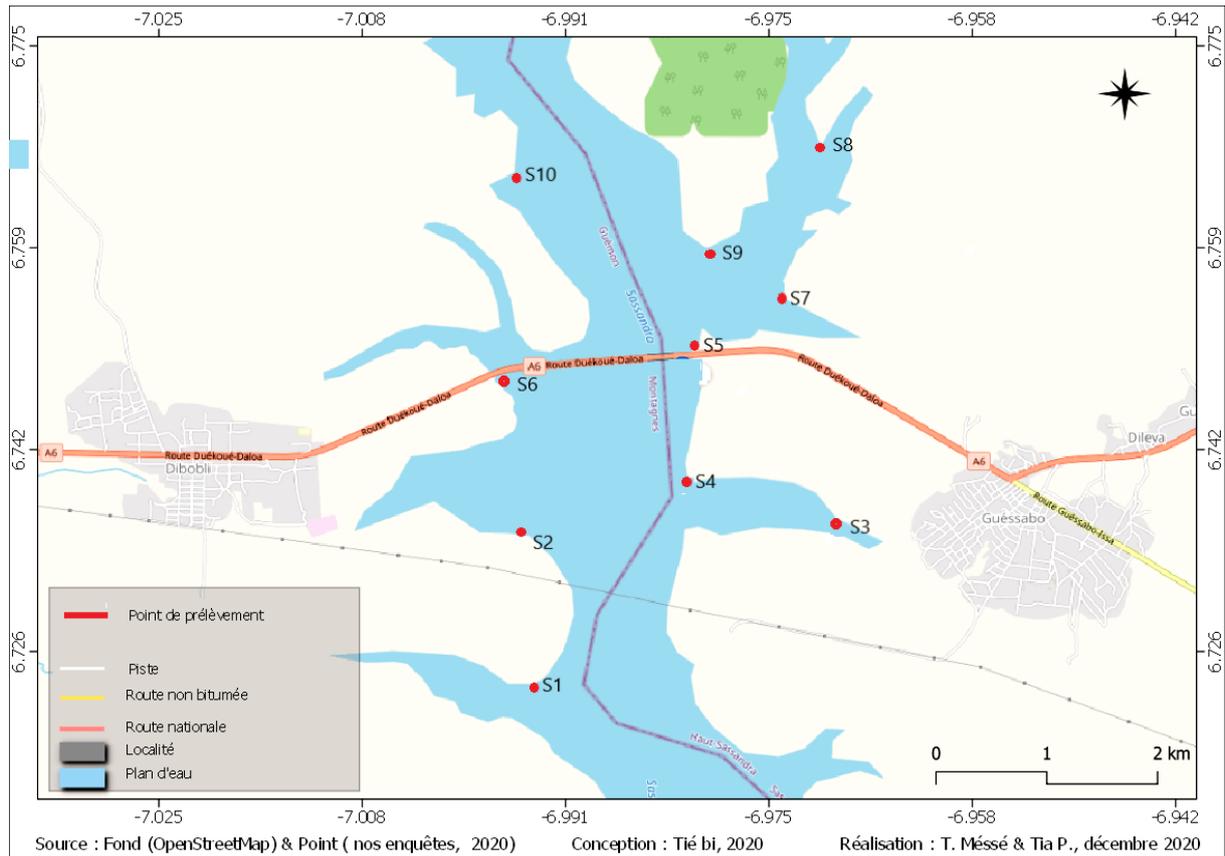


Figure 11 : Localisation des stations de prélèvement

2.2.1.2-Prélèvement et conservation des échantillons d'eau

Le prélèvement de l'eau s'est fait à l'aide d'une bouteille Hydrologique Niskin. La bouteille est glissée à la profondeur souhaitée grâce au câble gradué selon la profondeur du fleuve. La fermeture déclenchée sous le choc du messenger permet d'emprisonner l'eau. La bouteille est aussitôt remontée à bord de l'embarcation. L'eau est recueillie dans des bouteilles de 1 L puis 10 mL de dichlorométhane sont ajoutés afin de stabiliser les composés. Ces bocaux sont ensuite conservés à -4°C dans une glacière pour être transportés le plus tôt possible au laboratoire pour les analyses.

2.2.1.3-Prélèvement et conservation des échantillons de sédiments

Les sédiments ont été prélevés à l'aide d'une benne de type Van Veen en acier inoxydable d'environ 5 kg. La benne est dirigée par une corde, sous l'embarcation. Au contact du fond de l'eau, le lancer du messenger déclenche la fermeture des mâchoires et la corde est tirée pour remonter la benne. Les sédiments sont conservés dans un contenant en verre. Du papier en aluminium est tout d'abord placé sur le goulot et le bouchon de la bouteille est ensuite refermé. Ces bouteilles sont enfin placées dans la glacière à -4°C .

2.2.2-Méthodes d'analyse

2.2.2.1-Mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau

Les paramètres physico-chimiques de l'eau ont été mesurés *in situ*. La température, le pH, l'oxygène dissous et la conductivité ont été mesurés par un multi paramètre de type LEVIBOND. L'appareil est mis sous tension quelques minutes avant la manipulation. La sonde est ensuite lavée à l'eau distillée. Après cela, elle est plongée dans l'eau et la mesure se fait après stabilisation de l'appareil. La valeur s'affiche sur l'écran de celui-ci.

Concernant la transparence de l'eau, elle a été mesurée à l'aide du disque de Secchi. Il s'agit d'un disque partagé en quarts alternés noirs et blancs. Ce disque, lesté, est fixé au bout d'un câble gradué. On laisse descendre le disque dans l'eau jusqu'à disparition et on le remonte ensuite jusqu'à sa réapparition puis on note la valeur obtenue sur la graduation. La transparence correspond à cette valeur notée.

2.2.2.2-Dosage des pesticides dans les eaux

L'identification et la quantification des pesticides dans l'eau ont été faites par les méthodes chromatographiques, précisément par la méthode de recherche multi-résidus. L'analyse a été réalisée en deux phases : la phase de prétraitement et le dosage en HPLC. C'est une méthode par SPE en liquide haute performance (HPL) avec une détection UV sur une cartouche type RP-C18.

2.2.2.2.1-Phase de prétraitement

La phase de prétraitement se déroule en plusieurs étapes que sont : filtration, conditionnement des cartouches d'extraction, extraction proprement dite, élution et concentration. Ces étapes sont détaillées dans les lignes qui suivent.

– Filtration

Sur des filtres Whatman GF/F, 47 mm de diamètre, 0,7 μm en fibres de verre, nous avons filtré 500 ml de l'échantillon pour éliminer la phase particulaire.

– Conditionnement des cartouches d'extraction

Le conditionnement a permis de préparer la phase stationnaire à la percolation de l'échantillon. C'est à cette étape que la phase stationnaire s'active. Nous avons utilisé comme solvant le méthanol et la cartouche de type RP-C18 en mode "phase inverse". Deux types de

conditionnement à savoir le conditionnement au méthanol et le conditionnement à l'eau ont été mis en évidence.

Le conditionnement au méthanol a été fait de la manière suivante : 2 fois 5 mL de méthanol ont été passés à travers la cartouche en vue d'imprégner la phase stationnaire durant environ 30 secondes.

Le conditionnement à l'eau a eu lieu après celui au méthanol. Pour ce faire, l'on a fait passer 2 fois 5 ml d'eau ultrapure dans la cartouche tout en évitant sa descente en-dessous du niveau de la phase stationnaire. Après cela, la cartouche est fixée avec 5 mL d'eau ultrapure avant d'ajouter l'échantillon.

– **Extraction proprement dite**

L'extraction du pesticide a nécessité le passage, à travers la cartouche, de la solution contenant les molécules recherchées avec un débit avoisinant 2 mL/min. Une fois passé sur la cartouche, l'échantillon est rincé à l'eau ultrapure. Le réservoir est ensuite détaché et la cartouche est séchée à l'air pendant 15 minutes.

– **Elution**

La phase d'élution permet la désorption des pesticides fixés sur la phase stationnaire de la cartouche, en faisant passer au plus 3 mL de méthanol. La solution est recueillie goutte à goutte. L'opération est reprise une seconde fois avec environ 2 mL de méthanol puis une troisième fois avec environ 1 mL.

– **Concentration**

Les échantillons sont concentrés à l'aide d'un évaporateur rotatif à 30°C. Le résidu sec obtenu est dissout dans 1 mL de méthanol dans le but de le placer dans les conditions initiales de la phase mobile à l'HPLC. On filtre l'extrait dilué sur du filtre 0,45 µm puis on le met dans un Vial à l'aide d'une seringue pour l'analyser.

2.2.2.2.2-Analyses instrumentales

L'analyse a été réalisée avec un chromatographe liquide « WATERS » équipé d'un dégazeur, d'une pompe à quatre solvants « WATERS 600 E », d'un passeur/préparateur/injecteur automatique d'échantillons « WATERS 717 », et d'un détecteur UV-visible à barrettes de diodes « WATERS 996 ». L'enregistrement et le post-traitement des résultats ont été effectués sur un ordinateur équipé du logiciel de traitement « HPLC solution », sous environnement

Windows. La séparation des pesticides a été réalisée par chromatographie de partage à polarité de phase inversée avec pour phase stationnaire une colonne SHIMADZU RX –C18 de type Shim-Pack (4,6 x 150 mm, 3,5 μ m) remplie de microbilles de silice greffée n-alkylée de 3 μ m de diamètre (Bischoff Chromatography). Une pré-colonne (10 x 4,6 mm) remplie avec la même phase absorbante C18, a été installée avant la colonne analytique pour la protéger d'un éventuel colmatage. La phase mobile était composée essentiellement de solvants polaires, le méthanol (ou l'acétonitrile), solvants certifiés pour analyses HPLC. Le temps d'analyse a été de 80 minutes par échantillon. Le volume d'échantillon injecté était de 80 μ L et le débit de la pompe, de 0,7 mL/min.

2.2.2.2.3-Détection

La détection a été réalisée grâce à un détecteur UV multicanaux. Le maximum d'adsorption se situant vers 240 nm, les solutés qui entrent dans le détecteur ont été soumis à un rayonnement UV (de 190 à 360 nm).

2.2.2.3-Dosage des pesticides dans les sédiments

L'analyse des résidus de pesticides dans les sédiments se déroule en trois étapes. Il faut d'abord extraire le pesticide, ensuite le purifier, et enfin passer à la détermination proprement dite du pesticide par les méthodes chromatographiques.

– Extraction

L'extraction consiste à peser 25 g de sédiments préalablement séché, broyé et tamisé dans un pilulier de 250 mL. On ajoute 100 mL de dichlorométhane et l'ensemble est agité durant au moins 45 minutes et filtré sur du papier filtre Wattman. On laisse évaporer à l'aide de l'évaporateur à 30°C et on récupère le pesticide avec 5 mL de méthanol dans un Vial.

– Purification

Elle consiste à débarrasser la substance extraite des impuretés.

A cette étape, on mesure le volume du filtrat obtenu après extraction et on le verse dans une ampoule à décanter de 1 L contenant 300 mL d'eau et 30 mL de solution saturée en chlorure de sodium. On ajoute ensuite 60 mL de dichlorométhane et le mélange est fait lentement puis fortement durant quelques minutes. On laisse décanter au moins 20 minutes afin que la phase organique se sépare de la phase aqueuse. Ainsi, on obtient du dichlorométhane en phase inférieure (aqueuse) et la phase organique au-dessus. Dans un ballon de 500 mL, le

dichlorométhane est récupéré grâce à un filtre contenant 100 g de sulfate de sodium anhydre. On extrait encore la phase aqueuse avec 60 mL de dichlorométhane. Pendant 5 minutes, le tout est agité. Après 20 minutes de décantation, la phase aqueuse est récupérée dans le ballon de 500 mL. Les phases organiques sont mises dans un ballon. Par le biais de l'évaporateur rotatif, on fait une évaporation sous vide jusqu'à 2 mL.

– **Détermination des néonicotinoïdes**

La détermination des néonicotinoïdes a été réalisée via la chromatographie gazeuse, avec une chaîne HPLC. Plus précisément, le dosage des néonicotinoïdes a été réalisé par la méthode de l'HPLC/MS. C'est une méthode très efficace à cause de la faible volatilité et thermolabilité de ces substances (Paradis *et al.*, 2013). Pour ce faire, 1 mL de l'extrait a été dilué dans 5 mL de la solution reprise. Cette solution est utilisée pour la détermination des néonicotinoïdes dans le respect des conditions chromatographiques.

– **Détermination des pyréthrinoïdes**

Pour déterminer ces composés, il faut faire une autre purification. On utilise des colonnes à usage unique contenant 0,5 g de silice. La cartonnée est étalonnée avec 5 mL de la solution d'éther diéthylique/n-hexane, puis avec 5 mL de n-hexane. Après cela, l'on dépose dans la cartouche 1 mL de la solution à purifier, aspire un tout petit peu et procède à une élution par 5 mL de la première solution en suivant la vitesse qui ne doit pas dépasser 10 mL/min, suivie d'une élution par 5 mL de la deuxième solution. On récupère maintenant le volume obtenu dans une fiole de 10 mL. Et on fait barboter à l'azote pour avoir exactement 10 mL. La recherche des pyréthrinoïdes de synthèse est effectuée sur le volume ci-dessus, en utilisant les conditions chromatographiques CPG-ECD à l'aide de la chaîne HPLC (Danilo *et al.*, 2007 ; Feo *et al.*, 2010).

2.2.2.4-Analyse statistique des données

Pour comparer les teneurs des pesticides dans les eaux et dans les sédiments, nous avons effectué des tests non paramétriques. Il s'agit du test de Kruskal-Wallis et celui de Mann-Whitney. Ces tests ont été réalisés à l'aide du logiciel STATISTICA 7.1. Avant tout, le test de Kruskal-Wallis a été utilisé pour tester la variabilité des stations. Si ce test montre une différence significative au risque $\alpha=5\%$ ($p<0,05$), les différences sont ensuite situées par le test de Mann-Whitney au risque $\alpha=5\%$. Enfin, la variation spatiale des pesticides est représentée par des boîtes à moustaches qui présentent les valeurs extrêmes, les valeurs moyennes et les écarts-types.

PARTIE 3 : RESULTATS ET DISCUSSION

3.1- RESULTATS

3.1.1-Caractéristiques physico-chimiques des eaux

Les résultats de mesure des paramètres physico-chimiques des eaux du fleuve Sassandra sont consignés dans le tableau II.

Tableau II: Valeurs des paramètres physico-chimiques des eaux

Station	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	Moyennes	Ecart-types
Ph	6,48	6,3	6,9	6,5	6,49	6,9	6,95	7,06	7,15	7,15	6,82	0,31
Oxygène dissous (mg/L)	4,67	4,2	5,74	4,82	5,5	6	4,05	4,2	4,78	5,76	5	0,76
Conductivité (µS/cm)	102	125	75	86	113	78,9	75,2	81,6	95,6	106,1	93,84	17,3
Température (°C)	25,8	26,01	25,31	26,3	27,2	26,1	27,1	28,8	27,3	28,3	26,82	1,12
Transparence (m)	0,95	0,89	1,1	0,82	0,78	0,96	0,92	1,02	0,86	0,99	0,93	0,096

A partir des résultats du tableau II, plusieurs observations peuvent être faites. Les paramètres physico-chimiques des eaux varient d'une station à une autre. Le pH varie de 6,3 (S2) à 7,15 (S9 et S10), avec une valeur moyenne de $6,82 \pm 0,31$. L'oxygène dissous a une concentration moyenne de $5 \pm 0,76$ mg/L, une plus faible valeur de 4,05 mg/L à la station S7 et une plus forte valeur de 6 mg/L à la station S6. Pour la conductivité, les valeurs mesurées vont de 75 à 125 µS/cm, respectivement aux stations S3 et S2, avec une valeur moyenne de $93,84 \pm 17,3$ µS/cm. Les valeurs de température oscillent entre 25,31 (S3) et 28,8°C (S8), avec une moyenne de $26,82 \pm 1,12$ °C. En ce qui concerne la transparence, sa valeur moyenne vaut $0,93 \pm 0,096$ m, sa valeur minimale est de 0,78 m (S5) et sa valeur maximale est égale à 1,1 m (S3).

3.1.2- Concentrations en pesticides du milieu

3.1.2.1-Résidus de pesticides contenus dans les eaux

Les concentrations d'imidaclopride, dans les eaux, sont comprises entre 0,0002 (S2) et 0,0074 µg/L (S3). La valeur moyenne est de $0,0052 \pm 0,0028$ µg/L. L'imidaclopride n'a pas été détecté à la station S6. Concernant la deltaméthrine, les teneurs dans les eaux varient de 0,0104 µg/L (S4) à 0,0112 µg/L (S2) avec une valeur moyenne de $0,0055 \pm 0,0035$ µg/L. Au niveau de la lambda-cyhalothrine, on obtient une moyenne de $0,0635 \pm 0,0161$ µg/L. Les stations S1 et S2 ont respectivement la plus grande (0,0804 µg/L) et la plus petite concentration (0,0303 µg/L). Quant

à la cyperméthrine, sa concentration été trouvée plus élevée à la station S2 (0,1219 µg/L) qu'à toutes les autres stations où les valeurs varient entre 0,0002 et 0,0005 µg/L. La valeur moyenne obtenue pour ce composé est de 0,0129±0,0383µg/L. On note que la cyperméthrine n'a pas été détectée dans les prélèvements aux stations S5, S6, S7 et S8. L'acétamipride a pu être détecté à toutes les stations comme la deltaméthrine et la lambda-cyhalothrine. Sa concentration moyenne vaut 0,0109±0,0008 µg/L. La plus grande concentration a été obtenue à la station S3 (0,0121 µg/L) et la plus faible à la station S10 (0,0097 µg/L). Les concentrations des pesticides dans les eaux sont consignées dans le tableau III.

Tableau III: Concentrations des pesticides dans les eaux

Station	Concentrations des pesticides (µg/L)				
	Imidaclopride	Deltaméthrine	Lambda-cyhalothrine	Cyperméthrine	Acétamipride
S1	0,0073	0,0027	0,0804	0,0007	0,0112
S2	0,0002	0,0112	0,0303	0,1213	0,01
S3	0,0074	0,0039	0,0781	0,0005	0,0121
S4	0,0073	0,0104	0,0576	0,0052	0,0113
S5	0,0063	0,0094	0,0579	Nd	0,0105
S6	Nd	0,0046	0,08	Nd	0,0116
S7	0,0071	0,0019	0,0667	Nd	0,0103
S8	0,0062	0,0025	0,0617	Nd	0,0115
S9	0,0062	0,0023	0,0743	0,0007	0,0113
S10	0,0041	0,0056	0,0474	0,0002	0,0097
	Valeurs moyennes (µg/L)				
	0,0052	0,0055	0,0635	0,0129	0,0109
	Ecart-types (µg/L)				
	0,0028	0,0035	0,0161	0,0383	0,0008

Nd : non détecté

La comparaison des concentrations des différents pesticides entre elles montre que la teneur de la lambda-cyhalothrine est la plus élevée dans l'eau. Il y a une différence significative ($p < 0,05$) entre la concentration de la lambda-cyhalothrine et celle des autres substances (figure 11). L'acétamipride et la deltaméthrine ont les concentrations les plus faibles. Leurs valeurs varient très peu d'une station à une autre. En revanche, celles de l'imidaclopride, de la lambda-cyhalothrine et de la cyperméthrine varient fortement d'une station à une autre.

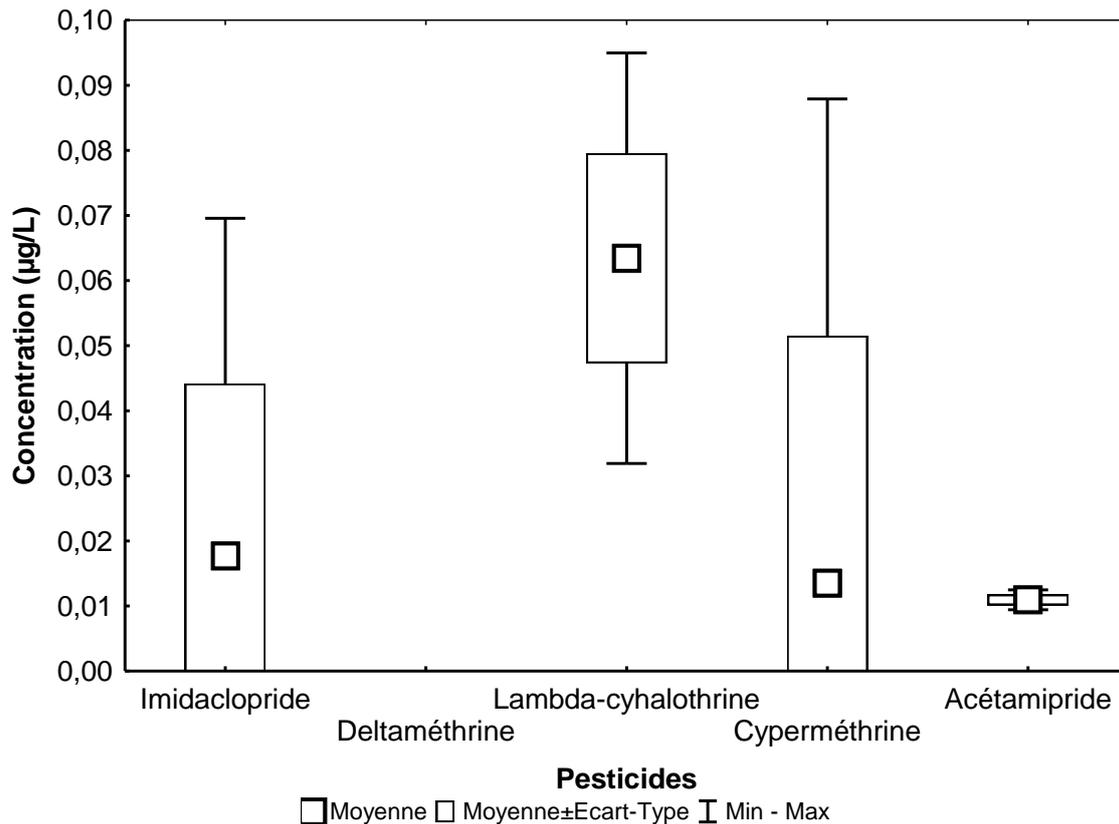


Figure 12 : Variation des concentrations des pesticides dans l'eau.

3.1.2.2-Résidus de pesticides contenus dans les sédiments

Les concentrations des pesticides dans les sédiments sont données dans le tableau IV. Les résultats du tableau IV révèlent que les concentrations en imidaclopride varient de 0,0547 mg/kg à la station S8 à 0,8336 mg/kg à la station S9. La valeur moyenne est de $0,1910 \pm 0,2439$ mg/kg. Concernant la deltaméthrine, les concentrations maximale et minimale sont respectivement de 0,3698 mg/kg (station S9) et 0,0166 mg/kg (station S2), avec une moyenne de $0,1139 \pm 0,1079$ mg/kg. La station S9 enregistre également la teneur la plus élevée en lambda-cyhalothrine (9,4781 mg/kg), la valeur la plus faible (0,8520 mg/kg) a été obtenue à la station S6. La moyenne des concentrations en lambda-cyhalothrine est de $3,8549 \pm 2,6218$ mg/kg.

Dans le cas de la cyperméthrine, les concentrations sont comprises entre 0,0079 et 0,0133 mg/kg. Ces valeurs sont obtenues respectivement à la station S8 et à la station S10. La valeur moyenne est de $0,0040 \pm 0,0058$ mg/kg. Par ailleurs, la cyperméthrine n'a été détectée que sur quatre (04) stations (S6, S7, S8, S10) parmi les dix stations échantillonnées. Pour ce qui concerne l'acétamipride, la concentration la plus élevée a été déterminée à la station S9 et la plus faible à la station S10. Elles sont respectivement de 5,3109 mg/kg et 0,06 mg/kg, avec une moyenne de $1,0626 \pm 1,5206$ mg/kg.

Tableau IV : Concentrations des pesticides dans les sédiments

Station	Concentrations des pesticides (mg/kg)				
	Imidaclopride	Deltaméthrine	Lambda-cyhalothrine	Cyperméthrine	Acétamipride
S1	0,0116	0,0380	2,7330	Nd	0,3296
S2	0,332	0,0166	3,1876	Nd	0,5347
S3	0,1913	0,0318	1,4289	Nd	0,4940
S4	0,1832	0,0278	5,0346	Nd	1,2862
S5	0,0817	0,0987	4,7223	Nd	0,2795
S6	Nd	0,074	0,8520	0,0108	0,3756
S7	0,0641	0,1242	1,7243	0,0117	0,8109
S8	0,0547	0,1892	3,0291	0,0079	0,6044
S9	0,8336	0,3698	9,4781	Nd	5,3109
S10	0,0628	0,1652	6,3592	0,0133	0,0600
	Valeurs moyennes (mg/kg)				
	0,01910	0,1139	3,8543	0,0044	1,0626
	Ecart-types (mg/kg)				
	0,243	0,1079	2,6218	0,0058	1,5206

Nd : non détecté

La lambda-cyhalothrine a la concentration la plus élevée dans les sédiments, suivie de l'acétamipride. La comparaison des différentes concentrations montre une différence significative ($p < 0,05$) entre la concentration de la lambda-cyhalothrine et celle des autres substances (figure 12).

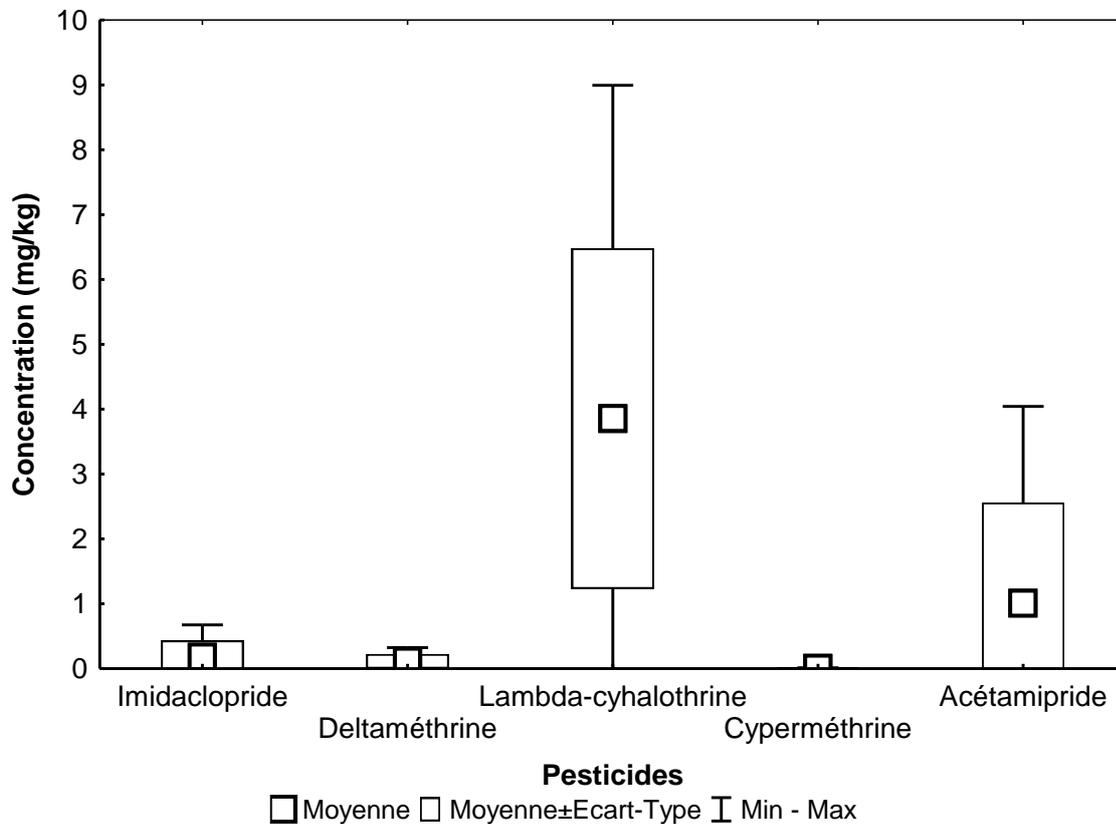


Figure 13 : Variation des concentrations des pesticides dans les sédiments

3.2-DISCUSSION

L'étude du niveau de contamination des eaux et des sédiments du fleuve Sassandra par les pesticides dans la zone de Guessabo a nécessité la mesure de quelques paramètres physico-chimiques avant le dosage des pesticides.

La quantification de quelques pesticides dans l'eau et dans les sédiments a permis de savoir que ceux-ci contiennent des résidus de pesticides, notamment l'imidaclopride, l'acétamipride, la deltaméthrine, la lambda-cyhalothrine et la cyperméthrine. Les teneurs en ces différentes substances dans les eaux et les sédiments varient d'un point à un autre.

Les plus fortes concentrations en néonicotinoïdes (imidaclopride et acétamipride) sont enregistrées à la station S3 et celles en pyréthrinoïdes sont obtenues aux stations S1 et S2. L'acétamipride est présent dans toutes les dix (10) et l'imidaclopride dans neuf stations sur les

dix échantillonnées. Ce résultat est semblable à celui obtenu par Goulson (2013) aux Etats-Unis. En clair, ces travaux concernaient l'analyse d'échantillons d'eau de surface en Californie et ont montré que l'imidaclopride a été détecté dans 89% des échantillons. Cela serait dû à l'hydrosolubilité de cette substance. La valeur maximale de 0,0074 µg/L d'imidaclopride enregistrée à la station S3 est très faible, à comparer à la norme OMS qui est de 0,1µg/L pour la qualité des eaux de surface (OMS, 2011). De telles teneurs montrent qu'il est difficile de détecter l'imidaclopride dans les eaux du fleuve Sassandra. Selon Byrtus *et al.* (2002), l'imidaclopride n'est facilement détectable que pour des teneurs supérieures à 0,02 µg/L. Aussi, de telles valeurs renseignent-elles sur le faible potentiel de bioaccumulation de ce néonicotinoïde. Il lui serait donc difficile de se bioaccumuler dans les organismes vivants des milieux aquatiques (Morissette & Martel, 2014). L'analyse de l'acétamipride donne une concentration maximale de 0,0121 µg/L et une moyenne de 0,019±0,0008 µg/L. L'acétamipride, comme l'imidaclopride, a une teneur inférieure au seuil recommandé par l'OMS mais reste le représentant majoritaire des néonicotinoïdes dans les eaux du fleuve Sassandra. La présence marquante des insecticides néonicotinoïdes à la station S3 pourrait s'expliquer par la position de celle-ci. En effet, cette station se trouve à proximité de la ville de Guessabo. Les activités domestiques des populations riveraines seraient les facteurs potentiels de la présence des néonicotinoïdes. La station S3 reçoit ces rejets domestiques via le ruissellement. Grâce à leur forte hydrosolubilité et leur persistance, les néonicotinoïdes vont alors rejoindre la station S3 par ruissellement ou lessivage. Bien qu'ayant des concentrations faibles, les néonicotinoïdes semblent avoir d'énormes impacts négatifs sur l'environnement en général et sur le système aquatique en particulier (Van Lexmond *et al.*, 2015). Ces pesticides ont la propriété de se propager dans tous les compartiments des végétaux aquatiques. Ils deviennent ainsi dévastateurs des agents de pollinisation (abeilles, bourdons, mégachiles, papillons, etc.). Selon certains auteurs comme Schmuck *et al.* (2001) et Faucon *et al.* (2005), ces concentrations ne pourraient causer la mort chez les pollinisateurs, même après une exposition chronique. En revanche, Blacquièrre *et al.* (2012) et Tasei *et al.* (2000) soutiennent que ces concentrations peuvent altérer le développement, le comportement, l'orientation, la mémoire et les capacités d'apprentissage des pollinisateurs.

Les insecticides pyréthrinoïdes de synthèse, détectés dans les échantillons d'eau, sont la deltaméthrine, la lambda-cyhalothrine et la cyperméthrine. La station S2 a la valeur la plus élevée en deltaméthrine (0,0112 µg/L) et en cyperméthrine (0,1213 µg/L) et la station S1 la valeur la plus élevée en lambda-cyhalothrine (0,0804 µg/L). Les concentrations moyennes en

ces trois pesticides valent respectivement $0,0055\pm 0,0035$ $\mu\text{g/L}$, $0,0635\pm 0,0161$ $\mu\text{g/L}$ et $0,0129\pm 0,038$ $\mu\text{g/L}$. Comparées aux normes de l’OMS, ces valeurs moyennes sont faibles. Quant à la concentration en cyperméthrine à la station S2, elle dépasse la norme de l’OMS qui est fixée à $0,1$ $\mu\text{g/L}$. Ce qui signifie que cette station est fortement contaminée par la cyperméthrine. Néanmoins, ce produit n’a pas été détecté aux stations S5, S6, S7 et S8. Cela pourrait s’expliquer par le fait que la cyperméthrine est peu soluble dans l’eau et il lui serait difficile de s’y disperser après application (INERIS, 2016). Par ailleurs, la présence des pyréthriinoïdes à la station S2 pourrait s’expliquer par les intenses pratiques agricoles près de ce site (Ngameni *et al.*, 2017). Après pulvérisation, les molécules de pesticides, sous l’action du vent et entraînées par l’eau (pluie, irrigation), vont être émises dans le milieu aquatique. Des études menées sur la présence des pesticides dans les eaux de surface ont aussi donné des concentrations au-dessus de la norme de l’OMS. Par exemple, une étude effectuée sur la rivière Abou Ali au Liban a montré que les concentrations de cyperméthrine allaient jusqu’à $0,496$ $\mu\text{g/L}$ (Jabali *et al.*, 2017). Les fortes concentrations de pyréthriinoïdes seraient dues à leur utilisation abusive. Cela peut avoir des répercussions sur les organismes vivants. En outre, ils présentent une très grande toxicité pour les poissons, les crustacés, les amphibiens et les reptiles. En bloquant leurs canaux ioniques, les pyréthriinoïdes provoquent la paralysie des victimes (Palmquist *et al.*, 2012 ; Werner & Young, 2017). Aussi, les travaux de Sánchez-Fortún et Barahona (2005) montrent que les pyréthriinoïdes sont très toxiques pour les invertébrés et pour la plupart des poissons.

Les résultats de l’analyse des sédiments de nos stations révèlent que les pesticides présents dans les eaux le sont également dans les sédiments. Les concentrations de ces pesticides dans les sédiments varient d’une station à une autre. Chez les néonicotinoïdes, la teneur en acétamipride est la plus élevée. Au niveau des pyréthriinoïdes, la concentration en lambda-cyhalothrine est dominante. En dehors de la cyperméthrine qui n’a pu être détectée que dans quatre (04) stations (S6, S7, S8, S10), les autres substances ont été détectées dans les dix (10) stations échantillonnées. Les valeurs moyennes obtenues sont de $0,191\pm 0,2439$ mg/kg pour l’imidaclopride, $1,0626\pm 1,5206$ mg/kg pour l’acétamipride, $3,8549\pm 2,6218$ mg/kg pour la lambda-cyhalothrine et $0,1139\pm 0,1079$ mg/kg pour la deltaméthrine. Les sédiments de la station S9 sont les plus contaminés en pesticides. La forte présence des pyréthriinoïdes dans les sédiments peut s’expliquer par le caractère hydrophobe de ces substances. Etant faiblement solubles dans l’eau, elles ne tarderont pas à converger vers les sédiments. Ceux-ci ont la propriété de les absorber le plus rapidement possible (Laskowski, 2002 ; Toumi *et al.*, 2013) et

deviennent des puits pour ces composés (Li *et al.*, 2014). Une fois dans les sédiments, les pyréthriinoïdes deviennent de potentielles menaces pour les invertébrés benthiques des eaux du fleuve. Cette déclaration est soutenue par Toumi *et al.* (2013). En effet, pour ces auteurs, les insecticides pyréthriinoïdes présentent une toxicité pour de tels invertébrés dans les cours d'eau naturels. Aussi, les pyréthriinoïdes ont-ils une grande affinité pour les particules sédimentaires. Ils ont tendance à s'y accumuler plutôt qu'à se disperser dans la colonne d'eau (Hénault-Ethier, 2016). Cette présence des pyréthriinoïdes est due aux fortes activités agricoles qui s'exercent le long du fleuve. Aux Etats-Unis, les pyréthriinoïdes ont été détectés dans les eaux et sédiments des milieux situés en zone agricole (Hénault-Ethier, 2016). Les concentrations de néonicotinoïdes obtenues dans les stations témoignent de l'usage de ces produits dans la zone d'étude. Les sédiments contaminés tendent à augmenter la contamination de l'eau. Les organismes de l'écosystème aquatique (vers de terre, poissons) sont alors exposés aux effets toxiques de ces composés (Testud, 2014).

Du point de vue général, d'après l'analyse de nos résultats, les substances chimiques recherchées sont plus concentrées dans les sédiments que dans les eaux. Cela se justifie par la plus grande affinité qu'ont ces contaminants pour les particules sédimentaires (Ezemonye, 2005). De plus, à cause de la nature hydrophobe de la majorité de ces substances, il devient difficile de les déceler dans l'eau (Osibanjo, 1994). Une étude menée par Okonkwo *et al.* (2017) au Nigeria pour connaître le niveau de contamination des eaux, sédiments et poissons du fleuve Ogbakiri dans la région du Niger-Delta a révélé de fortes teneurs de pesticides dans les sédiments que dans les eaux. Selon Osibanjo (1994), l'adsorption de ces produits aux sédiments favorise leur mouvement dans les espèces aquatiques. Ce qui rend vulnérables les organismes vivants du milieu benthique.

En comparant les concentrations des pesticides entre elles, aussi bien dans les eaux que dans les sédiments, l'on découvre que la lambda-cyhalothrine est la substance la plus dominante dans les deux matrices. Il découle de cette analyse que le fleuve Sassandra est contaminé majoritairement par les pyréthriinoïdes de synthèse. Comme le cas du fleuve Sassandra, des études entreprises sur les sédiments montrent que les pyréthriinoïdes sont présents dans les milieux aquatiques de façon générale. Selon les études de Werner & Young (2017), sur 98 échantillons de sédiment prélevés dans les eaux de surface urbaines des Etats-Unis, 45% contenaient au moins un pyréthriinoïde. Un autre travail effectué dans 9 cours d'eau suisses a révélé la présence de six pyréthriinoïdes parmi lesquels figuraient la lambda-cyhalothrine, la deltaméthrine et la cyperméthrine à de fortes teneurs (Moschet *et al.*, 2014).

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Cette étude nous a permis d'évaluer la contamination des eaux et des sédiments du fleuve Sassandra par les pesticides. L'atteinte de notre objectif a nécessité au préalable la connaissance de la qualité physico-chimique des eaux. Les analyses au laboratoire des eaux et des sédiments ont permis de retrouver de l'imidaclopride, de l'acétamipride, de la deltaméthrine, de la lambda-cyhalothrine et de la cyperméthrine dans ceux-ci. Les deux premières substances sont de la famille des néonicotinoïdes et les trois autres appartiennent au groupe des pyréthri-noïdes. Il ressort que les pyréthri-noïdes sont les contaminants les plus fréquents dans le milieu d'étude. Les pesticides étudiés constituent de véritables facteurs de risques toxicologiques et environnementaux, même à de faibles concentrations. La migration de ces produits phytosanitaires vers les compartiments aquatique et sédimentaire est fonction de leurs caractères hydrophile ou hydrophobes. Ici, les molécules étudiées sont plus concentrées dans les sédiments que dans les eaux. Leur présence est susceptible de mettre en péril la santé humaine, la vie aquatique et l'environnement. Pour pallier aux désagréments engendrés par les pesticides sur l'environnement, en général, et sur le milieu aquatique en particulier, plusieurs mesures sont, pour nous, avantageuses. Nous préconisons donc :

- ✓ La mise sur pied de campagnes de sensibilisation sur les dangers liés à l'usage incontrôlé des pesticides en faisant appel aux sociologues ;
- ✓ La création de structures compétentes d'homologation des produits phytosanitaires ;
- ✓ L'atténuation des doses des produits pouvant atteindre les espèces non-cibles ;
- ✓ La synthèse de molécules agissant uniquement sur leurs cibles.

REFERENCES

- Al-Sayeda H. (2007). Transfert d'un insecticide systémique, l'imidaclopride, chez la tomate : implication du transfert phoémien. Thèse de Doctorat, Université de Toulouse, France, 174 p.
- ARLA (2002). Note réglementaire REG2002-05 : Acétamipride, Insecticide Assail Brand 70 WP, Insecticide Chipco Brand 70 WSP, Insecticide Pristine Brand RTU. Santé Canada, 146p.
- ASNAP (2016). Plan de Gestion des Pestes (PGP), Ministère de l'Agriculture et de Développement Rural, République de Côte d'Ivoire. Rapport final, 63 p.
- Baka D. (2012). Géométrie, hydrodynamisme des réservoirs fracturés du socle protérozoïque de la région d'Oumé (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université de Cocody, Abidjan, Côte d'Ivoire, 260 p.
- Bao G., Wang M.H., William L.C., Dao J.C. & Zheng J.S. (2007). Risk of cyhalothrin on aquatic organisms in paddy field in China. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 48 :69-74.
- Batsch D. (2011). L'impact des pesticides sur la santé humaine. Thèse de Doctorat, Sciences Pharmaceutiques, Université Henri POINCARRE, Nancy, France, 185 p.
- Bavoux C., Bonnard N., Jargot D., Pillière F. & Serre P. (2007). Base de données toxicologiques, Deltaméthrine, Fiche toxicologique N°193.
- Blacquièrre T., Smagghe G., van Gestel C.A.M & Mommaerts V. (2012). Neonicotinoids in bees: a review on concentrations, side-effects and risk assessment. *Ecotoxicology*, 21 (4): 973-992.
- Bradberry S.M., Proudfoot A.T. & Vale J.A. (2005). Poisoning due to Pyrethroid. *Toxicological Reviews*, 24 (2): 93-106.
- Byrtus G., Anderson A., Saffran K., Bruno G. & Checknita L. (2002). Determination of new pesticides in Alberta's surface waters (1999-2000). The Water Research User Group Alberta Environment, 31 p.
- Caledrón-Segura M.E., Gómez-Arroyo S., Villalobos-Pietrini R., Martínez-Valenzuela C., Carbajal-lópez Y., Caledrón-Ezquerro M.D.C., Cortés-Eslava J., García-Martínez R., Flores-Ramirez D. & Rodríguez-Romero M.I. (2012). Evaluation of genotoxic and

- cytotoxic effects in human peripheral blood lymphocytes exposed in vitro to neonicotinoid insecticides news. *Journal of Toxicology*, 11 p.
- Chagnon M., Kreutzweiser D.P., Mitchell E.A.D, Morrissey C.A., Noome D.A. & van der Sluijs J.P. (2014). Risks of large-scale use of systemic insecticides to ecosystem functioning and services. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (1): 1-16.
- Clark A.J. (1995). An Examination of the Technique of Interpretation. *Journal of Counseling & Development*, 73 (5) : 483-490.
- Congo A.K. (2013). Risques sanitaires associés à l'utilisation de pesticides autour de petites retenues : cas du barrage de Loumbila. Mémoire de Master en Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement, Institut International d'Ingénierie (2iE), Ouagadougou, Burkina Faso, 68 p.
- Damalas C.A. & Eleftherohorinos L.G. (2011). Pesticide Exposure, Safety Issues, Risk Assessment Indicators. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 8 (5): 1402-1419.
- Danilo A., Fabiana V., Silvana G. & Roberto D. (2007). Development of an analytical method for the determination of residues of four pyrethroids in meat by GC-ECD and confirmation by GC-MS. *Bioanalytical Chemistry*, 389: 1791-1798.
- Dugué P. (2001). Dynamiques de plantation et durabilité des systèmes de cultures pérennes en zone de savane de Côte d'Ivoire. Communication à la conférence internationale sur l'avenir de la consommation, Yamoussoukro (Côte d'Ivoire), 5-9 novembre 2001.
- Ezemonye L.I.N. (2005). Polychlorinated Biphenyls (PCBs) levels and distributions in Ethiopia and Benin Rivers of the Niger Delta, Nigeria: Surface water and sediments. *International Journal of Environmental Studies*, 62 (5): 491-504.
- FAO (2003). International code of conduct on the distribution and use of pesticides. Rome FAO, 36 p.
- Farmer D., Hill I.R. & Maund S.J. (1995). A comparison of the fate effects of two pyrethroid insecticides (lambda-cyhalothrin and cypermethrin) in mesocosms. *Ecotoxicology*, 4 :219-244.
- Faucon J.-P., Aurières C., Drajnudel P., Ribière M., Martel A.-C., Zeggane S., Chauzat M.-P. & FA Aubert M. (2005). Experimental study on the toxicity of imidacloprid given in

- syrup of honey bee (*Apis mellifera*) colonies. *Pesticides Management Science*, 61 : 111-125.
- Feo M.L., Eljarrat E. & Barcelo D. (2010). Determination of pyrethroid insecticides in environmental samples. *Trends in Analytical Chemistry*, 7 : 693- 705.
- Fournier E. & Bonderef J. (1993). Les produits antiparasitaires à usage agricole : Conditions d'utilisation et toxicologie. Technique et documentation Lavoisier, Paris, 334 p.
- FREDON (2013). Protéger les végétaux : les bons réflexes, 7 p.
- Gérin M., Gosselin P., Cordier S., Viau C., Quénel P. & Dewailly E. (2003). Environnement et santé publique, Fondements et pratiques. Editions Tec & Doc Edisem, 1023 p.
- Girard G., Sircoulon J. & Touchebeuf P. (1968). Aperçu sur les régimes hydrologiques de Côte d'Ivoire. *In* : Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire, pp. 113-151.
- Giroux I. (2004). La présence des pesticides dans l'eau en milieu agricole au Québec, Québec, Ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Envirodoq n° ENV/2004/0309, Collection n° QE/151, 40 p.
- Goulson D. (2013). An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides-Review. *Journal of Applied Ecology*, 50 : 977-987
- Gouvernement du Québec (2007). Atteinte de systèmes consécutive à une exposition aux insecticides organophosphorés ou carbamates. Document d'Appui à la définition nosologique, Institut de santé publique du Québec. N°634, 42 p.
- Gupta P.K. (2004). Pesticide exposure-Indian Scene. *Journal of Toxicology*, 198 :83-90.
- He L.M., Troiano J., Wang A. & Goh K.S. (2008). Environmental Chemistry, Ecotoxicity and Fate of Lambda-cyhalothrin. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 195: 71-91.
- Heimbach F. (1997). Field tests on the side effects of pesticides on earthworms: Influence of plot size and cultivation practices. *Soil, Biology and Biochemistry*, 29: 671-676
- Hénault-Ethier L. (2015). Health and environmental impacts of pyrethrinoid insecticides: what we know, what we don't know and what we should do about it. Executive summary and literature review, Equiterre, Montréal, Canada, 68 p.

- Hoffman D.J., Rattner B.A., Burton G.A.J. & Cairns J.J. (1995). Handbook of Ecotoxicology. (eds.) CRC Press Inc, Boca Raton 13: 275 p.
- INERIS (2010). Proposition de norme de qualité environnementale : Cyperméthrine. 16 p.
- INERIS (2011). Proposition de norme de qualité environnementale : Lambda-cyhalothrine (91465-08-6). 17p.
- INERIS (2016). Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : Cyperméthrine. DRC-18-157877-10983A, 48p.
- INS (2015). Recensement Général de la population et de l'Habitat en Côte d'Ivoire. Données socio-démographiques des localités, résultats définitifs par localités, Région du Haut-Sassandra. *Institut National de la Statistique*, 3 (1) : 1-43.
- Jabali Y., Millet M. & Elhoz M. (2017). Determination of 48 pesticides in water by using DI-SPME coupled to GC/MS. Water Resources Management. 15th International Conference on Environmental Science and Technology, 31 August to 2 September 2017, Rhodes (Greece), pp. 257-265.
- Kesraoui-Adessaalam A. (2008). Dégradation des pesticides chlortoluron, carbofuran et bentazone en milieux aqueux par les procédés d'oxydation avancée. Thèse de Doctorat des Universités de Paris-Est, France et Tunis El Manar, Tunisie, Ingénierie de l'environnement, 169 p.
- Kimura-kuroda J., Komuta Y., Kuroda Y., Hayashi M. & Kawano H. (2012). Nicotine Like Effects of the Neonicotinoid Insecticides Acetamiprid and Imidacloprid on Cerebellar Neurons from Neonatal Rats. PLoS ONE, 7 (2): 11 p.
- Kouassi Y.M., Wognin S.B., Manda P., Yéboué-Kouamé B.Y., Tchikaya A.F., Bonny J.S. & Dano D.S. (2004). Intoxications chroniques professionnelles diagnostiquées au CHU de Yopougon-Abidjan, de 1990 à 2002. Cahier de Santé Publique. Editions Universitaires de Côte d'Ivoire (EDUCI), Université de Cocody-Abidjan, 3 (1) : 61-66.
- Kra K.S. (2016). Le développement de la pêche en Côte d'Ivoire : Cas de la pêche continentale dans la sous-préfecture de Guessabo. Editions Universitaires de Côte d'Ivoire (EDUCI). *Revue de Géographie Tropicale et d'Environnement*, 1 :37-45.

- Ladurner E., Bosch J., Kemp W.P. & Maini S. (2005). Assessing delayed and acute toxicity of five formulated fungicides to *Osmia lignaria* Say and *Apis mellifera*. *Apidologie*, 36 (3): 449-460.
- Lakshmi A. (1993). Pesticides in India: risk assessment to aquatic ecosystems. *Science of The Total Environment*, 134: 243-253.
- Laskowski D.A. (2002). Physical and Chemical Properties of Pyrethroids. *Reviews Environmental Contamination Toxicology*. 174, 49-170.
- Li H., Wei Y., Lydy M.J. & You J. (2014). Inter-compartmental transport of organophosphate and pyrethroid pesticides in South China: Implications for a regional risk assessment. *Environmental Pollution*, 190 : 19-26.
- Ligban R., Goné L.D., Kamagaté B., Saley M.B. & Biémi J. (2009). Processus hydrogéochimiques et origine des sources naturelles dans le degré carré de Daloa (Centre-ouest de la Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 3 (1): 38-47.
- Manda P., Dano D.S., Kouassi Y.M., Oga A.S., Dembélé A., Wognin S.B. & Aka I. (2005). Evaluation de l'exposition aux organophosphorés et aux carbamates des applicateurs de produits phytosanitaires. Editions Universitaires de Côte d'Ivoire (EDUCI). *Journal of Science Pharmacology and Biology*, 6 (1): 53-60.
- Miller G.T. (2004). Sustaining the Earth: An integrated Approach. In: Thomson learning, Inc. Pacific Grove. Brooks & Cole (Eds), California (USA), pp. 211-216.
- Morissette S. & Martel S. (2014). Problématique et solutions potentielles afin de réduire la contamination de l'eau par les pesticides dans les secteurs de production de pommes de terre. Revue de littérature et plan d'action, AGRINOVA, Québec, Canada, 60 p.
- Mortensen M.L. (1986). Management of Acute Chilhood Poisonings caused by Selected Insecticides and Herbicides. *Pediatric Clinics of North America*, (33): 421-432.
- Moschet C., Vermeirssen E. L. M., Seiz R., Pfefferli H. & Hollender J. (2014). Picogram per liter detections of pyrethroids and organophosphates in surface waters using passive sampling. *Water Research*, 66 : 411-422.
- Mura P. (2009). Pesticides et Toxicologie : Les pesticides peuvent-ils altérer notre santé ? 21p.

- Ngameni T.N., Kenko N.D.B. & Djomo N.E. (2017). Evaluation des facteurs environnementaux liés à la mauvaise utilisation des pesticides par les maraîchers au Cameroun : le cas de Balessing à l'ouest Cameroun. *Afrique Science*, 13 (1) : 91-100.
- Okonkwo C.J., Archibong I.E., Okereke C.J., Osuoha J.O. & Njoku U.C. (2017). Organic Pesticides Concentration in Water, Sediments and Fish Tissues obtained from Ogbakiri River in the Niger-Delta Region, Nigeria and Its Health Implication on Human Consumption. *International Journal of Biochemistry and Biophysics* 5 (4) : 83-90.
- OMS (1991). L'utilisation des pesticides en agriculture et ses conséquences pour la santé publique. 151 p.
- OMS (1994). Prévention des risques pour la santé lors de la préparation et de l'emballage des pesticides. 80 p.
- OMS (2004). Liens entre l'eau, l'assainissement, l'hygiène et la santé : faits et chiffres. 2 p.
- OMS (2011). Directives de qualité pour l'eau de boisson. 4^{ème} édition. Publication Organisation Mondiale de la Santé. Genève, Suisse : 307-447.
- Osibanjo O., Biney C., Calamari D., Kaba N., Mbome I.L., Naeve H., Ochumba P.B.O. & Saad M.A.H. (1994). Chlorinated Hydrocarbon Substances. *In: Calamari D. & Naeve H. (Eds.), Review of Pollution in the African Aquatic Environment*, 2: 61-62.
- Ouattara Y., Guiguemde I., Diendere F., Diarra J. & Bary A. (2013). Pollution des eaux dans le Bassin du Nakambe : Cas du barrage de Ziga. *International journal of biological and chemical sciences*, 6 (6): 8034–8350.
- Palmquist K., Salatas J. & Fairbrother A. (2012). Pyrethroid Insecticides: Use, Environmental Fate, and Ecotoxicology. *In: Insecticides-Advances in Integrated Pest Management*. Edited by Dr. Farzana Perveen, Publisher Intech, Rijeka, Croatia, 708 p.
- Paradis D., Bérail G., Bonmatin J.-M. & Belzunces L. (2013). Sensitive analytical methods for 22 relevant insecticides of 3 chemical families in honey by GC-MS/MS and LC-MS/MS. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 406 (2): 621–633.
- Poulier G. (2014). Etude de l'échantillonnage intégratif passif pour l'évaluation réglementaire de la qualité des milieux aquatiques : application à la contamination en éléments trace métalliques des bassins versants du Trec et de l'Auvézère. Thèse de Doctorat. Chimie environnementale, Université de Limoges (France), 305 p.

- Rocher F. (2004). Lutte chimique contre les champignons pathogènes des plantes : Evaluation de la systémie phloémienne de nouvelles molécules à effet fongicide et d'activateurs de réactions de défense. Thèse de Doctorat, Université de Poitiers (France), Faculté de sciences fondamentales et appliquées, 163p.
- Sánchez-Fortún S. & Barahona M.V. (2005). Comparative study on the environmental risk induced by several pyrethroids in estuarine and freshwater invertebrate organism. *Chemosphere*, 59(4): 553-559.
- Saadane (2018)
- Sauer E., Moro M.A., Bruker N., Gauer B., Fracasso R., Giola A., Beck R., Moreina J.C.F., Eifler-Lima V.L. & Garcia S.C. (2014). Liver delta aminolevulate deshydratase activity is inhibited by neonicotinoids and restored by antioxydants agents. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11 (11): 11676-11690.
- Savadogo P.W., Traoré O., Topan M., Sédogo P.M. & Bonzi-Coulibaly L.Y. (2006). Variation de la teneur en résidus de pesticides dans les sols de la zone cotonnière du Burkina Faso. *Journal Africain des Sciences de l'Environnement*, 1 : 29-39.
- Saviuc P. & Pulce C. Eds (2007). Les insecticides et pesticides ménagers. *In: Urgences fmu-SAMU*. Paris (France): pp. 759-768.
- Schmuck R., Schrönig R., Stork A. & Schramel O. (2001). Risk posed to honeybees (*Apis mellifera* L, Hymenoptera) by an imidacloprid seed dressing of sunflower. *Pest Management Science*, 57 (3) : 225-238.
- Soro G. (2010). Evaluation quantitative et qualitative des ressources en eaux souterraines dans la région des lacs (Centre de la Côte d'Ivoire) : hydrogéologie et hydrochimie des aquifères discontinus du District de Yamoussoukro et du département de Tiébissou. Thèse de Doctorat de l'Université de Cocody, Abidjan, Côte d'Ivoire, 250 p.
- Tasei J. N., Lerin J. & Ripault G. (2000). Sub-lethal effects of imidacloprid on bumblebees, *Bombus terrestris* (Hymenoptera: Apidae), during a laboratory feeding test. *Pest Management Science*, 56 (9) : 784-788.
- Temme A. J. A. M. & Verburg P. H. (2011). Mapping and modeling of changes in agricultural intensity in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 140 : 46-56.

- Testud F. (2014). Insecticides néonicotinoïdes. *EMC-Pathologie Professionnelle et de l'Environnement*, 9 (1) : 1-7.
- Toé A.M., Guisou I.P. & Hema O.S. (2002). Contribution à la Toxicologie Agro-Industrielle au Burkina Faso : Etude des intoxications d'agriculteurs par les pesticides en zone cotonnière du Mouhoun. Résultats, analyse et propositions de prise en charge du problème. *Revue de Médecine du Travail*, Tome XXIX, numéro unique : 59-64.
- Toumi H., Boumaiza M., Millet M., Radetski C.M., Felten V., Fouque C. & Férard J.F. (2013). Effects of deltamethrin (pyrethroid insecticide) on growth, reproduction, embryonic development and sex differentiation in two strains of *Daphnia magna* (Crustacea, Cladocera). *Science of the Total Environment*, 458: 47-53.
- Tomlin C.D.S. (2009). Pesticide Manual, a World Compendium. The British Crop Protection Council, 15th Ed., Alton, United Kingdom, 1457 p.
- USA-EPA (2012). Acetamiprid; Pesticide Tolerances. *Federal Register*, 77 (60): 18710-18716.
- Van Lexmond M.B., Bonmatin J.M., Goulson D. & Noome D.A. (2015). Worldwide integrated assessment on systemic pesticides, Global collapse of the entomofauna: exploring the role of systemic insecticides. *Environment Science and Pollution Research*, 22: 1-4.
- Voltz M., Alix A., Barriuso B.E., Bonicelli B., Caquet T., Dubus I., Gascuel C. & Gril J.-J. (2005). Devenir et transfert des pesticides dans l'environnement et impacts biologiques. *In : Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux.* Aubertot J.N., Barbier J.M., Carpentier A., Gril J.N., Guichard L., Lucas P., Savary S. & Voltz M. (Eds), Expertise Scientifique Collective INR-Cemagref, pp. 1-219.
- Ware G.W. & Whitacre D.M. (2004). The pesticide Book, 6th Ed. Meister Media Worldwide, Willoughby, Ohio, 496 p.
- Werner I. & Young T. (2017). Pyrethroid insecticides – Exposure and impacts in the aquatic environment, *Earth Systems and Environmental Sciences*, 5: 119-126.
- Wilma A., Koen B., Inge V.H., Marlen K. & Harold V.V. (1989). Pesticides : composition, utilisation et risques, CTA Edition, France, 54 p.

Zhao M., Chen F., Wang Q., Gan J. & Liu W. (2010). Integrative assessment of enantioselectivity in endocrine disruption and immunotoxicity of synthetic pyrethroids. *Environmental Pollution*, 158 : 1958-1973.

RESUME

La présente étude est faite dans le but d'évaluer la contamination des eaux et des sédiments du fleuve Sassandra par les pesticides dans la zone de Guessabo (Centre-ouest de la Côte d'Ivoire). La campagne d'échantillonnage a eu lieu le 17 Juin 2020, durant la grande saison pluvieuse. Les échantillons ont été prélevés sur dix sites. Au laboratoire, cinq pesticides (imidaclopride, deltaméthrine, lambda-cyhalothrine, cyperméthrine, acétamipride) ont été dosés. Le cumul des concentrations de toutes les molécules vaut 0,098 µg/L dans l'eau et 5,0545 mg/kg dans les sédiments. Cela montre que les pesticides s'accumulent plus dans les sédiments que dans l'eau, même à de faibles concentrations. Enfin, les tests statistiques de Kruskal-Wallis et Mann-Whitney ont permis de faire ressortir que le fleuve Sassandra est contaminé en grande partie par les insecticides pyréthrinoïdes.

Mots-clés : eau, sédiments, pesticides, fleuve Sassandra, Guessabo.

ABSTRACT

This study aims to evaluate the contamination of Sassandra river's waters and sediments in Guessabo area (West-center of Ivory Coast). Samples have been taken away on 17 June 2020, during the great rainy season. The laboratory's analyses dealt with dosage of five pesticides (imidacloprid, acetamiprid, deltamethrin, lambda-cyhalothrin, cypermethrin). The total of all the molecules concentrations is 0.098 µg/L in water and 5.0545 mg/kg in sediments. That shows the pesticides accumulate into sediments more than into water. At the last, Kruskal-Wallis and Mann-Whitney statistical tests permitted to bring out the heavy contamination of Sassandra river by pyrethroids.

Key words: water, sediments, pesticides, Sassandra river, Guessabo.