

COMMUNAUTÉ FRANÇAISE DE BELGIQUE
UNIVERSITÉ DE LIÈGE – GEMBLoux AGRO-BIO TECH

**Analyse des risques environnementaux liés aux
pratiques phytosanitaires dans les écosystèmes
aquatiques du bassin cotonnier (Nord Bénin)**

Abdoul - Ibrachi GOUDA

Essai présenté en vue de l'obtention du grade de docteur en sciences
agronomiques et ingénierie biologique

Promoteur : Prof. Bruno SCHIFFERS (ULiège, Belgique)

Co-promoteur : Dr. Ibrahim IMOROU TOKO (UP, Bénin)

Année civile 2018

Copyright

Cette œuvre est sous licence Creative Commons. Vous êtes libre de reproduire, de modifier, de distribuer et de communiquer cette création au public selon les conditions suivantes :

- paternité (BY) : vous devez citer le nom de l'auteur original de la manière indiquée par l'auteur de l'œuvre ou le titulaire des droits qui vous confère cette autorisation (mais pas d'une manière qui suggérerait qu'ils vous soutiennent ou approuvent votre utilisation de l'œuvre) ;
- pas d'utilisation commerciale (NC) : vous n'avez pas le droit d'utiliser cette création à des fins commerciales ;
- partage des conditions initiales à l'identique (SA) : si vous modifiez, transformez ou adaptez cette création, vous n'avez le droit de distribuer la création qui en résulte que sous un contrat identique à celui-ci. À chaque réutilisation ou distribution de cette création, vous devez faire apparaître clairement au public les conditions contractuelles de sa mise à disposition. Chacune de ces conditions peut être levée si vous obtenez l'autorisation du titulaire des droits sur cette œuvre. Rien dans ce contrat ne diminue ou ne restreint le droit moral de l'auteur.

Abdoul-Ibrachi GOUDA (2018) Analyse des risques environnementaux liés aux pratiques phytosanitaires dans les écosystèmes aquatiques du bassin cotonnier (Nord Bénin) (Thèse de doctorat). Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Belgique (200 pages, 34 Figures, 35 Tableaux).

Résumé

Au Bénin, la filière coton occupe une place prépondérante dans l'économie nationale. Sa production est confrontée aux attaques des bioagresseurs induisant des pertes de 50 à 70%. Faute d'alternatives durables, le recours aux produits phytopharmaceutiques (PPP) est généralisé et mal encadré. Une enquête sur les pratiques phytosanitaires auprès de 150 producteurs de coton indique que seulement 19% des PPP sont homologués au Bénin pour le coton. 75% des producteurs n'ont reçu aucune instruction et 5% une formation sur les traitements. Par conséquent, 75% des opérateurs sur-dosent les insecticides, 80% ne se protègent pas et les emballages vides sont abandonnés ou parfois employés à des fins domestiques. Des scénarios établis sur base des observations ont permis d'estimer que l'exposition potentielle des producteurs dépasse significativement, pour toutes les substances actives identifiées, les valeurs d'AOEL, parfois de plus de 50 fois.

Au moyen d'un traceur (tartrazine), la dérive générée par un appareil à dos et une canne centrifuge a été quantifiée dans des conditions météorologiques identiques. Les résultats démontrent qu'une hauteur de pulvérisation plus élevée et l'emploi d'une canne de pulvérisation centrifuge engendrent des pourcentages de dérive significativement plus élevés. Les quantités transférées par voie aérienne vers les retenues d'eau sont faibles et les gouttelettes se dispersent jusqu'à une distance de 16 m quel que soit l'appareil utilisé. Au moyen de collecteurs installés sur les parcelles de coton et de prélèvements dans la retenue d'eau, le transfert des pesticides par ruissellement a été quantifié après plusieurs épisodes pluvieux au cours de la campagne 2016 - 2017. Les résultats indiquent la présence systématique de l'acétamipride (surtout dans la phase aqueuse) et du chlorpyrifos (surtout sur les sédiments), ce qui s'explique par leurs propriétés de solubilité et d'adsorption aux particules de sol. Toutefois les résultats indiquent aussi que les quantités transférées par ruissellement sont faibles et dépendent de la pluviométrie, des caractéristiques du milieu (pente, couvert et structure du sol), de certaines pratiques phytosanitaires ou culturales. Aux concentrations observées dans le milieu récepteur, le risque écotoxicologique de l'acétamipride serait négligeable (IRE = 4) pour les organismes aquatiques, les vers de terre et les oiseaux. Par contre, les concentrations en chlorpyrifos dans le milieu pourraient être dommageables à ces organismes (IRE = 272). Pour remédier à cette situation, des actions d'aménagement des abords des retenues d'eau et de sensibilisation des producteurs aux bonnes pratiques phytosanitaires sont nécessaires.

Mots clés : Coton, pesticides, évaluation de risque, écosystème aquatique, Bénin

Abdoul-Ibrachi GOUDA (2018) Analysis of environmental risks related to phytosanitary practices in cotton production in the aquatic ecosystems of the cotton basin (North Benin), (PhD thesis). Gembloux, Belgium, University of Liege – Gembloux Agro-Bio Tech, (200 pages, 34 figures, 35 tables).

Abstract

In Benin, the cotton sector occupies a preponderant place in the national economy. Its production is confronted with attacks from pests and diseases causing losses of 50 to 70%. In the absence of sustainable alternatives, the use of plant protection products (PPPs) is widespread and poorly regulated. A survey of 150 cotton farmers on phytosanitary practices shows that only 19% of PPPs are registered in Benin for cotton. 75% of producers have not received any instruction and 5% have received training on treatments. As a result, 75% of operators overdose insecticides, 80% do not protect themselves and empty packaging is abandoned or sometimes used for domestic purposes. Scenarios based on the observations have made it possible to estimate that the potential exposure of producers significantly exceeds the AOEL values for all the active substances identified, sometimes by more than 50 times.

Using a tracer (tartrazine), the drift generated by a backpack device and a centrifugal rod was quantified under identical weather conditions. The results show that a higher spraying height and the use of a centrifugal spray can generate significantly higher drift percentages. The quantities transferred by air to the water reservoirs are small and the droplets disperse up to a distance of 16 m regardless of the device used. Using cotton plot collectors and water retention sampling, the transfer of pesticides by runoff was quantified after several rainfall events during the 2016-2017 season. The results indicate the systematic presence of acetamiprid (mainly in the aqueous phase) and chlorpyrifos (mainly on sediments), which is explained by their solubility and adsorption to soil particles. However, the results also indicate that the quantities transferred by runoff are low and depend on rainfall, environmental characteristics (slope, soil cover and structure) and certain phytosanitary or cultural practices. At concentrations observed in the receiving environment, the ecotoxicological risk of acetamiprid would be negligible (IRE = 4) to aquatic organisms, earthworms and birds. However, chlorpyrifos concentrations in the environment could be harmful to these organisms (IRE = 272). To remedy this situation, actions to develop the surroundings of water reservoirs and to raise producers' awareness of good phytosanitary practices are necessary.

Keywords: Cotton, pesticides, risk assessment, aquatic ecosystem, Benin

Remerciements

Cette thèse a été réalisée dans le cadre du projet AquaTox-Bénin intitulé : « **Influence des pratiques phytosanitaires en milieu cotonnier sur l'agrosystème aquatique et la qualité sanitaire des poissons produits dans les retenues d'eau au nord Bénin** ». Il a été entièrement financé par l'Académie de Recherche et d'Enseignement Supérieur de la Commission pour la Coopération au Développement (ARES-CCD) de Belgique. Je voudrais ici manifester ma gratitude au bailleur et particulièrement à Madame Fanny BERNARD responsable de la coopération au développement.

Mes remerciements vont également à l'endroit du Professeur Patrick KESTEMONT, Promoteur de ce projet. Toute ma gratitude pour la contribution appréciable que vous avez apportée à ce travail. Trouvez ici l'expression de ma reconnaissance la plus sincère.

Je voudrais ensuite témoigner ma reconnaissance au Professeur Bruno SCHIFFERS. Vous avez accepté diriger ce travail malgré vos multiples occupations ; vous avez fait preuve d'une grande disponibilité et d'une immense patience pendant toute la durée de ce travail. Votre affection pour vos étudiants vaut l'admiration qu'ils portent tous à votre personnalité. Votre rigueur scientifique, vos observations, vos orientations, et soutien moral, financier nous ont permis de conduire à terme cette recherche. Vous avez eu un réel impact positif sur mon parcours scientifique ; je vous en saurai toujours gré et vous prie de recevoir, cher Professeur l'expression de notre respectueuse et profonde gratitude.

Je tiens aussi à réitérer mes remerciements au Professeur Ibrahim IMOROU TOKO, Co-promoteur de cette thèse, Directeur du LaRAEAq et coordinateur local du projet AquaTox-Bénin qui a mis à notre disposition les moyens nécessaires pour les activités du terrain et qui a bien voulu accepter d'être le garant scientifique de la présente thèse au Bénin. Merci pour la confiance que vous avez placée en moi depuis ma formation pour l'obtention du diplôme d'Ingénieur Agronome et aussi durant ces quatre années de thèse. Une fois encore merci pour m'avoir aidé à accomplir mon projet.

Je n'oublierai pas le Professeur Marie-Louise SCIPPO, Chef du Laboratoire d'Analyse des Denrées Alimentaires, FARAH-Santé Publique Vétérinaire, de la Faculté de Médecine Vétérinaire de l'Université de Liège (ULiège) pour son accompagnement dans la réalisation de cette thèse.

Mes remerciements vont à l'ensemble des membres de mon comité de thèse qui m'ont prodigué leurs conseils tout au long de cette recherche, ainsi qu'aux membres du jury qui ont acceptés évaluer la qualité de ce travail. Chers professeurs, recevez à travers ces lignes mes remerciements et mes salutations les plus émouvante pour l'attention que vous avez portés à cette thèse.

Je réitère ma gratitude à toute l'administration et à l'ensemble du corps enseignant de l'Université de Liège (Belgique) et de l'Université de Parakou (Bénin) pour leur accompagnement au cours de ces quatre années de thèse.

Je tiens à exprimer mes plus grands remerciements au Professeur Pieter SPANOGHE et à M. Michael HOUBRAKEN de l'Université de Gent, qui ont contribué à l'analyse des échantillons d'eau et de sédiment collectés dans le cadre de cette thèse.

Je ne manquerai pas de remercier le personnel du laboratoire de phytopharmacie de Gembloux Agro Bio-Tech en l'occurrence, Mmes Fabienne PISCART et Laura WAUTERS pour leur soutien multiforme au cours de la réalisation de cette thèse.

J'adresse mes sincères remerciements à tous les membres du LaRAEAQ, mes collègues doctorants sur le projet AquaTox-Bénin : Alexis HOUNDI, Léa GUEDEGBA, Berny's ZOUMENOU et les étudiants qui m'ont aidé pour la collecte des données. Il s'agit de Richert MAÏTE, Hermas MEHOBBA, Sharaf Dine SALAMI, Daniel SABI FERI, Zoulfauou SIDI, Théophile DJAGBE et Maliki IMOROU.

Je tiens à remercier également le personnel du service social de Gembloux et particulièrement Mme Françoise DECAMP, Mme Joëlle HAINE et les gestionnaires de la Maison Nord-Sud M. Thierry HENCKAERTS et Mme Alix RAWAY pour leurs accueils chaleureux lors de mes séjours à Gembloux.

Un grand merci aux amis que j'ai rencontré en Belgique lors de mes séjours. Il s'agit notamment de : Dr Diakalia SON, Abdoul Razack SARE, Dr Khaoula TOUMI, Karimoun ILLYASSOU, Dieudonne NDIKUBWAYO, Dr Boni Barthélémy YAROU, Chauvelin DOUH, Ismaël GANDA, Moustapha MAIDAWA, Dr Abdou ZOURÉ, Manga EYENGA, Fanta BARRY, Fatimata SABA pour ne citer que ceux-là. Je tiens à les remercier pour la bonne ambiance entretenue durant toute cette formation et avec qui nous avons partagé des grandes expériences.

Merci également aux amis qui m'ont aidé sur le terrain lors de la collecte des données : Mahamadou ZIME, Nourou-Dine TOKO, Salifou MAINASSARA, Zéidou MAMA ISSAKOU.

Je suis énormément reconnaissant à tous les producteurs de coton du bassin cotonnier au Bénin, pour leur aide et leur collaboration à cette recherche scientifique.

Je réitère ma profonde gratitude à mon père et à ma mère pour tous les sacrifices qu'ils ne cessent de consentir pour mes études et ma réussite professionnelle.

Mes remerciements vont à tous mes frères (Faouzane, Ghazaliou, Faïçal) et sœurs (Roukayath, Sakiratou, Aleyya) pour leur esprit de fraternité, d'accompagnement et de sympathie.

Enfin merci à toi Mouchidath, mon épouse, pour avoir supporté mes multiples séjours loin de toi. Malgré la séparation tu as su tout donner pour me soutenir dans cette épreuve et t'occuper de nos chères enfants (Hyckmath et Ihsane) qui ont parfois souffert de mon absence auprès d'elles pendant ces longues années d'étude.

MERCI !!!

Table des matières

Résumé	i
Abstract	ii
Remerciements	iii
Table des matières	v
Liste des figures	ix
Liste des tableaux	xi
Sigles et abréviations	xv
Chapitre 1	1
Introduction générale	1
1.1. Problématique.....	2
1.2. Questions de recherche et objectifs de la thèse	5
1.2.1. Questions de recherche.....	5
1.2.2. Objectifs de la thèse	5
1.3. Structuration de la thèse	7
Chapitre 2	9
La filière coton au Bénin	9
2.1. Contexte de la culture du coton au Bénin.....	10
2.1.1. Intérêt de l'économie béninoise pour l'agriculture	10
2.1.2. Importance de la culture du coton au Bénin.....	11
2.2. Risques liés à l'usage des produits phytopharmaceutiques pour la santé et pour l'environnement.....	16
2.2.1. Notions de « danger » et de « risque »	16
2.2.2. Toxicité et écotoxicité des produits phytopharmaceutiques.....	18
2.3. Devenir des pesticides et contamination de l'environnement	23
2.3.1. Pollution de la ressource en eau	25
2.3.2. Risques pour les écosystèmes aquatiques.....	35
2.4. Analyse des risques environnementaux	37
2.4.1. Modèle réglementaire de l'évaluation du risque environnemental	38
Chapitre 3	41
Pratiques phytosanitaires et risques pour les opérateurs	41
3.1. Introduction sur les pratiques culturales et phytosanitaires au Bénin	42
3.2. Problématique phytosanitaire de la filière coton : analyse macroéconomique par la méthode DPSIR	43
3.2.1. Approche méthodologique : la démarche DPSIR	43
3.2.2. Résultats et analyses.....	43
3.2.3. Analyse des facteurs favorables à l'utilisation des pesticides chimiques...45	
3.2.4. Analyse des réponses face à la pression et aux impacts liés à l'usage des pesticides en production cotonnière au Bénin.....	46

3.3. Evaluation de l'exposition des opérateurs lors des traitements phytosanitaires au Nord du Bénin	50
3.3.1. Abstract	50
3.3.2. Introduction	51
3.3.3. Materials and methods.....	52
3.3.4. Results	54
3.3.5. Discussion	58
3.3.6. Conclusion.....	59
3.4. Analyse des pratiques phytosanitaires et évaluation du niveau d'exposition des producteurs de coton du Nord Benin	60
3.4.1. Résumé	60
3.4.2. Introduction	62
3.4.3. Méthodologie.....	63
3.4.4. Résultats	66
3.4.5. Discussion	77
3.4.6. Conclusion.....	79
Chapitre 4.....	81
Etude des mécanismes de transfert des pesticides vers les retenues d'eau.....	81
4.1. Comparaison des dérives engendrées par la canne centrifuge et le pulvérisateur à dos	83
4.1.1. Résumé	83
4.1.2. Introduction	85
4.1.3. Matériel et méthodes	87
4.1.4. Résultats	92
4.1.5. Discussion	97
4.1.6. Conclusion.....	99
4.2. Etude du transfert de deux insecticides utilisés en production cotonnière vers les écosystèmes aquatiques du bassin cotonnier au Nord Bénin.....	100
4.2.1. Résumé	100
4.2.2. Introduction	102
4.2.3. Matériel et méthodes	103
4.2.4. Résultats	110
4.2.5. Discussion	129
4.2.6. Conclusion.....	133
Chapitre 5.....	135
Discussion générale.....	135
5.1. Analyse macroéconomique de la filière coton au Bénin	136
5.2. Analyse des facteurs qui conduisent à une utilisation intensive des produits phytosanitaires	137
5.3. Risques sanitaires et environnementaux liés aux pratiques culturelles	138
5.3.1. Facteurs d'exposition des paysans et risques sanitaires	138

5.3.2. Influence des pratiques culturales et phytosanitaires sur les écosystèmes terrestres et aquatiques.....	140
5.4. Mécanismes de transfert des produits phytopharmaceutiques vers les écosystèmes aquatiques	142
5.5. Niveaux de contamination atteints dans les eaux après une campagne cotonnière et risques pour les organismes aquatiques	143
Chapitre 6.....	147
Conclusion générale, perspectives et recommandations	147
6.1. Synthèse des principaux acquis de la thèse	148
6.2. Limites de la thèse.....	149
6.3. Perspectives scientifiques.....	150
6.4. Recommandations	151
Liste des productions scientifiques.....	155
Références bibliographiques.....	159
Annexes.....	193

Liste des figures

Figure 1 : Carte du Bénin indiquant les zones cotonnières et les communes d'étude	12
Figure 2 : Comportement des pesticides dans l'environnement (adapté de Berrah, 2011).....	25
Figure 3 : Principales situations où un transfert vers les eaux superficielle se produit (selon Calvet <i>et al.</i> , 2005). La situation (2) succède à la situation (1) au cours des précipitations.	28
Figure 4 : Facteurs agissant sur les pertes de produits phytopharmaceutiques par ruissellement (Léonard, 1990).....	31
Figure 5 : Illustration du modèle règlementaire de l'évaluation du risque environnemental (Rivière, 2010).....	38
Figure 6 : Schéma d'une analyse de risque environnemental reliant les paramètres à déterminer en fonction du type de risque (d'après Rivière, 2010).	39
Figure 7 : Représentation simplifiée des résultats de l'analyse selon la méthode DPSIR, montrant les liens de causalité entre les facteurs de promotion des pesticides et les effets engendrés dans le cadre de la culture du coton	44
Figure 8 : Patches attached to different areas on the operator's body (yellow dots indicate where the patches are placed)	54
Figure 9 : Distribution of tartrazine on various parts of the operator's body (in %) for 1 m of height treatment with a backpack sprayer and centrifugal cane.....	57
Figure 10 : Distribution of tartrazine on various parts of the operator's body (in %) for 1.5 m of height treatment with a backpack sprayer and centrifugal cane	57
Figure 11 : Carte du Bénin montrant la zone d'étude	64
Figure 12 : Comptoirs de vente informelle des pesticides dans les marchés locaux du bassin cotonnier.....	70
Figure 13 : Dose moyenne d'insecticide ou d'herbicide (en L/ha) appliquée en fonction de la distance à la retenue d'eau (n = 150).....	73
Figure 14 : Exemples de mauvaises pratiques concernant les emballages vides de pesticides dans le bassin cotonnier.....	74
Figure 15 : Proportion des producteurs de coton pour chaque type d'équipement de protection individuelle (EPI) porté dans le bassin cotonnier au Nord Bénin	74
Figure 16 : Nature des affections ressenties par les producteurs interrogés (n = 150) après l'application des pesticides.	75
Figure 17 : Schéma du dispositif d'essai de mesure de la dérive	88
Figure 18 : Vue partielle et schéma d'une canne centrifuge	90
Figure 19 : Vue partielle et schéma d'un pulvérisateur à dos	90
Figure 20 : Droite de calibration du colorimètre (mesure de l'absorbance en fonction de la concentration en tartrazine de la solution).....	92
Figure 21 : Comparaison des pourcentages de dérives engendrées par chacun des deux appareils en fonction des différentes hauteurs de pulvérisation (H = 1 m et H = 1,5 m) et suivant les distances par rapport au point d'émission (de 0,5 à 16 mètres).....	96
Figure 22 : Carte d'occupation des sols dans le bassin versant de Gambanè.....	104
Figure 23 : Schéma montrant un dispositif de collecte d'eau de ruissellement installé dans un champ de coton.	106

Figure 24 : Collecteurs d'eau de ruissellement disposés dans les champs de coton : A = réservoir vide ; B = collecteur (parcelle + réservoir) ; C = réservoir rempli à moitié ; D = réservoir rempli après une forte pluie.	106
Figure 25 : Occupation des sols dans le bassin de Gambanè.	111
Figure 26 : Fréquence d'utilisation (en %) des insecticides répertoriés dans le bassin de Gambanè au cours de la campagne 2016 – 2017 (n = 205 flacons examinés)...	112
Figure 27 : Fréquence d'utilisation (en %) des substances actives des insecticides dans la culture du coton, sur base des emballages observés au cours de la campagne 2016 – 2017 (n = 205 flacons examinés).....	112
Figure 28 : Evolution des concentrations moyennes d'acétamipride dans l'eau et les sédiments des collecteurs en fonction des dates et fenêtres de prélèvement	115
Figure 29 : Evolution des concentrations moyennes de chlorpyrifos dans l'eau et les sédiments des collecteurs en fonction des dates et fenêtres de prélèvement	115
Figure 30 : Evolution des concentrations moyennes d'acétamipride enregistrées dans l'eau et les sédiments de la retenue d'eau en fonction des dates et fenêtres de prélèvement	116
Figure 31 : Evolution des concentrations moyennes d'acétamipride enregistrées dans l'eau et les sédiments de la retenue d'eau en fonction des dates et fenêtres de prélèvement	116
Figure 32 : Orientation des billons dans les champs de coton cultivés dans le bassin versant de Gambanè dans le sens de la pente. La direction du ruissellement est indiquée sur les images par les flèches rouges	123
Figure 33 : Quantité d'acétamipride ruisselée (mg) par date de prélèvement dans les collecteurs installés (n = 6) en fonction des pluies	127
Figure 34 : Quantité de chlorpyrifos ruisselée (mg) par date de prélèvement dans les collecteurs installés (n = 6) en fonction des pluies.	128

Liste des tableaux

Tableau 1 : Evolution des quantités de produits phytopharmaceutiques utilisées sur coton et des superficies cultivées entre 2006 et 2015, des quantités moyennes de pesticides appliquées/ha et des rendements moyens en coton-graine (données de l'ONS et de la SONAPRA, 2015)	15
Tableau 2 : Exemples de dangers et de risques environnementaux (<i>adapté de Calvet et al., 2005</i>).....	17
Tableau 3 : Classification des différentes formes d'intoxication en fonction de l'exposition (Environmental Protection Agency, 1996).....	20
Tableau 4 : Comparaison entre l'exposition aiguë ou chronique et l'effet aigu ou chronique (Schiffers et Samb, 2011)	21
Tableau 5 : Paramètres à considérer dans le processus de contamination des sols par les produits phytopharmaceutiques (<i>adapté des informations tirées de Calvet et al., 2005</i>).....	32
Tableau 6 : Classification selon la mobilité (Source : <i>Calvet et al., 2005</i>)	33
Tableau 7 : Niveau de dégradabilité dans le sol (Source : <i>Calvet et al., 2005</i>).....	33
Tableau 8 : Contamination de certains cours d'eau et retenues d'eau du bassin cotonnier par les pesticides.....	35
Tableau 9 : Conventions/accords multilatéraux ratifiés en matière d'environnement au Bénin.....	47
Tableau 10 : Quantities of tartrazine measured on the collectors ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$) and distribution of deposits on various body parts when applying the mixture with a backpack sprayer at 1 m height and 1.5 m height (conventional surfaces of the body parts are given in the OECD table).....	55
Tableau 11 : Quantities of tartrazine measured on the collectors ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$) and distribution of deposits on various body parts when applying the mixture with a centrifugal cane at 1 m height and 1.5 m height (conventional surfaces of the body parts are given in the OECD table).....	56
Tableau 12 : Consommation officielle en pesticides sur le coton de chaque commune sélectionnée pour deux campagnes (2013 – 2014 & 2014 – 2015) et superficies de leurs retenues d'eau (<i>adapté des données de la SONAPRA de 2015</i>) (n = 3 communes)	63
Tableau 13 : Statut social des producteurs de coton dans le bassin cotonnier au Nord Bénin (enquête réalisée dans les communes de Gogounou, Kandi et Banikoara) de 2014 à 2017 (n = 150)	67
Tableau 14 : Caractéristiques des principaux insecticides (les plus utilisés dans la culture du coton) répertoriés dans le bassin cotonnier du Bénin de 2014 à 2017.....	68
Tableau 15 : Caractéristiques des principaux herbicides (les plus utilisés dans la culture du coton) répertoriés dans le bassin cotonnier du Bénin de 2014 à 2017.....	69
Tableau 16 : Dose d'herbicide (Kalach®) utilisée à l'hectare par les producteurs de coton	71
Tableau 17 : Dose d'insecticide (Killerslect®) utilisée à l'hectare par les producteurs de coton	72
Tableau 18 : Classement par ordre décroissant de l'exposition des producteurs de coton (en mg/kg de poids corporel /jour) (n = 150 producteurs de coton)	76

Tableau 19 : Paramètres enregistrés pour une application en fonction du type de pulvérisateur	89
Tableau 20 : Quantité moyenne (en $\mu\text{g}/\text{cm}^2$; $n = 45$) de tartrazine mesurée sur les collecteurs en fonction du niveau de collecte (Sol – 0,5 m – 1 m), des distances (0,5 – 16 m) et hauteurs de pulvérisation (1 m ou 1,5 m) pour une application avec la canne centrifuge	93
Tableau 21 : Quantité moyenne (en $\mu\text{g}/\text{cm}^2$; $n = 45$) de tartrazine mesurée sur les collecteurs en fonction du niveau de collecte (Sol – 0,5 m – 1 m), des distances (0,5 – 16 m) et hauteurs de pulvérisation (1 m ou 1,5 m) pour une application avec le pulvérisateur à dos	94
Tableau 22 : Paramètres physico-chimiques de l'eau enregistrés dans les collecteurs (une moyenne est calculée par période de traitement ; $n = 6$) et au niveau de la retenue (une mesure par date de prélèvement)	107
Tableau 23 : Conditions de réalisation des essais relatifs au temps de transfert ...	109
Tableau 24 : Synthèse des valeurs moyennes et extrêmes des concentrations de l'acétamipride et du chlorpyrifos dans les échantillons d'eau (mg/L) et de sédiment (mg/Kg) prélevés dans les collecteurs installés autour de la retenue d'eau de Gambanè au cours de la campagne cotonnière 2016-2017	114
Tableau 25 : Quantité d'acétamipride retrouvée dans l'eau et les sédiments des collecteurs installés ($n = 6$ collecteurs), en fonction des dates / période de prélèvement, quantité totale, moyenne et médiane. Ruissellement exprimé en pourcentage de la quantité totale d'acétamipride appliquée dans le bassin autour de Gambanè (<i>Quantité totale appliquée dans le bassin $Q_T = 10.464$ g</i>)	117
Tableau 26 : Quantité de chlorpyrifos retrouvée dans l'eau et les sédiments des collecteurs installés ($n = 6$ collecteurs), en fonction des dates / période de prélèvement, quantité totale, moyenne et médiane. Ruissellement exprimé en pourcentage de la quantité totale de chlorpyrifos appliquée dans le bassin autour de Gambanè (<i>Quantité totale appliquée dans le bassin $Q_T = 32.700$ g</i>)	118
Tableau 27 : Synthèse des valeurs moyennes et extrêmes des concentrations de toutes les substances actives (en mg/L) retrouvées dans les échantillons d'eaux et de sédiments prélevés dans les collecteurs installés sur les 6 parcelles de coton de Gambanè au cours de la campagne de production 2016 – 2017	119
Tableau 28 : Caractéristiques des substances actives identifiées sur les emballages des insecticides utilisés dans le bassin versant de Gambanè au cours de la campagne cotonnière 2016 à 2017 (les valeurs sont indiquées telles mentionnées dans la base de données)	120
Tableau 29 : Indices de risques environnementaux pour les substances actives identifiées ($n = 6$) dans les eaux du bassin de Gambanè (IRE = indice de risque environnemental)	121
Tableau 30 : Résultats des essais avec la fluorescéine pour l'estimation du temps de transfert par ruissellement de la parcelle à la retenue d'eau	122
Tableau 31 : Résultats des mesures de la pente et densité des adventices sur les parcelles	124
Tableau 32 : Quantités totales de chacune des substances actives ($n = 5$) qui ont ruisselé dans les sédiments (Q_{SED}) pour chaque collecteur et densité des adventices dans la parcelle correspondante	125

Tableau 33 : Quantités totales de chacune des substances actives (n = 5) qui ont ruisselé dans les sédiments et dans l'eau ($Q_{EAU} + Q_{SED}$) pour chaque collecteur et densité des adventices dans la parcelle correspondante	125
Tableau 34 : Paramètres de solubilité, de mobilité et de bioaccumulation de l'acétamipride et du chlorpyrifos (Source : Pesticide Properties DataBase, University of Hertfordshire).....	131
Tableau 35 : Calcul des concentrations maximales possibles dans l'eau de l'acétamipride et du chlorpyrifos à Gambanè en fin de saison pour un volume de 36.300 m^3 (ou 36.300.000 litres)	145

Sigles et abréviations

AFSCA	Agence Fédérale pour la Sécurité de la Chaîne Alimentaire
AIC	Association Interprofessionnelle de Coton
ANSES	Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'alimentation, de l'Environnement et du travail
AOEL	Acceptable Operator Exposure Level (Niveau d'exposition acceptable pour l'opérateur)
ARES	Académie de Recherche et d'Enseignement Supérieur
ARfD	Acute Reference Dose (Dose de Référence Aiguë)
CAPEs	Centre d'Analyse des Politiques Economiques et Sociales
CEDEAO	Communauté Economique des Etats de l'Afrique de l'Ouest
CILSS	Comité Permanent Inter-Etat pour la lutte contre la sécheresse au Sahel
CNAC	Comité National d'Homologation, d'Agrément et de Contrôle au Bénin
COLEACP	Comité de Liaison Europe-Afrique-Caraïbes-Pacifique
CSP	Comité Sahélien des Pesticides
CVPC	Coopérative Villageoise des Producteurs de Coton
DAR	Délai d'emploi de pesticide Avant Récolte
DJA	Dose Journalière Acceptable
DPVC	Direction de la Protection des Végétaux et du Conditionnement
DRAAF	Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt
EFSA	European Food Safety Authority (Autorité européenne de sécurité des aliments)
EPA	Environmental Protection Agency
EPI	Equipements de Protection Individuels (en anglais PPE)
FAO	Food and Agriculture Organization (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture)
HRI / IRS	Health Risk Index (Indice de Risque pour la Santé)
IFDC	International Fertilizer Development Center
IFT	Indicateur de Fréquence de Traitements phytosanitaires
INERIS	Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques
IPM	Integrated Pest Management (Lutte intégrée)
IRE	Indice de Risque pour l'Environnement
LaRAEAq	Laboratoire de Recherche en Aquaculture et Eco toxicologie Aquatique
LMR	Limite Maximale applicable aux Résidus
MAAF	Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt

MAEP	Ministère de l'Agriculture de l'Élevage et de la Pêche
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
ONS	Office Nationale de fixation et de Stabilisation des prix
PEC	Predicted Environmental Concentration (Concentration Prévisible dans l'Environnement)
PNEC	Predicted No Effect Concentration (Concentration Prévisible Sans Effet)
PIB	Produit Intérieur Brut
POPs	Polluants Organiques Persistants
PPP	Plant Protection Products (Produits phytopharmaceutiques)
PSRSA	Programme Stratégique de Relance du Secteur Agricole
PSTI	Predictable Short Term Intake (Ingestion prévisible sur un court-terme)
RECA/Niger	Réseau National des Chambres d'Agriculture du Niger
SA	Substance Active
UEMOA	Union Economique et Monétaire Ouest Africaine
UK-POEM	Predictive Operator Exposure Model (modèle prédictif britannique d'exposition de l'opérateur)
ULiège	Université de Liège
UP	Université de Parakou
WHO / OMS	World Health Organization (Organisation Mondiale de la Santé)

Chapitre 1

Introduction générale

1.1. Problématique

Dans la plupart des pays d'Afrique subsaharienne, l'agriculture constitue le poumon économique si on regarde sa contribution au PIB (près de 30% dans les pays de l'Afrique de l'Ouest) et la mobilisation par ce secteur de plus de 50% de la population active de cette région (FIDA, 2001 ; Renard *et al.*, 2004 ; Banque Mondiale, 2016). « La part de l'agriculture dans la formation du PIB est plus importante que celle des autres secteurs de l'économie » (Abbott et McCalla, 2002 ; OCDE/FAO, 2016). Au Bénin également le secteur rural reste le secteur clé de l'économie nationale contribuant pour environ 33% au PIB, à 75% des recettes d'exportation, à 15% des recettes de l'Etat et occupant 70% de la population active (INSAE, 2015).

Parmi les spéculations agricoles, « la filière coton occupe une place de choix dans les économies des pays africains producteurs et exportateurs », comme le Burkina Faso (900.448 tonnes), le Mali (597.237 tonnes), la Côte d'Ivoire (378.303 tonnes) et le Bénin, avec une production de coton graine estimée à 346.935 tonnes en 2016 (FAOSTAT, 2016). Plusieurs auteurs ont montré que le coton remplit des fonctions tant macro ou microéconomiques que sociales (Hugon et Mayeyenda, 2003 ; Bourdet, 2004 ; Hugon, 2007 ; Tschirley *et al.*, 2008). En outre, « le rôle économique et stratégique du coton fait de lui aujourd'hui une affaire politique dans certains pays africains où des millions de petits producteurs et leurs familles vivent et dépendent de sa production » (Baffes, 2004 ; Tschirley *et al.*, 2009).

Le coton produit au Bénin est en grande majorité de type dit « conventionnel », nécessitant le recours aux engrais chimiques et aux produits phytopharmaceutiques, notamment des insecticides organophosphorés, des pyréthrinoides, des néonicotinoïdes. Selon le Ministère de l'Agriculture de l'Elevage et de la Pêche (MAEP), depuis 2006, en moyenne 1.240.000 litres de produits phytopharmaceutiques sont utilisés lors de chaque campagne dans la filière coton. Lors de la campagne cotonnière 2014-2015, 2.436.500 litres de produits phytopharmaceutiques ont été utilisés dans le cadre des traitements phytosanitaires dans la culture du coton au Bénin. Cette situation paraît inquiétante dans la mesure où on assiste aujourd'hui à la promotion de cette filière au Bénin, avec une implication au plus haut niveau de l'Etat (subvention des intrants, mise en œuvre du système de crédit-intrant, crédit aux producteurs, désenclavement des zones de production, primes annuelles aux producteurs de coton ayant la plus grande production dans chacune des communes productrices,...). Les primes sont incitatives et sont souvent composées d'enveloppes financières, d'appareils électroménagers, de motos et mêmes de tracteurs.

Ces mesures de promotion de la culture du coton engendrent, au niveau local, l'augmentation des superficies cultivées, l'utilisation abusive et incontrôlée des produits phytopharmaceutiques d'origine et de qualité douteuses (Agbohessi *et al.*, 2011 ; Adechian *et al.*, 2015), voire le recours à des produits obsolètes (Agbohessi, 2014). L'utilisation de ces produits fait apparaître d'autres problèmes qui y sont liés et qui concernent entre autres les modalités de stockage et de transport, ainsi que

l'élimination des produits non utilisés et des emballages vides et souillés, qui font pourtant l'objet de recommandations et de dispositions législatives (Fagot et Larrat, 2002). En fait, les pratiques phytosanitaires mises en œuvre par les producteurs de coton au Bénin sont encore mal connues, et très peu de données scientifiques sont accessibles ou ont été actualisées. Ce manque d'information sur les pratiques et sur leurs impacts limite la pertinence des axes d'intervention, comme l'ont souligné Aubertot *et al.* (2005) qui affirment que le premier obstacle à la connaissance des pratiques de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques est la faiblesse des données disponibles.

Pour atteindre un niveau économiquement acceptable de production, le cotonnier conventionnel exige l'utilisation d'engrais minéraux, pour la fertilisation du sol, et de produits phytopharmaceutiques, pour la maîtrise des adventices et la lutte contre les autres bioagresseurs. En 1997, Oerke et Dehne ont montré que la lutte chimique permettait de limiter les pertes de production du coton qui, faute de traitement, sont estimées à environ 42% de la production totale. Le souci d'augmenter au maximum la production amène les paysans à utiliser davantage de produits chimiques de synthèse, dont malheureusement au Bénin plus de 75% sont acquis dans des circuits informels de distribution, sans garantie de qualité et d'efficacité (Adechian *et al.*, 2015).

Cependant, nonobstant leur efficacité contre les ravageurs et l'augmentation des rendements du coton, plusieurs auteurs (Monkiédjé *et al.*, 2000 ; Saiyed *et al.*, 2003 ; Soclo, 2003 ; Sanborn *et al.*, 2004 ; Toé *et al.*, 2004 ; Mamadou *et al.*, 2005 ; Démbélé, 2006 ; Kodjo, 2007 ; Bonicelli *et al.*, 2012 ; Eddaya *et al.*, 2015) ont montré que les engrais chimiques et les pesticides engendrent des effets néfastes sur l'environnement. En effet, il a été démontré ailleurs que seulement 0,1% des produits phytopharmaceutiques appliqués sur les cultures atteignent leurs cibles. Le reste se volatilise, se dégrade et se répartit dans les écosystèmes pour contaminer les sols, les eaux (de surface ou souterraines) et l'air (Pimentel et Levitain, 1986). Plusieurs études ont pu montrer que, dans sa forme actuelle, la culture cotonnière pose aussi de nombreux problèmes environnementaux et sanitaires (Houndékon *et al.*, 2006 ; Pazou *et al.*, 2006a ; Pazou *et al.*, 2006b ; Ahouangninou *et al.*, 2011 ; Ngom *et al.*, 2012 ; Agbohessi *et al.*, 2013 ; Gnankiné *et al.*, 2013 ; Agbohessi *et al.*, 2014, 2015 ; Roditakis *et al.*, 2015 ; Lehmann *et al.*, 2016), que ce soit pour les sols, l'air ou les eaux.

Les sols agricoles, qui ont été abondamment traités, sont notamment suspectés d'être aujourd'hui une source importante de pollution du milieu par le rejet des pesticides polluants organiques persistants (POPs), très utilisés dans le passé et qui se sont accumulés dans les sols (Leone *et al.*, 2001). La présence des organochlorés et autres dans les sols, en plus d'être responsable d'une baisse de leur fertilité, est indirectement responsable de la pollution de l'air.

La contamination de l'air survient par la volatilisation des substances (au moment du traitement ou à partir des sols ou de l'eau) ou par entraînement particulière lié à l'érosion éolienne (Beyer et Matthies, 2001 ; Delauney *et al.*, 2010). Il a ainsi été démontré que de nombreux produits phytopharmaceutiques peuvent se trouver dans

l'air, à des concentrations parfois non négligeables, et être transportés sur de grandes distances (Bedos *et al.*, 2002). Malgré tout, de façon générale, les études sur le risque sanitaire associé à l'exposition des populations humaines et animales aux produits phytopharmaceutiques via l'atmosphère sont encore peu nombreuses (Lee *et al.*, 2002), et même quasi inexistantes dans le contexte africain. Pourtant, le rapport l'étude EXPOPESTEN réalisée par l'ISSEP (2018), indique que des études menées en Amérique du Nord et dans certains pays européens (France, Espagne, Luxembourg, Belgique...) montrent la présence de nombreux pesticides dans l'air ambiant, que ce soit en ville ou à la campagne.

La contamination des eaux, notamment de surface, est une autre réalité. Les produits phytopharmaceutiques abondamment utilisés en cotonculture, par infiltration dans les sols et ruissellement à leur surface (Ramade, 1992), font des écosystèmes aquatiques leur réceptacle final (Chao *et al.*, 2009). Ces écosystèmes sont aujourd'hui caractérisés par la présence généralisée des résidus des produits phytopharmaceutiques liée à leur emploi sans cesse croissant (Zoumenou *et al.*, 2018). Plusieurs auteurs ont montré que les eaux superficielles sont très exposées au transfert des produits phytopharmaceutiques (Pionke et Chester, 1973 ; Smith et Fernando, 1978 ; Leonard, 1990). Soclo (2003) démontrent ainsi que, dans les zones de culture du coton au Nord Bénin, les eaux de surface sont contaminées par des résidus de pesticides organochlorés à des teneurs de 1790 ng/l dans les rivières et 530 ng/l dans les mares.

La question des impacts des produits phytopharmaceutiques utilisés dans les exploitations cotonnières sur les écosystèmes est donc extrêmement vaste et complexe. Elle n'a quasiment jamais été abordée dans son ensemble, bien qu'il existe des études synthétiques effectuées par plusieurs auteurs sur différentes composantes des écosystèmes (Smith et Stratton, 1986 ; Muirhead-Thomson, 1987 ; Brown *et al.*, 1995).

En outre, divers travaux ont aussi montré que de nombreuses substances actives, parmi les plus dangereuses, peuvent intégrer les chaînes alimentaires (Adam et Bouraima, 1999 ; Antle et Prabhu, 2001 ; Adigoun, 2002 ; Kan et Meijer, 2007). Les conséquences d'une contamination croissante par les produits phytopharmaceutiques sont donc souvent catastrophiques, aussi bien pour l'état général de l'environnement que pour la santé des populations riveraines utilisatrices des ressources en eau et consommatrices des poissons élevés dans les retenues d'eau proches des champs de coton (Agbohessi *et al.*, 2012 ; Zoumenou *et al.*, 2018). Selon la Direction Générale de l'Eau (DG Eau) au Bénin on dénombrait en 2008 plus de 215 retenues d'eau dans la partie septentrionale du pays, soit 82,7% des retenues construites sur le territoire national. Ces ouvrages hydroagricoles sont gérés de façon communautaire par un comité élu localement, et la grande majorité de ces milieux font actuellement l'objet d'exploitation piscicole après empoisonnement artificiel en eau libre. Agbohessi *et al.* (2012) ont montré que plus de 60% des poissons frais consommés dans le nord Bénin (environ 800 tonnes) sont produites dans ces retenues d'eau.

La complexité des risques environnementaux et sanitaires, liés aux pratiques phytosanitaires et à la production halieutique dans ces écosystèmes aquatiques,

nécessite une étude scientifique pour analyser les pratiques usuelles et évaluer leur impact sur ces écosystèmes aquatiques. C'est ce qui justifie la présente thèse qui porte sur l'« *Analyse des risques environnementaux liés aux pratiques phytosanitaires dans les écosystèmes aquatiques du bassin cotonnier (Nord Bénin)* ».

1.2. Questions de recherche et objectifs de la thèse

1.2.1. Questions de recherche

Les questions de recherche qui ont été abordées dans la thèse sont les suivantes :

- Quelle est l'importance de la filière coton au Bénin ? Quel usage est fait par les producteurs des intrants ? Quelle est l'évolution de cette filière et avec quelles conséquences ?
- Quels sont les facteurs qui conduisent les paysans béninois à recourir à une utilisation intensive de produits phytosanitaires sur la culture du coton et quelles mesures ont été ou pourraient être prises soit pour en réduire l'usage, soit pour en atténuer les effets ?
- Les pratiques culturales et phytosanitaires des producteurs de coton du nord Bénin sont-elles responsables d'une exposition significative des opérateurs et d'une contamination de l'environnement, avec potentiellement des impacts négatifs soit sur la santé des paysans, soit sur l'écosystème aquatique ?
- Quels sont les mécanismes (dérive et/ou ruissellement) qui expliqueraient le transfert des produits phytopharmaceutiques utilisés dans les parcelles de coton vers les écosystèmes aquatiques, et avec quelle interférence du milieu (nature du sol, topographie, distance de la retenue d'eau, occupation du sol,...) ?
- Quels sont les niveaux de contamination atteints dans les eaux après une campagne cotonnière ?

Pour répondre à ces questions, les objectifs ci-dessous ont été définis.

1.2.2. Objectifs de la thèse

La **finalité** de cette thèse est de contribuer à **comprendre la nature et l'origine des risques** sanitaires et environnementaux liés à l'usage des produits phytosanitaires en production cotonnière au Bénin afin de **pouvoir proposer des pistes pertinentes de remédiation**.

Pour répondre à cette finalité, **quatre objectifs spécifiques** ont été formulés. Ils sont présentés ci-après avec en résumé la méthodologie de travail qui a été suivie pour atteindre chaque objectif :

- 1) *Évaluer les facteurs qui conduisent à une utilisation intensive des produits phytopharmaceutiques dans la culture du coton.*

Pour atteindre cet objectif, une analyse macroéconomique de la filière coton au Bénin a été faite sur base de la compilation de données, d'une revue du cadre normatif et de la législation locale et d'une revue bibliographique. Il est important de comprendre les mécanismes qui engendrent, de façon directe ou indirecte, la pression exercée par les produits phytopharmaceutiques et d'analyser les réponses (type et efficacité des mesures) qui ont été proposées jusqu'ici afin de réduire la dépendance du secteur aux intrants ou les effets sur l'environnement. Cette analyse nous a permis de proposer des pistes de solution pertinentes pour l'avenir.

2) ***Evaluer les pratiques agricoles et phytosanitaires des producteurs de coton dans le bassin cotonnier et les risques associées pour les opérateurs et pour l'environnement.***

Pour atteindre cet objectif, des enquêtes ont été menées auprès des producteurs pour comprendre leurs problèmes sanitaires, observer leurs pratiques et pouvoir bâtir des scénarios d'utilisation des intrants réalistes afin d'évaluer objectivement l'exposition des opérateurs et du milieu. De plus, des essais de pulvérisation, conformes aux conditions locales d'utilisation (matériel, dosages, volumes de bouillie, etc.) ont été réalisés. Cette évaluation a permis de caractériser l'exposition de l'opérateur et de l'environnement (dont l'importance ou non du transfert par la dérive).

3) ***Mesurer le transfert des produits phytopharmaceutiques (par dérive et/ou par ruissellement à la surface du sol) pulvérisés durant la saison sur le coton vers une retenue d'eau.***

Pour atteindre cet objectif, une zone agricole comportant une retenue d'eau a été choisie comme représentative, en fonction de sa situation et de son environnement. La nature du sol, l'occupation du sol, la topographie, la distance des cultures par rapport à la retenue, etc. ont été étudiés et recensés. De plus, des dispositifs de mesure du ruissellement (collecteurs) ont été installés autour de la retenue, tandis que la température et la pluviométrie étaient enregistrées. Des analyses de la teneur en substances actives dans les eaux et sédiments collectés, ainsi que dans la retenue d'eau à plusieurs reprises sur la saison ont été réalisées. Cette partie de la thèse nous a permis de quantifier les transferts possibles vers les eaux de surface, à mesurer les niveaux de contamination (des sols et des eaux) et à identifier si certains facteurs du milieu permettraient de réduire ce transfert.

4) ***Analyser l'ensemble des observations et des données pour émettre des recommandations pertinentes, réalistes et économiquement acceptables en vue de réduire l'impact des pesticides sur l'écosystème aquatique.***

Pour atteindre cet objectif, une synthèse générale qui reprend les facteurs qui poussent à l'utilisation des pesticides de synthèse, l'observation des pratiques sur le terrain, les résultats des enquêtes et les données des divers essais réalisés, a été faite. Elle nous a permis d'émettre des propositions réalistes et pertinentes en vue d'améliorer les pratiques phytosanitaires, les modes de production et de réduire l'impact potentiel sur les écosystèmes aquatiques.

1.3. Structuration de la thèse

La présente thèse est structurée en six chapitres.

Le **premier chapitre** présente le cadre théorique de cette étude à travers la description du contexte, la justification de la recherche, la problématique abordée, les objectifs de l'étude et la structuration du présent document.

Le **chapitre deux** est une synthèse bibliographique qui permet de dresser l'état des connaissances sur l'importance de la filière coton au Bénin, l'usage des intrants, les pratiques culturales et la contamination des écosystèmes terrestres et aquatiques par les produits phytosanitaires.

Le **chapitre trois** aborde, à travers une enquête de terrain les pratiques phytosanitaires en vigueur dans le bassin cotonnier au Bénin et les risques d'exposition des opérateurs qui manipulent lesdits produits.

Le **chapitre quatre** présente les mécanismes de transfert des pesticides vers une retenue d'eau, en s'intéressant plus spécialement à la dérive (transfert par voie aérienne) et au ruissellement lié aux précipitations (transfert via le sol).

Le **chapitre cinq** est une discussion générale sur les risques sanitaires liés aux mauvaises pratiques et à l'emploi des produits phytosanitaires et sur les risques liés à la contamination des écosystèmes aquatiques par les résidus de pesticides agricoles.

Enfin, le **chapitre six** fait un bilan des acquis des travaux menés dans le cadre de la thèse et présente les perspectives scientifiques pour de futures recherches complémentaires ainsi que des recommandations et des suggestions pratiques applicables à court ou moyen terme pour atténuer les risques qui ont été évoqués.

Chapitre 2

La filière coton au Bénin

2.1. Contexte de la culture du coton au Bénin

2.1.1. Intérêt de l'économie béninoise pour l'agriculture

Le Bénin dispose de 4.814.000 ha de terres réellement cultivables et près de 6.700 ha de plans d'eau, dont 2.000 ha de fleuves, environ 1.900 ha de lacs et un système lagunaire de plus de 2.800 ha (MAEP, 2009). Cette disponibilité de l'eau et de terres est favorable pour une agriculture irriguée intensive.

Le potentiel de croissance économique du Bénin dépend largement du secteur agricole. En effet, le Bénin est l'un des pays de l'Afrique de l'Ouest dont l'économie est dominée par le secteur agricole comme le montre sa contribution au PIB et la mobilisation en ressources humaines. Aujourd'hui, ce secteur contribue à lui seul pour 33% du PIB, emploie 70% de la population active et contribue pour 75% aux recettes d'exportation (INSAE, 2015). Cette valeur du PIB connaît des fluctuations chaque année en raison de l'instabilité de la production agricole et a été estimée à 40% par Amoussou en 2001, à 38% par Ton en 2004, à 30 - 34% en 2011 (PSRSA, 2011) et à 32 - 33% en 2015 (INSAE, 2015 ; MAAF, 2016). L'agriculture étant reconnue comme un levier pour booster la croissance économique des pays en voie de développement, réduire la pauvreté et renforcer la sécurité alimentaire, il est indispensable que sa productivité augmente pour que d'autres secteurs de l'économie puissent en bénéficier et connaître également une expansion. Cependant, il est impérieux de rechercher les voies et moyens pour tout au moins stabiliser la production agricole, surtout en améliorant les mesures d'accompagnement pour stimuler la population active à cultiver d'avantage le coton qui demeure la première culture d'exportation et l'une des principales sources de revenus du pays (MAEP, 2017). A cet effet, le Bénin a adopté en 2008 un Plan Stratégique de Relance du Secteur Agricole (PSRSA) qui se focalise sur la mise en place de mécanismes pour la fourniture d'intrants spécifiques aux différentes productions, les aménagements hydro-agricoles dans les grandes vallées, sur la promotion de grandes exploitations (voire de l'agro-industrie), la mise en place de structures de concertation pour le développement des filières et enfin la mise en place d'un dispositif de financement, de crédits et d'assurance spécifiques à l'agriculture. La mise en œuvre du PSRSA est assurée par le MAEP et il est accompagné d'autres initiatives gouvernementales dont la création des pôles agricoles basés sur les potentialités des localités, sur la mécanisation agricole, sur la redynamisation des services de vulgarisation et sur les structures d'encadrement technique des producteurs pour faciliter le développement de la filière coton et d'autres filières porteuses telles que l'anacarde (7% du PIB), l'ananas (1,2%), le karité (1.2%) en plein essor (INSAE, 2015).

2.1.2. Importance de la culture du coton au Bénin

Avec une superficie de 114.763 km², la République du Bénin est située dans le Golfe de Guinée en Afrique de l'Ouest dans la zone intertropicale, entre les parallèles 6°30' et 12°30' de latitude Nord et les méridiens 1° et 3°40' de longitude Est, dont les conditions climatiques sont favorables à la culture du coton (FAO, 2007). Le Bénin est divisé en 12 départements administratifs regroupant 77 communes. Aujourd'hui, le coton est cultivé dans la quasi-totalité des communes du Bénin (60 communes sur les 77) (**Figure 1**) et est plus concentrée au Nord dans les départements de l'Alibori (44%), du Borgou (14%), de l'Atacora (26%), puis de la Donga (1%) (SONAPRA, 2015). Ces pourcentages sont estimés en fonction des quantités totales produites dans l'ensemble du pays.

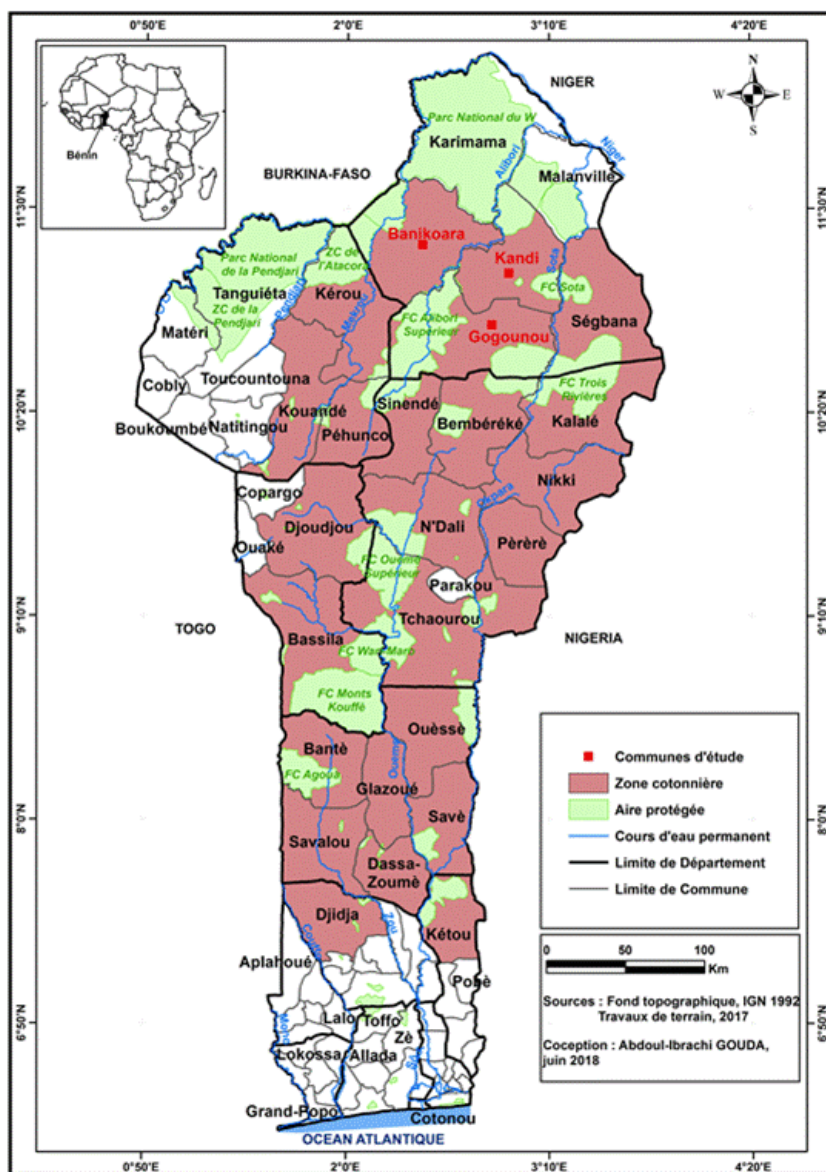


Figure 1 : Carte du Bénin indiquant les zones cotonnières et les communes d'étude

Le coton occupe une place prépondérante dans l'économie nationale du Bénin. Selon la direction des statistiques du MAEP, sur base d'une production annuelle moyenne de 300.000 tonnes de coton graine, le coton représente environ 45% des entrées fiscales hors douanes et contribue, en termes de valeur ajoutée, pour 13% à la

formation du produit intérieur brut (PSRSA, 2011 ; MAEP, 2014). Il représente également, 75% des recettes d'exportation, 90% des recettes agricoles et 24% des recettes globales de l'Etat (ONS, 2012). L'analyse économique a révélé que, depuis 1992, c'est la filière coton qui domine le secteur agricole, représentant à elle seule plus de 35% des exportations (Myers et Stolton, 1999) et constituant « le moteur blanc du développement » (Ton et Vodouhè, 1994). Elle constitue un outil stratégique privilégié pour lutter contre la pauvreté, sachant que les achats annuels de coton-graine représentent environ 70 milliards de FCFA qui sont versés annuellement à plus de 300.000 exploitants agricoles, faisant ainsi vivre 325.000 familles (MAAF, 2016). « C'est par la production de coton que le Bénin s'insère dans les échanges mondiaux de produits agricoles et dans les cycles de négociations internationales de l'OMC ».

Au plan industriel, le coton représente environ 60% du tissu industriel national (PSRSA, 2011) et procure aux producteurs agricoles de la zone Nord du Bénin environ deux-tiers à trois-quarts de leurs revenus monétaires (Ton, 2004). Le revenu issu de la culture du coton crée également des effets multiplicateurs dans le transport, l'artisanat, le commerce et la construction. En effet, le coton a permis la réalisation en milieu rural de nombreuses infrastructures scolaires, sanitaires, routières, d'adduction d'eau et de loisir (AIC, 2006 ; Aprobès-Bénin, 2007). Dans l'optique d'accroître la production cotonnière en vue de faire face aux besoins croissants de la population, le recours aux intrants agricoles est la solution qui est considérée par les autorités comme la plus efficace et proposée par les structures d'encadrement.

2.1.2.1. Intensification de la production cotonnière basée sur le recours aux intrants

L'agriculture du Bénin est caractérisée par une faible productivité à l'hectare due essentiellement à la baisse de la fertilité des sols (Mokwunye *et al.*, 1996), la pression des bioagresseurs (Silvie et Gozé, 1991), la non-maitrise des itinéraires techniques de production et les mauvaises pratiques culturales. Plusieurs auteurs (Van der Pol et Traoré, 1993 ; Quak *et al.*, 1996) ont rapporté que la baisse de la fertilité des sols constitue le principal impact environnemental découlant du développement agricole dans les zones cotonnières. Certains signalent qu'un apport substantiel d'intrants externes, notamment des engrais minéraux, est indispensable pour accroître rapidement la productivité là où la croissance démographique a fait exploser les besoins en aliments (Boserup, 1987 ; Ouédraogo, 2005). Dans cette même dynamique, Oerke et Dehne (1997), ajoutent que sans un contrôle des adventices et des ravageurs par les pesticides environ 42% de la production agricole mondiale seraient perdus chaque année. Il apparaît donc que la protection des plantes est une pratique nécessaire, surtout quand on prend en considération la croissance des besoins d'une population en pleine expansion (IFPRI, 1999). Logiquement, la culture du coton au Bénin soutenue intensivement par l'Etat à partir du milieu des années 90, est caractérisée par l'utilisation d'engrais minéraux pour la fertilisation du sol et de

pesticides chimiques pour la lutte contre les adventices et les ravageurs afin d'assurer des rendements suffisants. Dans le contexte actuel de baisse de la fertilité des sols aggravée par le changement climatique, l'usage des pesticides et des engrais a permis une stabilisation des rendement voir une amélioration de la productivité, assurant provisoirement la sécurité alimentaire de la population ainsi que la satisfaction des besoins des producteurs et des industries (agroalimentaires et textiles). Au Bénin, la culture du coton utilise officiellement à elle seule près de 96% des engrais chimiques employés (IFDC, 2005), le reste étant presque en totalité utilisé pour les cultures vivrières, notamment la culture de maïs (MAEP, 2005 ; Yèhouénoù, 2005). Pour Ton (2001), la production cotonnière consomme près de 90% du marché des insecticides en Afrique de l'ouest francophone. On constate, ces dernières années, du fait de l'engouement suscité par la production du coton, grâce aux facilités accordées aux paysans et aux soutiens de l'Etat, une forte colonisation agricole du milieu et une surexploitation des sols (Abba *et al.*, 2006 ; Zagbaï *et al.*, 2006). Ainsi, paradoxalement, les pertes de production restent importantes malgré le recours aux intrants et aux traitements de protection de la culture, ce qui montre qu'il existe encore une marge de progrès possible et qu'une amélioration des pratiques et des méthodes de lutte est une nécessité.

2.1.2.2. Evolution quantitative des produits phytosanitaires utilisés en production cotonnière.

La production de coton sur le plan national a connu une augmentation de 38,1% de 1993 à l'an 2000 (OBEPAB, 2002). Cette augmentation de la production cotonnière est proportionnelle à la consommation en pesticides. Ainsi, durant cette même période, la consommation de pesticides au Bénin est passée de 1.972.764 litres en 1993 à 2.314.127 litres en 2000, soit une augmentation de 17,3% en huit ans (OBEPAB, 2002), puis de 1.869.400 litres en 2006 à 2.436.500 litres en 2015, soit une nouvelle augmentation de plus de 30% (MAEP, 2015). Le **tableau 1** présente une synthèse des quantités de pesticides utilisées au cours de ces dernières années (quand les données sont disponibles).

Tableau 1 : Evolution des quantités de produits phytopharmaceutiques utilisées sur coton et des superficies cultivées entre 2006 et 2015, des quantités moyennes de pesticides appliquées/ha et des rendements moyens en coton-graine (données de l'ONS et de la SONAPRA, 2015)

Années	2006/2007	2007/2008	2008/2009	2012/2013	2013/2014	2014/2015
Superficie (ha)	230.788	209.803	198.787	351.000	347.022	400.000
Quantités mises en place (x 1000 L)	1.869,4	983,1	554,9	1.480,2	1.303,5	2.436,5
Quantité moyenne de pesticides appliquée par hectare (L/ha)	8,01	4,69	2,79	4,21	3,76	6,09
Rendements moyen de coton-graine à l'hectare (T/ha)	1,04	1,28	1,06	0,68	0,88	0,98

Superficie (ha) = superficie totale de coton cultivé dans toutes les communes productrices

Quantité mise en place = total des insecticides et des herbicides utilisés

Quantité moyenne de pesticides appliquée par hectare = quantité mise en place / superficie totale cultivée en coton (ha).

La dose de pesticides utilisée à l'hectare a fortement varié en fonction des campagnes cotonnières (de 3 à 8 L/ha), mais plutôt pour des raisons liées à l'organisation de la filière que liées au choix des produits. Elle est à présent en moyenne de 6 litres à l'hectare, ce qui est comparable à celle des pays de la sous-région dont le Mali, le Burkina Faso et le Sénégal (OCDE, 2001). Malgré cela le rendement stagne à environ 1 tonne/ha.

L'analyse de ce tableau montre aussi, malgré une variation en fonction des campagnes agricoles, une nette tendance à l'augmentation des surfaces cultivées en coton, avec en parallèle une croissance des quantités de pesticides utilisés (plus de 2.000.000 litres de pesticides dès la campagne 2014 - 2015) et déversés dans l'environnement dans le cadre de la lutte contre les ennemis du cotonnier. Ces chiffres sont alarmants dans la mesure où, après un traitement phytosanitaire, seulement 0,1% des pesticides pulvérisés dans un champ atteint la cible visée tandis que le reste contamine les écosystèmes (Pimentel et al., 1996).

Ce développement des superficies cultivées et, concomitamment des quantités de pesticides, sont encore plus inquiétants lorsqu'on y ajoute l'utilisation frauduleuse de divers pesticides non autorisés (utilisés sur coton ou sur d'autres cultures) et quand on sait qu'aucune étude d'impact environnemental n'a été faite à l'échelle nationale depuis l'introduction de la culture du coton au Bénin en 1946.

2.2. Risques liés à l'usage des produits phytopharmaceutiques pour la santé et pour l'environnement

2.2.1. Notions de « danger » et de « risque »

Il existe souvent une confusion dans l'utilisation adéquate de ces deux terminologies. Il est important de préciser de quoi il retourne dans le cadre de l'évaluation du risque qui est au centre de la thèse.

Le « **danger** » correspond à tout facteur (biologique, physique ou chimique) qui peut dans certaines circonstances, entraîner un effet indésirable sur la santé ou l'environnement (Schiffers et Samb, 2011). Dans le cadre de notre thèse, le danger vient de la toxicité et de l'écotoxicité des substances actives utilisées par les paysans. Le danger est donc lié aux produits phytopharmaceutiques (les PPP) utilisés dans la culture du coton qu'il faudra caractériser par des valeurs (éco)toxicologiques de référence (DL₅₀, ARfD, DJA, AOEL, CL₅₀, PNEC, etc. que nous définirons plus loin). Au sens de la plupart des réglementations internationales, les « produits phytopharmaceutiques » désignent les produits commerciaux qui contiennent « une ou plusieurs substances actives destinées à :

- Protéger les végétaux contre tous les organismes nuisibles où à prévenir leurs actions.
- Exercer une action sur les processus vitaux des végétaux.
- Assurer la conservation des végétaux.
- Détruire les végétaux indésirables.
- Détruire les parties des végétaux, freiner ou prévenir une croissance indésirable ».

Le terme « produit phytopharmaceutique » s'applique en réalité aussi bien aux substances actives qu'aux « formulations » (les préparations commerciales solides ou liquides) qui contiennent une ou plusieurs substances actives, qui sont utilisées en vue d'améliorer la qualité et la quantité des produits agricoles ou de conserver les récoltes. Les produits phytopharmaceutiques ou « pesticides » utilisés par les producteurs de coton sont des produits « formulés » c'est-à-dire préparés sous forme solide ou liquide pour pouvoir être mis en œuvre facilement et en sécurité. La formulation consiste à associer une matière active avec une série de charges inertes et d'adjuvants de façon à obtenir un produit formulé (Barthélemy et *al.*, 1990). Les formulations les plus courantes en Afrique sont les poudres à pulvériser (DP), les poudres mouillables (WP), les granulés dispersables (WG) et, surtout en culture cotonnière, les concentrés émulsionnables (EC) qui sont des formulations liquides à base de solvants pétroliers. Après dilution, émulsification ou dispersion dans l'eau du réservoir, on obtient une « bouillie » qui sera appliquée sous forme d'un brouillard de gouttelettes avec la lance du pulvérisateur. Par contre, les granulés (GR) sont directement épanchés tels quels sur le sol. Ainsi, selon la formulation, les pesticides sont appliqués sur la plante, ou

directement au sol, créant une différence dans la capacité de dispersion de la substance active dans l'environnement.

Le « **risque** » correspond au fait d'estimer si les niveaux d'exposition prévisibles (ou probables, en fonction des pratiques paysannes) à ce danger peuvent (potentiellement) engendrer des effets néfastes. Le risque est donc fonction de l'exposition et est défini comme la probabilité d'être dans une situation (on parlera de « *scénario d'exposition* ») où des dommages pour la santé (de l'opérateur ou du consommateur) ou des impacts sur l'environnement (spécialement sur l'écosystème aquatique ici) pourraient apparaître (Pingault *et al.*, 2009 ; Schiffers et Samb, 2011). Le risque sera donc estimé sur la base de scénarios, par des modèles ou des formules de calcul qui permettent de prédire l'exposition. Il se traduit donc par la formule suivante :

RISQUE = fonction (DANGER, EXPOSITION)

La nature du risque est également fonction de l'entité concernée (**Tableau 2**).

Tableau 2 : Exemples de dangers et de risques environnementaux (*adapté de Calvet et al., 2005*)

Dangers (agents ou action)	Entité concernée	Nature du risque
Substances chimiques	Homme	Risques toxicologiques
	Organismes vivants	Risques écotoxicologiques
	Air, sols, eaux	Risques de pollution chimique
Micro-organismes	Air, sols, eaux	Risques de pollution microbiologique
	Homme	Risques pathologiques
Agents climatiques, mauvaise utilisation des sols	Sols	Risques de dégradation du milieu (baisse de la fertilité des sols, perte de structure)
Mauvaise utilisation de l'espace	Paysage	Risques pour la biodiversité (morçèlement ou disparition des habitats)
Introduction d'un organisme vivant extérieur dans un milieu	Milieu concerné par l'action	Risques biologiques (espèce envahissante)

Il est important de préciser que la présence de substances exogènes dans les eaux de surface ne signifie pas forcément qu'il y ait un risque pour les organismes aquatiques dans la mesure où les quantités retrouvées (exposition) sont inférieures au seuil à partir

duquel elles sont toxiques. En effet, une substance (éco)toxique, mais pour laquelle le niveau d'exposition est faible ou nul, présente moins de risque qu'une substance de (éco)toxicité plus faible mais pour laquelle l'exposition sera répétée fréquemment (surtout s'il s'agit d'une substance bioaccumulable).

2.2.2. Toxicité et écotoxicité des produits phytopharmaceutiques

2.2.2.1. Notion de toxicité d'un produit phytopharmaceutique

La toxicité d'un produit phytopharmaceutique peut être définie comme sa capacité à donner, plus ou moins rapidement, un effet négatif sur la santé, telle qu'une incapacité plus ou moins poussée, une maladie réversible ou non, voire provoquer la mort. Les effets néfastes peuvent se manifester immédiatement, à très court terme après l'exposition (toxicité aiguë), ou au contraire à la suite de l'absorption répétée, sur une longue durée, de faibles doses de pesticides (toxicité chronique). Chez l'homme, ces effets peuvent être d'ordre respiratoire, cutané, neurologique, reproductif, développemental, comportemental ou autre (Samuel et St-Laurent, 2005).

2.2.2.2. Type de toxicité et forme d'intoxication

On distingue plusieurs types de toxicité et de forme d'intoxication en fonction de la rapidité d'apparition des symptômes, de leur sévérité, de leur durée ou de la rapidité d'absorption de la substance toxique (Amiard, 2017).

Les types de toxicités peuvent être regroupés en 4 groupes :

- Toxicité aiguë

La toxicité aiguë d'un produit phytopharmaceutique pour l'homme ou l'animal, est « sa capacité à provoquer une altération des fonctions vitales après absorption d'une dose unique » (Schiffers et Mar, 2011). Elle résulte d'une exposition de courte durée et de l'absorption rapide du toxique ne dépassant pas 24 heures. Elle est souvent due à une mauvaise utilisation des pesticides ou à un usage accidentel responsables d'une intoxication souvent gravissime dans ses effets (de Jaeger *et al.*, 2012). La dose nécessaire pour provoquer une intoxication aiguë varie selon le degré de toxicité du produit. Pour quantifier la toxicité aiguë, le terme DL_{50} est utilisé. C'est un indice du degré de toxicité aiguë d'une substance active. Cette valeur exprime la dose qui est mortelle pour 50% d'un groupe expérimental d'animaux exposés. Les valeurs de la DL_{50} sont exprimées en milligrammes de substance active par kilogramme de poids corporel.

Pour les expositions par inhalation, la CL_{50} est la concentration du produit dans l'air qui tue 50% des animaux d'essai dans un temps donné (généralement vingt-quatre heures). Les valeurs de la CL_{50} sont exprimées en milligrammes par litre (Norman *et al.*, 1993).

Dans le cas d'une intoxication aiguë, l'apparition de la toxicité est de courte durée, car l'absorption du toxique est généralement rapide (absorption par voie orale ou respiratoire surtout) et les manifestations de l'intoxication sont rapides (vertige, allergie cutanée, tremblements, nausées). Les effets sont ou non réversibles, et la durée de ces effets est très variable selon les substances (elles peuvent se dégrader dans l'organisme et être excrétées plus ou moins rapidement).

- ***Toxicité subaiguë***

La toxicité subaiguë est une intoxication qui survient suite à l'exposition fréquente et répétée à des pesticides pendant plusieurs jours ou plusieurs semaines (durée nécessaire à l'apparition des premiers symptômes). L'intoxication subaiguë correspond à des expositions sur maximum 28 jours, et pendant une période qui n'excède pas 3 mois, pour que les symptômes d'intoxication apparaissent (céphalées, vomissement, fatigue, etc.).

- ***Toxicité subchronique***

La toxicité subchronique qui est une toxicité réitérée pendant plus de 28 jours et moins de 90 jours. C'est elle qui importe pour l'opérateur (le paysan qui applique les produits phytopharmaceutiques). La toxicité subchronique est représentée par une dose sans effet néfaste observable (en anglais le NOAEL, No Observable Effect Level), qui est la dose la plus élevée d'une substance qui ne provoque aucun effet décelable chez des animaux soumis à une expérimentation sur cette durée. Elle est exprimée en mg / kg de poids vif de l'animal / jour.

- ***Toxicité chronique***

La toxicité chronique se produit à la suite d'une exposition répétée, pendant une période supérieure à 3 mois (Samuel et Saint-Laurent, 2001). Les concentrations d'exposition sont peut-être trop faibles pour causer une toxicité aiguë. Si les effets aigus des produits phytopharmaceutiques sur la santé humaine sont aisément identifiés, les effets à long terme, sont plus difficiles à étudier (de Jaeger *et al.*, 2012).

Dans le cas d'une intoxication chronique, les expositions sont répétées sur une longue période (plusieurs mois ou années) et la manifestation de l'intoxication dépend soit de la substance qui s'accumule dans l'organisme jusqu'à atteindre une concentration critique (cas de plus en plus rare pour les pesticides), soit des effets engendrés qui s'additionnent. Ce type d'intoxication provoque des maladies dites « chroniques » dont la manifestation la plus grave est le cancer, mais aussi des effets neurologiques (ex : maladie de Parkinson), dermatologiques et la perturbation du système endocrinien.

La classification et la terminologie adoptées par l'EPA sur les différentes formes d'intoxication sont données dans le **tableau 3** :

Tableau 3 : Classification des différentes formes d'intoxication en fonction de l'exposition (Environmental Protection Agency, 1996).

Formes d'intoxication	Fréquences d'utilisation	Durée de l'exposition
Aiguë	Unique (immédiat)	< 24 heures (scénarios d'exposition d'une journée)
Subaiguë	Répétée (court terme)	< 1 mois (scénarios d'exposition de 1 à 30 jours)
Subchronique	Répétée (moyen terme)	De 1 à 3 mois (scénarios d'exposition de 30 à 180 jours)
Chronique	Répétée (long terme)	> 3-6 mois
Cancérogène	Répétée (très long terme)	Exposition durant toute la vie

2.2.2.3. Voies d'exposition aux pesticides

Les modes de pénétration des substances actives chez l'homme sont de 4 ordres (Yelamos *et al.*, 1992 ; Samuel et St-Laurent, 2001; Burns *et al.*, 2007; Aardema *et al.*, 2008 ; Lebailly *et al.*, 2009 ; Flores *et al.*, 2011 ; Amiard, 2017) :

- *L'exposition cutanée* : elle constitue généralement la principale voie d'exposition aux pesticides chez les producteurs en milieu agricole. Cette voie d'exposition, bien que souvent méconnue ou négligée, est responsable de la plupart des intoxications accidentelles en milieu de travail. L'importance de la pénétration cutanée varie selon les propriétés physico-chimiques du produit (matière active et formulation). D'autres facteurs externes peuvent influencer et majorer les risques d'une telle exposition. Ainsi, l'absence de protection individuelle, le port prolongé de vêtements de travail contaminés, la technique d'application, certaines conditions environnementales comme l'humidité, le vent ou la température ambiante et le délai entre 2 périodes d'exposition peuvent modifier le risque d'intoxication par voie cutanée. L'action sera directe avec destruction de la peau ou systémique si le produit traverse la barrière cutanée. Cette voie regroupe la voie pilosébacée (les poils), la voie des pores (surtout au niveau des mains et des pieds) et la voie épidermique qui est de loin la plus importante.
- *L'exposition respiratoire* : le mode de pénétration pulmonaire représente la voie d'intoxication la plus rapide et la plus directe. Les pesticides normalement appliqués sous forme d'aérosol, de brouillard ou de gaz (par volatilisation) peuvent ainsi être facilement inhalés. Les pesticides peuvent aussi adhérer à des particules de poussières en suspension et parfois même à la fumée de cigarette. Certains pesticides sont plus à risque que d'autres. Ainsi, l'inhalation constitue souvent la principale voie d'entrée dans l'organisme pour les fumigants et certains pesticides très volatiles. L'action toxique est directe sur la muqueuse respiratoire

- (pour les irritants) ou dite systémique (générale) lorsque le produit traverse la paroi pulmonaire pour se fixer sur les hématies ou se dissoudre dans le sang.
- *L'exposition orale* : elle résulte d'une ingestion volontaire (suicide) ou accidentelle. Le toxique arrive au niveau de l'estomac, puis de l'intestin, pour finalement pénétrer dans le flux sanguin. L'absorption (qui peut se faire depuis la bouche elle-même) dépend alors des propriétés physico-chimiques de la molécule, sachant que la formulation peut faciliter le passage dans le sang.
 - *L'exposition oculaire* : elle résulte de projections accidentelles du produit dans les yeux ou des petites gouttelettes générées lors de la pulvérisation qui restent dans l'air. Faute de lunettes de protection, les irritations de l'œil sont fréquentes. La brûlure oculaire peut entraîner une atteinte des annexes, mais aussi la destruction de l'œil et un risque de cécité.

Quel que soit le mode de pénétration, les pesticides atteignent alors leurs organes-cibles, essentiellement par voie sanguine, pour agir (éventuellement pour être stockés dans le corps comme dans le cas des organochlorés et des substances lipophiles en général). L'effet ne survient ou n'est observable que si la concentration qui atteint la cible est suffisante. On parle de niveau d'effet adverse observable ou en anglais d'AOEL (ou *Adverse Observable Effect Level*) pour désigner le seuil.

Cependant, Schiffers et Samb (2011), estiment que la distinction entre exposition aiguë et effet aigu ainsi qu'entre exposition chronique et effet chronique est souvent difficile à faire dans la mesure où une exposition aiguë peut causer un effet chronique. A cet effet, une comparaison est faite entre l'exposition aiguë ou chronique et l'effet aigu ou chronique (**tableau 4**) :

Tableau 4 : Comparaison entre l'exposition aiguë ou chronique et l'effet aigu ou chronique (Schiffers et Samb, 2011)

Exposition	Effet	
	Aigu	Chronique
Aiguë	Effet à court terme à la suite d'une exposition à court terme (<i>ex. : irritation cutanée causée par le contact avec une solution très diluée d'acide sulfurique</i>).	Effet à long terme à la suite d'une exposition à court terme (<i>ex. : trouble respiratoire persistant à la suite d'une courte inhalation d'une forte concentration de chlore</i>)
Chronique	Effet à court terme à la suite d'une exposition à long terme (<i>ex. : sensibilisation cutanée à un insecticide pyréthrianoïde à la suite d'un contact pendant plusieurs années</i>)	Effet à long terme à la suite d'une exposition à long terme (<i>ex. : cancer du foie, du poumon, du cerveau et du système hématopoïétique causé par l'exposition à des doses élevées de chlorure de vinyle pendant plusieurs années</i>)

2.2.2.4. Impacts sur la santé humaine

La probabilité de subir des effets néfastes sur la santé dépend du type de pesticide et des autres produits chimiques qu'il contient, de la quantité à laquelle vous êtes exposés, de la durée et de la fréquence de l'exposition. Au Bénin, des cas d'intoxications alimentaires dues à la prise de repas pendant les traitements phytosanitaires et à la réutilisation des emballages dans les zones de production cotonnière ont été signalés depuis les années 1990 (Lafia, 1996).

C'est dans ce contexte que compte tenu de ses effets néfastes sur la santé et l'environnement, l'endosulfan a été volontairement retiré de la production cotonnière en Afrique de l'Ouest et du Centre au début des années 1980. Sa réintroduction au Bénin en 1999-2000 s'est accompagné d'une vague de décès par intoxication dans les zones de production cotonnière (Ton *et al.*, 2000 ; Ton, 2001). Au nombre des événements malheureux dus aux pesticides, nous pouvons énumérer :

- Lafia (1996) a signalé qu'une diminution du taux de cholinestérase chez les producteurs de coton pendant la période de pulvérisation avait été relevée à Banikoara.
- Yèhouénou (2005) a signalé la mort d'une cinquantaine de personnes dans les départements du Borgou et de l'Atacora suite à l'ingestion ou l'inhalation de pesticides au cours de la campagne cotonnière 1998-1999. Selon cette même source, la présence de résidus de produits phytosanitaires et de métaux lourds dans les échantillons de céréales, de produits maraîchers, de laits humains et de plantes aquatiques prélevés à travers tout le pays, a été mise en évidence.
- Affedjou (1999) a effectué une étude dans la commune d'Aplahoué (sudBénin), où 313 enfants qui participaient à la pulvérisation d'insecticides chimiques ont été examinés. Les résultats médicaux ont montré que 92% des enfants avaient des problèmes dermatologiques, 57% des maladies neurologiques et 40% des symptômes respiratoires.
- Ton (2002) a rapporté que 280 cas d'intoxication humaine, dont 47 décès, ont été enregistrés au Bénin au cours de la campagne cotonnière 1999-2000.
- Une étude, réalisée par Badarou et Coppieters (2009), fait état de 105 cas d'intoxication, dont 9 décès, entre mai 2007 et juillet 2008.
- Plusieurs autres cas d'intoxication ont été signalés par Agboton-Geo en 2013, durant les mois de juillet et août, dans les communes fortement cotonnières avec un taux de létalité de 2 à 30%. Les intoxications par voie cutanée ou par inhalation se révèlent après traitement et se caractérisent par les mêmes types de symptômes auprès des agriculteurs : salivation intense, nausées, transpiration, vertiges, maux de tête....
- Entre 2007 et 2008, 105 cas d'intoxication, dont 9 décès, ont été recensés et ils seraient dus à spécifiquement l'endosulfan (Diop, 2013).

2.2.2.5. Notion d'écotoxicité

Selon la définition donnée par le dictionnaire environnement et développement durable, l'écotoxicité d'une substance active désigne l'effet néfaste de cette substance sur les organismes vivants et leur écosystème. Elle correspond à la plus faible valeur de la toxicité à court terme pour trois maillons importants de la chaîne trophique: les algues, les microcrustacés et les poissons (SDQPV, 2002 ; SRPV, 2002 ; Echaubard, 2002).

Pour les *algues*, l'écotoxicité est déterminée à partir de la CE_{50} , 72 h. Elle correspond à la dose de substance active provoquant 50% d'inhibition de la croissance d'une culture d'algue au bout de 72 heures. Notons que la prise en compte des algues se justifie par le fait qu'elles représentent les producteurs primaires du milieu et constituent ainsi le premier maillon des chaînes alimentaires.

Pour les *microcrustacés*, la toxicité est mesurée sur la daphnie *Daphnia magna* Straus, un petit crustacé planctonique. L'écotoxicité est déterminée à partir de la CL_{50} , 48 h. Elle correspond à la dose de substance active provoquant 50% d'immobilisation d'une population de daphnies au bout de 48 heures.

Pour les *poissons*, la toxicité est déterminée à partir de la CL_{50} qui désigne la concentration exprimée en mg/L entraînant la mort de 50% des poissons exposés pendant une durée donnée (24 ; 48 ; 72 ou 96 heures).

La toxicité à long terme en milieu aquatique, résultant de la contamination des eaux par les produits phytopharmaceutiques, se traduit par une diminution de la production primaire et du nombre d'espèces constituant la production secondaire. Mais il faut remarquer que « les organismes aquatiques ne sont pas tous exposés de la même façon, en fonction de leurs caractéristiques anatomiques, physiologiques et écologiques (habitat, ressources alimentaires utilisées, etc.) ».

La science relative à l'écotoxicité est l'écotoxicologie qui est définie comme une branche de la toxicologie concernée par l'étude des effets toxiques, causés par des polluants naturels ou de synthèse, sur les écosystèmes, les animaux (incluant l'homme) les végétaux et les microbiens (Truhaut, 1997).

2.3. Devenir des pesticides et contamination de l'environnement

L'utilisation des produits phytopharmaceutiques dans la lutte contre les ravageurs n'est pas sans conséquences pour la santé des agriculteurs et des consommateurs, mais aussi pour l'environnement (Sanborn *et al.*, 2004). Dans l'environnement, on assiste dans un premier temps à la dispersion des produits lors de leur utilisation. Elle dépend de plusieurs facteurs: de leurs propriétés, des modalités d'application, du couvert végétal, des caractéristiques du sol, du fonctionnement hydrologique (en lien avec le substrat géologique) et des conditions climatiques avant et après épandage (Aubertot *et al.*, 2005). Tous ces paramètres vont agir ensemble et pondérer les processus

majeurs influant sur le devenir des pesticides qui sont : les transferts vers l'eau, le sol et l'atmosphère, la rétention au niveau des sols et la dégradation physico-chimique ou biologique (Gbaguidi *et al.*, 2011). Ainsi, des contaminations de l'écosystème (air, sol et eaux) peuvent se produire à cause de la dispersion, du transfert et de l'accumulation de résidus de pesticides dans l'environnement (Barriuso, 2004).

Plusieurs mécanismes sont impliqués dans la dispersion des pesticides pendant et après application (**figure 2**). Les processus responsables des transferts sont : la volatilisation, la dérive, le ruissellement, le lessivage et la rétention. Parmi ces mécanismes, les aspects liés à la dérive et au ruissellement seront détaillés ci-après pour rendre plus aisée la compréhension de la thèse. En effet, la présente thèse s'est intéressée de plus près à ces deux mécanismes de transfert sur le terrain pour répondre aux questions de recherche posées.

Le transfert vers l'air est le fait des produits phytopharmaceutiques volatils, c'est-à-dire possédant une pression de vapeur et un coefficient d'Henry élevés et qui subissent le processus de la volatilisation.

Les transferts vers l'eau sont à l'origine de la pollution des eaux superficielles et souterraines, ainsi que l'absorption par les organismes vivants (Calvet *et al.*, 2005). « Les voies de transfert et les propriétés des substances actives conditionnent l'état (dissous ou adsorbé à des particules) dans lequel elles arrivent dans les milieux aquatiques ». Cet état conditionne leur biodisponibilité pour les organismes aquatiques (Knezovich *et al.*, 1987 ; Phyu *et al.*, 2004).

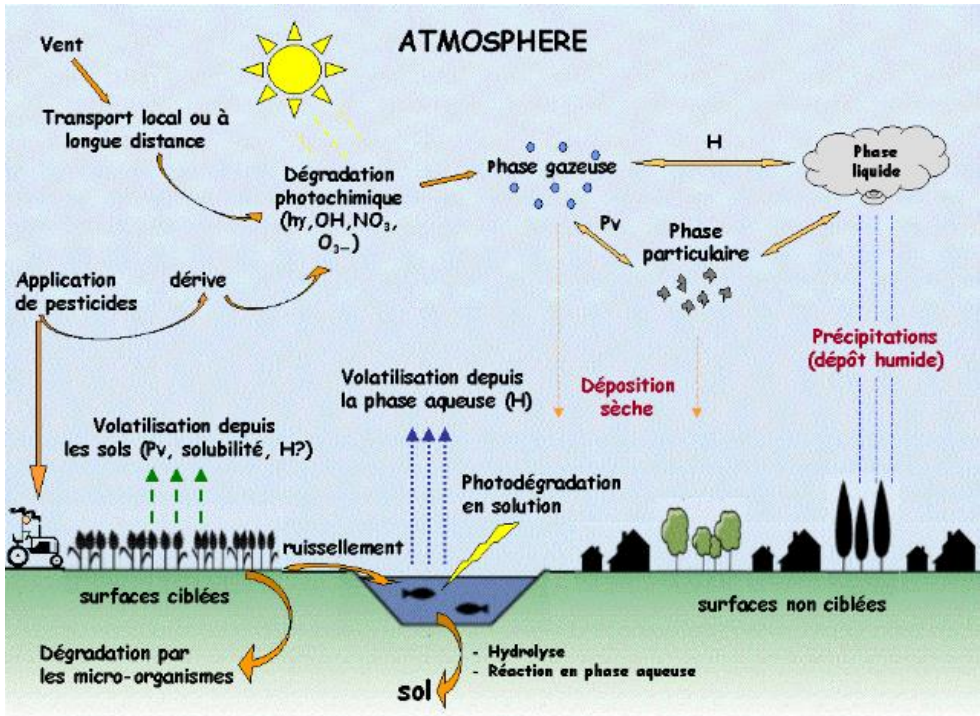


Figure 2 : Comportement des pesticides dans l'environnement (adapté de Berrah, 2011)

2.3.1. Pollution de la ressource en eau

2.3.1.1. Contamination ou pollution des eaux ?

Les pesticides sont fréquemment retrouvés en phase aqueuse, dans les eaux des rivières (Irace-Guigand *et al.*, 2004 ; Zhang *et al.*, 2004), dans les eaux souterraines (Worrall et Kolpin, 2004) et même dans les eaux de pluie (Haraguchi *et al.*, 1995). Ainsi, malgré l'ampleur des investigations exigées pour leur homologation, les produits phytopharmaceutiques sont détectés dans les milieux aquatiques, ce qui met en évidence à la fois la difficulté de cerner les risques de contamination et de transfert de ces molécules, et la nécessité de mener conjointement des actions sur le terrain pour limiter la contamination de la ressource en eau (Gouy et Gril, 2001).

Mais il convient de faire une nuance entre « **contamination** » et « **pollution** » des eaux, deux termes qui sont souvent employés mutuellement, mais qui ont des sens différents.

Le terme « **contamination** » se définit comme la présence anormale de substances exogènes, dites xénobiotiques, dans un compartiment de l'environnement (BRGM,

2000b ; Aubertot *et al.*, 2005). La contamination des eaux de ruissellement collectées au champ, ou des eaux de percolation dans le sol, présente des variations de teneur en substances actives dans le temps qui s'observent dans les échantillons lorsque l'intervalle de temps entre deux épandages est suffisamment long (Heydel *et al.*, 1999 ; Ng *et al.*, 1995). La contamination peut atteindre un niveau seuil où elle produira des dommages, des déséquilibres ou des effets nocifs et interfèrera avec le bien-être des organismes vivants (Directive Européenne 2000/60/CE du 23 octobre 2000).

Le terme de « **pollution** » désigne la présence de substances au-delà d'un seuil pour lequel des effets négatifs (notamment pour l'homme qui vit dans ce milieu) sont susceptibles de se produire (Aubertot *et al.*, 2005 ; Schiffers et Samb, 2011). Abondant dans le même sens, Morère et Pujol (2003) définissent la pollution comme une « *altération que subit la biosphère, en particulier d'ordre chimique et physique, et qui engendre des déséquilibres du fonctionnement à tous les niveaux* ». De toutes les définitions, il ressort que la pollution peut être due à une action anthropique ; ce qui amène Rivière (2010), à définir la pollution comme étant « *la modification par l'action humaine de la teneur d'une substance dans l'environnement* ».

2.3.1.2. Origine de la pollution de la ressource en eau

On distingue deux types de pollution des eaux par les produits phytopharmaceutiques: les pollutions ponctuelles (ou accidentelles) et les pollutions diffuses (Schiffers et Samb, 2011).

- **La pollution ponctuelle ou accidentelle**

Elle est le plus souvent générée par des erreurs de manipulation (mauvais réglage du pulvérisateur, débordement au remplissage de la cuve,...) et ont des conséquences lourdes sur les écosystèmes. Les effets toxiques ne sont pas suffisamment connus par les utilisateurs (Belamie *et al.*, 1997). Les effets sont facilement identifiables et sont révélés par la mortalité brutale d'organismes aquatiques, la formation de mousse, un changement de couleur de l'eau ou encore la diffusion d'odeurs nauséabondes.

- **La pollution diffuse**

Selon la définition extraite du dictionnaire de l'environnement, la pollution diffuse est une pollution des eaux due non pas à des rejets ponctuels et identifiables, mais à des rejets issus de toute la surface d'un territoire et transmis aux milieux aquatiques de façon indirecte, par ou à travers le sol, sous l'influence de la force d'entraînement des eaux en provenance des précipitations ou des irrigations (<http://www.dictionnaire-environnement.com>). Ce type de pollution fait suite à une application phytosanitaire sur une parcelle donnée. Elle dépend de la combinaison de facteurs complexes tels que les propriétés du produit (dose appliquée, paramètres physico-chimiques...), le type de milieu (type de sol, activités microbienne,

drainage...), le climat mais aussi la période d'application (Real *et al.*, 2007). L'agriculture est l'une des activités économiques à l'origine de ce type de pollution.

2.3.1.3. Transferts des produits phytopharmaceutiques vers les eaux superficielles

Plusieurs auteurs ont démontré que les eaux superficielles sont souvent exposés au transfert des produits phytopharmaceutiques (Pionke et Chester, 1973 ; Smith *et al.*, 1978 ; Léonard, 1990). A l'échelle d'un bassin versant, les eaux superficielles sont celles des cours d'eau, des étendues d'eau (mares, étangs).

Le transport des substances actives par l'eau peut se faire, soit sous forme dissoute, soit, le plus souvent, sous forme adsorbée (fixée) sur les matières en suspension. Pour Volt et Louchart (2001) les proportions relatives de ces deux formes de transport dépendent de l'adsorption aux particules et de la charge de matières en suspension.

Selon Calvet *et al.* (2005), le transfert à l'état dissout peut être illustré par la **figure 3**. Trois circonstances possibles favorisent le transfert des pesticides vers les eaux superficielles:

- *A la surface du sol*, quand un excès d'eau apparait (sol saturé, l'infiltration est limitée (situation A), soit par la remontée d'une nappe d'eau souterraine peu profonde (situation B).
- *Latéralement dans le sol*, quand un horizon peu perméable ou imperméable est présent à faible profondeur (ex : une semelle de labours) (situation C). L'eau rejoint dans ces cas un fossé ou un ruisseau en y transportant les produits phytopharmaceutiques.
- *Verticalement dans le sol jusqu'à un drain* (situation D). Les produits phytopharmaceutiques sont alors acheminés par le réseau de drainage jusqu'à l'exutoire.

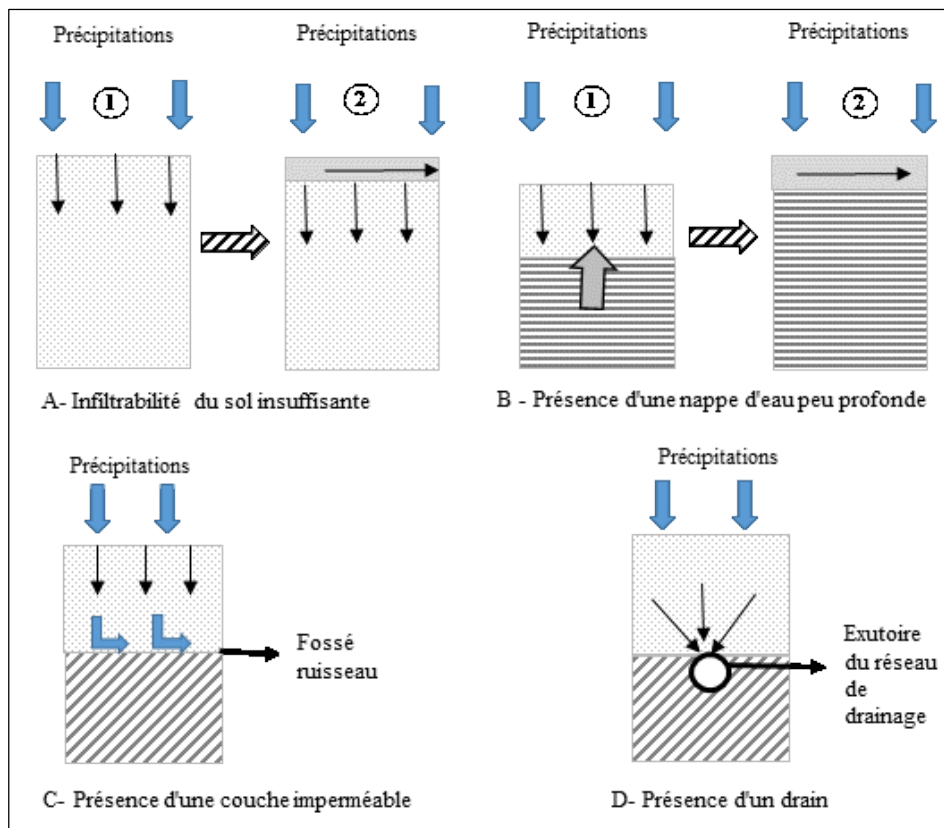


Figure 3 : Principales situations où un transfert vers les eaux superficielle se produit (selon Calvet *et al.*, 2005). La situation (2) succède à la situation (1) au cours des précipitations.

Le transfert à l'état fixé est dû à l'adsorption des pesticides sur les particules du sol. L'adsorption est mesurée par le coefficient de partage sol-eau (K_d) qui est le ratio entre la teneur en substances adsorbées sur les particules de sol et leur concentration dans la phase aqueuse du sol. Le coefficient d'adsorption d'une molécule, qui peut être déterminé expérimentalement, varie en fonction de sa nature chimique et de son ionisation. De plus, l'adsorption varie aussi en fonction de la nature et de la teneur du sol en matière organique et en général des caractéristiques de la phase solide (Barruio *et al.*, 1996).

Dans le cadre de notre étude, la contamination des eaux superficielles a pour origine les pratiques agricoles et phytosanitaires. De façon générale, Calvet *et al.* (2005), estiment que les taux de transfert excèdent rarement 1% de la quantité appliquée ; cette valeur bien que minime du point de vue théorique n'exclut pas les effets écotoxicologiques néfastes dans les écosystèmes aquatiques. Les travaux réalisés par

Belamie (1996), indiquent que souvent les concentrations des substances dosées dans les échantillons d'eau sont supérieures à 0,1 µg / l, parfois beaucoup plus grandes après des orages et présentent des coefficients des variations allant de 35 à 210%.

2.3.1.4. Transferts des produits phytopharmaceutiques par dérive et par ruissellement

- *Le transfert par dérive*

La dérive peut être définie comme l'ensemble des phénomènes qui accompagnent l'application des produits phytopharmaceutiques et qui contribuent à ce qu'une proportion variable de ces derniers se perd dans l'environnement sans atteindre les cultures ciblées. Quelle que soit la méthode utilisée pour l'application des produits phytopharmaceutiques en vue de protéger les cultures, des pertes vers le milieu naturel ou d'autres espaces non visés seront présentes en plus ou moins grande importance (Gil, 2007).

Ainsi, durant l'application et suivant le stade de développement de la végétation, 10 à 70% des produits peuvent être perdus au sol (Jensen et Splid, 2003) alors que c'est jusqu'à 30 à 50% des produits qui peuvent être perdus dans l'air sous forme de gouttelettes ou de gaz (Van Den Berg *et al.*, 1999). Certains auteurs estiment que la part de produit qui atteint pas la cible visée représente que quelques % (Pimentel et Levitain, 1986) alors que des pertes de 20 à 30% voire beaucoup plus ont parfois été mesurées (Van Den Berg *et al.*, 1999 ; Da Silva, 2003 ; Da Silva *et al.*, 2001).

- *Le transfert par ruissellement*

Le ruissellement désigne la quantité d'eau qui, au cours d'une précipitation, échappe à l'infiltration et l'évapotranspiration (Castany, 1967). Il désigne en d'autre terme la part de pluie qui n'est pas absorbée par le sol et qui ne s'accumule pas à la surface mais qui s'écoule dans le sens de la pente et qui se concentre en rigoles et torrent (Lambert, 1996). Un grand nombre de voies d'écoulement sont identifiés en fonction des caractéristiques du sol au sein d'un bassin versant (Ambroise, 1999):

- le *ruissellement Hortonien* lié à la trop faible perméabilité de la surface du sol au regard de l'intensité de pluie ;
- le *ruissellement sur surface saturée* lié à la saturation du sol empêchant toute infiltration supplémentaire indépendamment de l'infiltrabilité du sol ;
- les *réinfiltrations* des écoulements de surface dans des zones à plus fortes perméabilité (exemple : haies, bandes enherbées) ;
- les *écoulements hypodermiques*, qui se produisent latéralement dans les versants au niveau de contrastes de perméabilité entre les différentes couches de sol ;
- le *drainage* qui se crée aux endroits où la topographie recoupe la surface piézométrique ;
- la *percolation* vers les nappes.

L'importance relative des différentes voies d'écoulement de l'eau et des polluants varie d'un milieu à l'autre en fonction du régime climatique, des caractéristiques

géologiques et pédologiques, des aménagements hydrauliques et paysagers et de l'occupation du sol. Elle varie également d'une période à l'autre en fonction de la distribution et de l'intensité des précipitations. Toutefois, il est important de souligner que le ruissellement dépend de facteurs intrinsèques aux produits phytopharmaceutiques utilisés et de ceux du milieu environnant, aussi bien à l'échelle de la parcelle qu'à celle du bassin versant. Les plus importants sont résumés selon Léonard (1990) à travers la **figure 4**.

2.3.1.5. Caractéristiques des produits phytopharmaceutiques dont dépendent les processus de contamination des sols

Le processus de contamination des sols dépend des propriétés des substances actives présentes dans l'environnement. Trois principaux paramètres permettant de mettre en évidence les propriétés des substances actives sont à considérer (**Tableaux 5, 6 et 7**) :

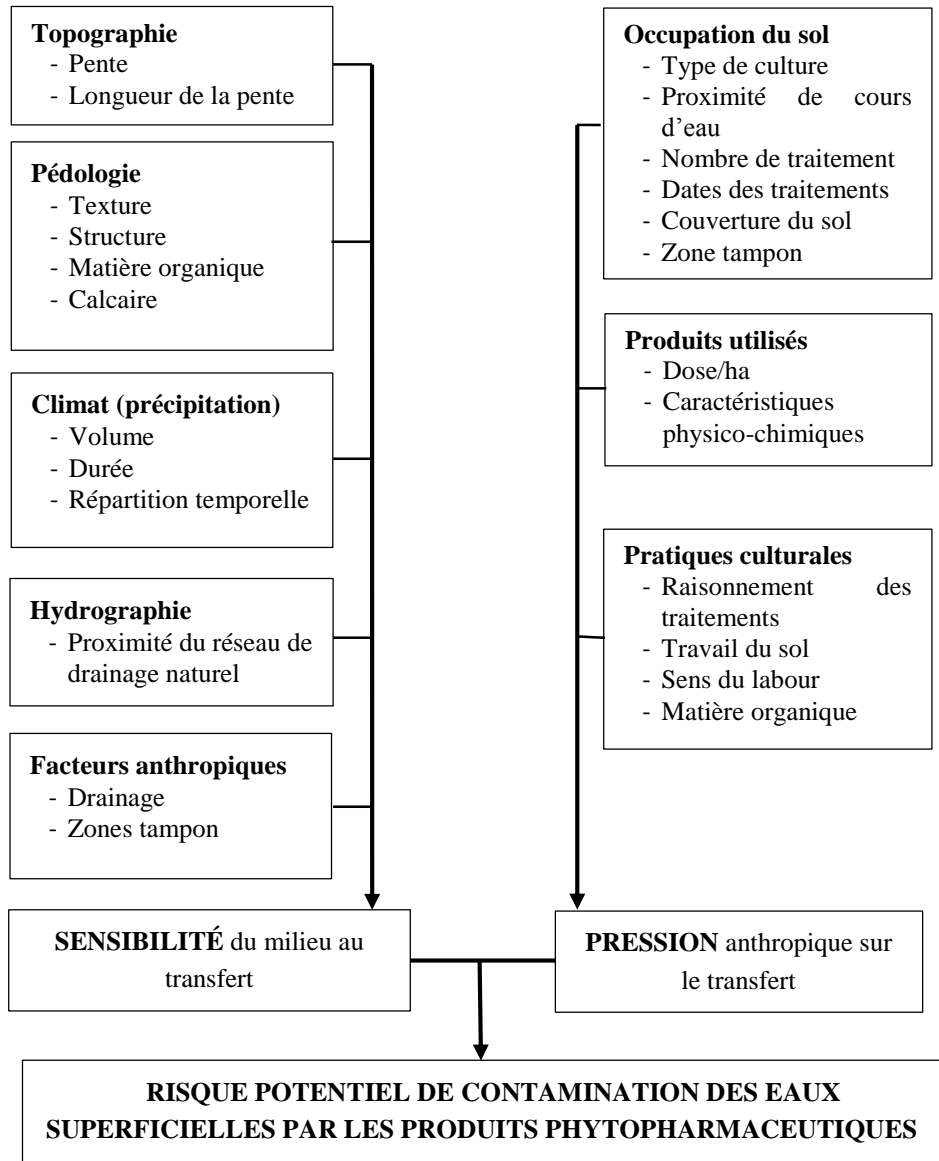


Figure 4 : Facteurs agissant sur les pertes de produits phytopharmaceutiques par ruissellement (Léonard, 1990).

Tableau 5 : Paramètres à considérer dans le processus de contamination des sols par les produits phytopharmaceutiques (adapté des informations tirées de Calvet *et al.*, 2005)

Paramètres	Propriétés	Coefficient	Désignation	Synthèse
Dégradation	Persistence			La dégradation des substances est mesurée par leur demi- vie DT_{50} . Les processus biologiques (biodégradation) et physico-chimiques (hydrolyse, photolyse, etc.) constituent les principaux mécanismes de dégradation.
	Demi-vie	DT_{50}	Temps nécessaire pour que 50% de la masse de la substance disparaisse du sol ou de l'eau à la suite des transformations (en aérobie, à une température donnée)	
	Biodégradation		Transformation d'une substance par des micro-organismes	
	Hydrolyse		Dissociation d'un composant, directement provoquée par son contact avec l'eau	
	Photolyse		Dissociation d'un composant, directement provoquée par son exposition au rayonnement.	
Mobilité	Solubilité dans l'eau	S_w	Capacité d'une substance active à se dissoudre dans l'eau (à une température donnée)	La mobilité d'un pesticide dans l'eau est un signe de solubilité; elle correspond entre autres aux facteurs de sorption du pesticide (K_{oc}) ou au coefficient de ralentissement.
	Coefficient de partage sol-eau	K_{oc}	Rapport des concentrations de pesticides dans un état de sorption (collées aux particules de sol) et dans la phase en solution	

			(particules dissoutes dans l'eau du sol)	
	Coefficient de ralentissement	R	Retard lié à la différence de vitesse de migration du pesticide par rapport à la vitesse de l'écoulement de l'eau	
Bioaccumulation	Coefficient de partage octanol-eau	K_{ow} ou (Log Poe)	Rapport de la concentration d'une substance active dans l'octanol sur sa concentration dans l'eau ; les deux phases étant en équilibre et à une température donnée, généralement de 20 à 25°C. Il traduit la tendance d'une matière active à la bioaccumulation.	La bioaccumulation désigne la tendance qu'un composé a à s'accumuler dans les organismes. Le coefficient de partage K_{ow} correspond à l'indicateur de quantification de la bioaccumulation des pesticides le plus utile

Tableau 6 : Classification selon la mobilité
(Source : Calvet *et al.*, 2005)

Log Koc	Classification
< 1	Très mobile
1 – 2	Mobile
2 – 3	Assez mobile
3 – 4	Faiblement mobile
4 – 5	À peine mobile
> 5	Immobile

Tableau 7 : Niveau de dégradabilité dans le sol
(Source : Calvet *et al.*, 2005)

DT ₅₀ (jours)	Classification
< 20	Facilement dégradable
20 – 60	Assez dégradable
60 – 180	Légèrement dégradable
> 180	Très légèrement dégradable

- **Rétention des produits phytopharmaceutiques à l'interface sol/eau**

Plusieurs facteurs interviennent dans le processus de la rétention des produits phytopharmaceutiques. D'une manière générale, la rétention va conditionner la biodisponibilité, donc la manifestation d'une action toxique, et/ou phytosanitaire dans le cas des produits phytosanitaires appliqués au sol (Barriuso *et al.*, 1994, 2004 ; Alexander et Alexander, 2000 ; Alexander *et al.*, 2000).

Il est nécessaire d'attirer l'attention sur l'utilisation des valeurs de Koc pour la caractérisation de la rétention (Hance, 1969 ; Briggs, 1981 ; Green et Karickhoff, 1990 ; Baum, 1998 ; Gramatica *et al.*, 2000 ; Calvet *et al.*, 2005). En effet, on ne peut pas considérer le Koc comme une « constante universelle » pour un pesticide donné. Les résultats de la littérature montrent qu'il n'est pas possible de déduire une relation linéaire unique entre le coefficient Kd et la teneur en matière organique du sol (Walker et Crawford, 1968 ; Hassett *et al.*, 1981 ; Coquet et Barriuso, 2002 ; Weber *et al.*, 2004). Le Koc n'est pas un paramètre physico-chimique, c'est un paramètre environnemental qui ne dépend pas seulement des propriétés des produits phytopharmaceutiques mais aussi des propriétés des sols. Ainsi, les valeurs compilées par Gerstl (1990) montrent une grande variabilité du Koc (coefficient de variation de 44 à 256%), principalement attribuée à la variabilité des sols. Les plus utilisées sont des relations entre les coefficients d'adsorption et la solubilité des molécules dans l'eau (Sw), le coefficient de partage des molécules entre le n-octanol et l'eau (Kow), ou des caractéristiques moléculaires des substances.

Il existe une relation entre certaines propriétés du sol (teneur en carbone, en argiles ou en oxydes, pH, ...) et le coefficient d'adsorption des substances actives (Barriuso et Calvet, 1992 ; Coquet et Barriuso, 2002 ; Weber *et al.*, 2004 ; Calvet *et al.*, 2005). La relation entre le Kd et la teneur en matière organique est souvent observée quand celle-ci couvre un grand domaine de valeurs ; en revanche quand ce domaine est limité (0 à 4%), la relation est généralement moins bonne (Calvet *et al.*, 1980). L'influence de la teneur en carbone organique dépend aussi de la teneur en argiles ; quand celle-ci est grande, cette influence est peu marquée, voire inexistante (Hasset *et al.*, 1981).

Plusieurs auteurs ont montré une corrélation positive entre la rétention et la teneur en matière organique des sols avec la plupart des substances actives et pour la plupart des sols (Walker et Crawford, 1968 ; Hassett *et al.*, 1981 ; Barriuso et Calvet, 1992 ; Coquet et Barriuso, 2002 ; Weber *et al.*, 2004). Ce type de relation justifie la normalisation des valeurs de Kd en fonction de la teneur en carbone organique des sols et l'utilisation des Koc à la place des Kd pour la comparaison de l'adsorption d'une même molécule sur des sols présentant des teneurs en matière organique différentes (Hamaker et Thomson, 1972). La variable « teneur en carbone » est un facteur explicatif de l'adsorption des pesticides non ionisés. Dans le cas des molécules polaires et/ou ionisables, les constituants minéraux et les propriétés physico-chimiques, en particulier le pH, jouent un rôle déterminant dans leur adsorption.

2.3.2. Risques pour les écosystèmes aquatiques

2.3.2.1. Contamination des écosystèmes aquatiques du bassin cotonnier

Dans le bassin cotonnier au Nord Bénin, peu d'études sont réalisées sur la détermination des teneurs de substances actives présentes dans les compartiments de l'environnement. Les analyses de résidus dans les sols en saison sèche dans cette zone montrent des teneurs de 0,52 µg/kg pour le profénofos et de 1 µg/kg pour l'acétamipride (Adam *et al.*, 2010). Ces valeurs sont inférieures aux valeurs de concentration létale CL₅₀ pour les vers de terre (CL₅₀ = 9 mg/kg sol). Durant cette même période, Gbaguidi *et al.* (2011), révèlent la présence de faibles teneurs (0,75 à 5 µg/L) de cyperméthrine obtenues après analyses d'échantillons d'eaux de surface prélevées dans les cours d'eau du bassin cotonnier. A travers une revue bibliographique, Agbohessi *et al.* (2012), signale des teneurs élevées de DDT (1 à 100µg/l) et d'endosulfan (58 à 746 µg/l) mesurées dans les principaux cours d'eau de cette zone. Ces teneurs sont de loin supérieures aux normes de qualité d'eau potable au Bénin fixées par le décret n° 2001-094 du 20 février 2001 (Agbohessi *et al.*, 2012). Le **tableau 8** présente la synthèse de quelques données chiffrées sur la contamination des cours d'eau du bassin cotonnier.

Tableau 8 : Contamination de certains cours d'eau et retenues d'eau du bassin cotonnier par les pesticides

Milieux (Cours d'eau et retenues d'eau)	Substances actives (µg/l)							Références
	Acétamipride	Chlorpyrifos	Lambda - cyhalothrine	DDT	Endosulfan	Dieldrine	Heptachlore	
Cours d'eau du parc W	-	-	-	1 - 100	58 - 746	1 - 48	34 - 83	Agbohessi <i>et al.</i> , 2012
Retenue d'eau de Batran	0,8 – 7,7	-	-	-	-	-	-	Zoumenou <i>et al.</i> , 2018
Retenue d'eau de Gambanè	1,0 – 2,6	-	-	-	-	-	-	
Retenue d'eau de Sori	0,4- 3,3	-	-	-	-	-	-	

2.3.2.2. Impact des pesticides sur les écosystèmes aquatiques du bassin cotonnier au Nord-Bénin

Le concept écosystème aquatique recouvre l'ensemble formé par le « biotope », c'est-à-dire le milieu de vie et les conditions de vie, et la « biocénose », c'est-à-dire l'ensemble des êtres vivants qui s'y développent. C'est l'association à un biotope donné d'une biocénose donnée qui constitue ce que l'on appelle un écosystème : une unité structurale et fonctionnelle des milieux.

Les effets directs des pesticides affectent les compartiments de l'environnement aquatique au sein des écosystèmes. Il s'agit : des producteurs primaires, des zooplanctons-macrobenthos, des poissons et des amphibiens (Tissut *et al.*, 2006). Les effets toxiques directs peuvent entraîner des modifications appelées effets secondaires ou indirects (Aubertot *et al.*, 2005). « Elles sont des interactions biologiques et de divers processus qui impliquent des espèces qui sont moins sensibles à ces produits utilisés pour lutter contre les ravageurs ».

Neuenschwander *et al.* (2011), font remarquer que la mauvaise utilisation des pesticides au Bénin affecte déjà des espèces protégées figurant sur la liste rouge de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN).

Bon nombre de polluants sont susceptibles de compromettre la qualité des cours d'eau, lacs, eaux côtières et eaux marines. La pollution aquatique peut être causée par les matières organiques, les éléments nutritifs et toute une série de substances chimiques qui sont produites soit de manière intentionnelle aux fins d'être utilisées (comme les produits phytopharmaceutiques), soit de manière non intentionnelle dans les processus productifs. L'introduction de substances chimiques (nitrates, produits phytopharmaceutiques, hydrocarbures) ou d'organismes vivants (bactéries) dans un écosystème peut entraîner sa transformation, sa déstructuration, voire sa disparition.

Les ressources en eau et les écosystèmes aquatiques connexes du bassin cotonnier situé au Nord-Bénin sont exposées aux pollutions dues aux pesticides utilisés pour la production cotonnière. Agbohessi *et al.* (2012), ont démontré à travers une synthèse bibliographique qu'il est aujourd'hui plus que jamais évident que les pesticides organochlorés utilisés dans le bassin cotonnier sont retrouvés dans tous les compartiments des écosystèmes aquatiques au Bénin. Selon cette même source, ces pesticides menacent dangereusement de nombreuses espèces dont les poissons, notamment les poissons carnivores comme *Clarias gariepinus*, *Chrysichthys auratus*, *Polypterus endlicheri*, *Schilbe intermedius*, etc., qui concentrent des taux élevés de ces biocides, et des poissons phytoplanctonophages comme *Sarotherodon melanotheron* mâles, chez qui il a été trouvé des taux importants de vitellogénine. Selon le rapport de l'Agence Béninoise pour l'Environnement (ABE, 2009), cette pollution des eaux de surface a pour conséquence l'augmentation des cas de maladies d'origine hydrique et la baisse de la production halieutique nationale. En effet, la consommation de produits halieutiques nationale qui était de 9,18 kg en 1994, est passé à 8,4 kg en 1999 ; soit 15% de diminution annuelle (Direction des Pêche, 2009). On assiste également à un début d'eutrophisation de plusieurs plans d'eau surtout dans les zones cotonnières (ABE, 2009).

En outre, Ayadokoun (1992) a montré que les produits phytopharmaceutiques à base d'organochlorés contaminent certaines espèces de poissons dans le chenal de Cotonou et que l'eau de la lagune contient du chlore. Bien que la présence des organochlorés ait été mentionnée, le niveau de leur concentration est inconnu. Les pesticides détectés sont les suivants : l'hexachlorobenzène, le lindane, l'heptachlore, le chlordane et le DDT.

2.4. Analyse des risques environnementaux

Chaque utilisation d'un produit phytopharmaceutique est associée à un risque ; d'où la nécessité d'identifier ce dernier en évaluant la toxicité de la substance active ainsi que l'exposition potentielle d'un compartiment de l'environnement (Baer *et al.*, 1999). Les risques environnementaux sont les risques liés à l'environnement physique, chimique et biologique de l'homme et de tous les organismes vivants.

L'analyse des risques est un concept fortement développée et appliquée dans le cadre de l'évaluation et de la gestion des risques sanitaires des aliments, pour la protection de la santé du consommateur. Selon Schiffers et Samb (2011), cette méthodologie peut être très utilement appliquée à la préservation de l'environnement, qui est la cible de diverses pollutions affectant son intégrité (perte de biodiversité), ou de sa qualité (contamination de l'air, des sols et de l'eau). L'objectif final d'une analyse des risques est de pouvoir prendre une décision stratégique bien fondée sur base d'un résultat qualitatif ou quantitatif.

L'Analyse des Risques Environnementaux (A.R.E) dans le cadre de la présente thèse consiste à diagnostiquer les pratiques des producteurs et de leur proposer des mesures permettant de réduire au maximum le risque d'atteinte au milieu (ex : contamination des eaux de surface par les traitements phytosanitaires ; pollution de la nappe phréatique ; accumulation de pesticides périmés ; pollution des sols ; destruction des auxiliaires et des pollinisateurs ; ...) et le risque de leur propre exposition aux substances toxiques. De façon précise, elle permet aux producteurs d'identifier, de façon méthodique, les pratiques agricoles néfastes à l'environnement et les sources de pollution, de les classer par ordre de priorité en termes de contribution (quantités polluantes) et d'urgence (toxicité pour l'homme et l'environnement, atteinte à la qualité des produits récoltés) et de proposer des mesures correctives ou de remédiation efficaces.

La réalisation d'une Analyse des Risques Environnementaux doit permettre de prendre les mesures de gestion qui conviennent pour limiter les impacts négatifs dus à l'usage des pesticides dans la filière coton et de ramener le risque à un niveau plus acceptable. C'est à l' « autorité » qu'appartiendra de définir l'acceptabilité du risque (Schiffers et Samb, 2011) et de prendre les mesures adéquates pour la protection des écosystèmes aquatiques.

2.4.1. *Modèle réglementaire de l'évaluation du risque environnemental*

Le schéma d'évaluation de l'ensemble du risque environnemental est résumé par la **figure 5**. Le risque est calculé par une méthode de quotient : il s'agit du rapport entre le PEC qui correspond à la concentration environnementale prévisible et le PNEC correspondant à la concentration sans effet prévisible pour l'environnement (Rivière, 2010 ; Donguy, 2011).

Selon Donguy (2011), le PNEC est déterminé à travers la relation suivante :

$$\text{PNEC} = \text{CSE} / \text{FS}$$

Avec : CSE = Concentration Sans Effet (NOEC, déterminée expérimentalement pour chaque organisme considéré)

FS = facteurs de sécurité (de 10 à 1000, selon les cas)

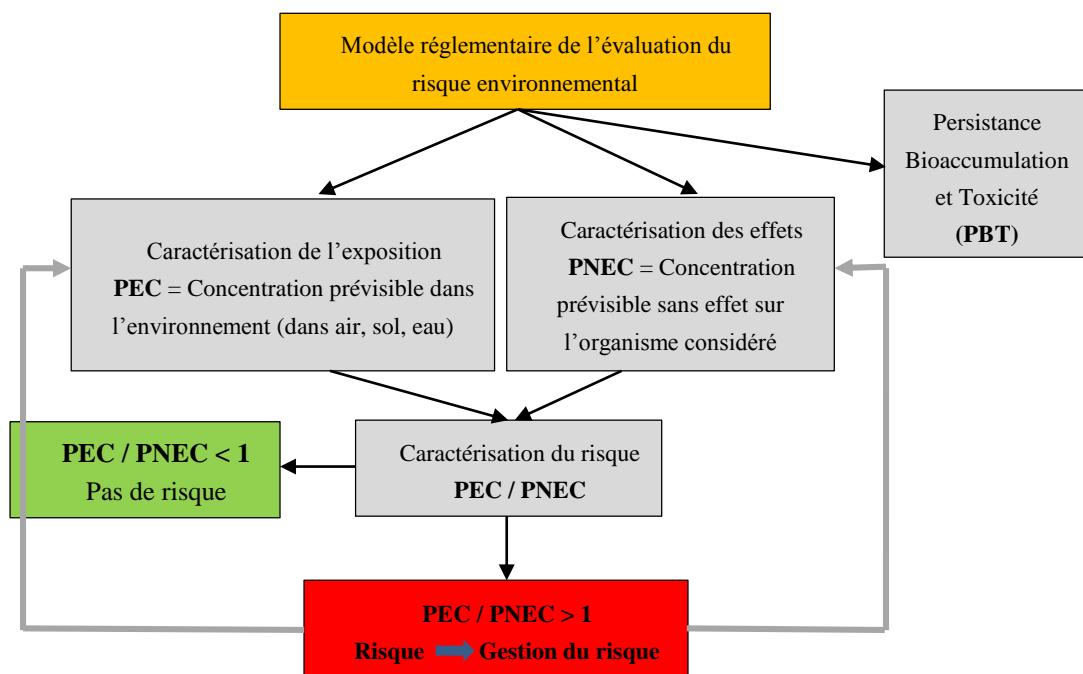


Figure 5 : Illustration du modèle réglementaire de l'évaluation du risque environnemental (Rivière, 2010)

Plusieurs outils sont utilisés pour évaluer le risque environnemental. A chaque risque spécifique correspond des paramètres qui permettent de la déterminer en fonction. La **figure 6** illustre les paramètres à déterminer en fonction du risque à évaluer.

Rivière (2010), énumère les outils de l'évaluateur de risque environnemental en lien avec le du type d'essais correspondants ; il s'agit :

- le **PNEC** : Essais écotoxicologiques
- le **PBT** : Essais de biodégradabilité, Kow (essai de bioconcentration), essais écotoxicologiques
- le **PEC** : Essais de biodégradabilité, paramètres physico-chimiques (Koc, solubilité), définition des usages, scénarios d'exposition, modèles de transfert dans les milieux

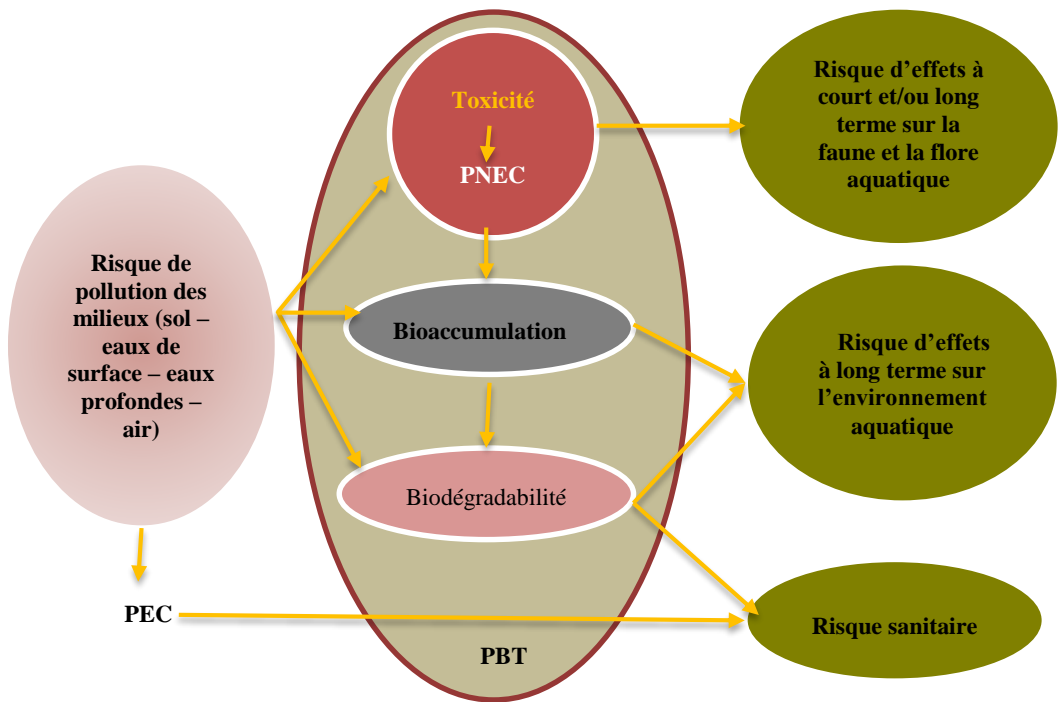


Figure 6 : Schéma d'une analyse de risque environnemental reliant les paramètres à déterminer en fonction du type de risque (d'après Rivière, 2010).

Chapitre 3

**Pratiques phytosanitaires et risques
pour les opérateurs**

3.1. Introduction sur les pratiques culturelles et phytosanitaires au Bénin

Au Bénin, la pression parasitaire constitue la principale contrainte de la production cotonnière. Même si certaines pratiques culturelles constituent des méthodes de lutte, elles sont essentiellement mises en œuvre dans le cadre de la préservation et/ou de la restauration de la fertilité des sols. Pour lutter contre les principaux ravageurs du cotonnier, les producteurs privilégient avant tout la lutte chimique. Ainsi, chaque année, ce sont des millions de litres de pesticides qui sont pulvérisés dans les champs de coton (**tableau 1**). On assiste à une utilisation intensive de produits phytopharmaceutiques, en partie d'origine et de qualité douteuses. En effet, les producteurs se ravitaillent également sur les marchés locaux, non seulement en insecticides mais surtout en herbicides dont certains ne sont pas homologués par le CNAC (Comité National d'Homologation, d'Agrément et de Contrôle des produits phytopharmaceutiques) au Bénin.

Quelles que soient leur origine, les produits phytopharmaceutiques utilisés contiennent des substances actives qui sont, à des degrés divers, toxiques ou nocives pour l'homme et pour l'environnement. Pour ces propriétés, nous nous référerons à la classification du règlement européen (CE) 1272/2008 relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage (CLP) des substances chimiques. Les dangers présentés par les substances chimiques sont communiqués au moyen de mentions d'avertissement (phrases H) et de pictogrammes figurant sur les étiquettes et les fiches de données de sécurité.

Les pulvérisations de produits phytopharmaceutiques sur les cotonniers se font le plus souvent sans respect des bonnes pratiques phytosanitaires exposant ainsi les producteurs eux-mêmes, les parcelles des cultures voisines et les écosystèmes à une contamination environnementale. Malheureusement, dans le cadre de la culture du coton au Bénin comme dans la sous-région, il existe encore trop peu de données d'études scientifiques qui évaluent les niveaux d'exposition des principales cibles. Cette insuffisance d'informations rend compliquée la planification de stratégies d'intervention ; d'où l'importance de ce chapitre.

Ce chapitre est une version adaptée des deux articles suivants :

- Gouda A.I., I. Imorou Toko I., Mehoba M.H.L., Scippo M.L., P. Kestemont & Schiffers B. (2018). Exposure assessment of operators in Northern Bénin (Article publié dans *Communications in Agricultural and Applied Biological Sciences*).
- Gouda A.I., I. Imorou Toko I., Mehoba M.H.L., Scippo M.L., P. Kestemont & Schiffers B. (2018). Analyse des pratiques phytosanitaires et évaluation du niveau d'exposition des producteurs de coton du nord Bénin (Article soumis dans *Cahiers Agricultures*).

Les deux articles sont précédés d'une analyse macroéconomique de la filière coton au Bénin afin de comprendre, grâce à une approche méthodique, quels sont les

facteurs qui déterminent directement ou indirectement l'utilisation intensive des produits phytopharmaceutiques et quelles sont les mesures, préventives ou correctives, qui ont été prises à divers niveaux au Bénin.

3.2. Problématique phytosanitaire de la filière coton : analyse macroéconomique par la méthode DPSIR

3.2.1. Approche méthodologique : la démarche DPSIR

La méthodologie utilisée dans le cadre de cette étude est une approche logique basée sur les liens de causalité entre les composantes des systèmes cultureux et l'environnement, appelée analyse DPSIR (*Driver-Pressure-State-Impact-Response*). Elle a été proposée par l'Agence Européenne de l'Environnement (Van den Bosch *et al.*, 1999), suivant le modèle PER (Pression-État-Réponse) de l'OCDE pour évaluer les impacts des activités humaines sur l'environnement. Cette approche, basée sur la recherche bibliographique, a été utilisée car elle offre une base d'analyse des facteurs qui ont potentiellement un impact sur l'environnement et elle permet de comprendre dans sa globalité la problématique phytosanitaire de la filière coton au Bénin.

Les éléments de la DPSIR et les indicateurs analysés sont définis comme suit :

- **D (Driver)** : regroupe les « forces motrices » qui déterminent les pressions s'exerçant sur le milieu. Il peut s'agir de variables internes au système (activités : industrie, agriculture, mais aussi population) ou de variables externes comme le changement climatique, la politique agricole commune, les évolutions technologiques, le commerce international.
- **P (Pressure)** : décrit les pressions directes et indirectes exercées par les activités agricoles sur l'environnement.
- **S (State)** : renseigne sur l'état du milieu et ses conditions biophysiques.
- **I (Impact)** : caractérise les effets ultimes causés par les changements d'état. Les indicateurs d'impact peuvent être des bio-indicateurs ou des indicateurs de pression fondés sur les émissions.
- **R (Response)** : identifie les différentes actions correctives entreprises (ex : projets, textes de loi, etc.) pour diminuer les impacts qui peuvent s'exercer à différents niveaux (sur les forces motrices, les pressions ou sur l'état).

3.2.2. Résultats et analyses

La **figure 7** illustre les résultats de l'analyse DPSIR sur la filière coton du Bénin.

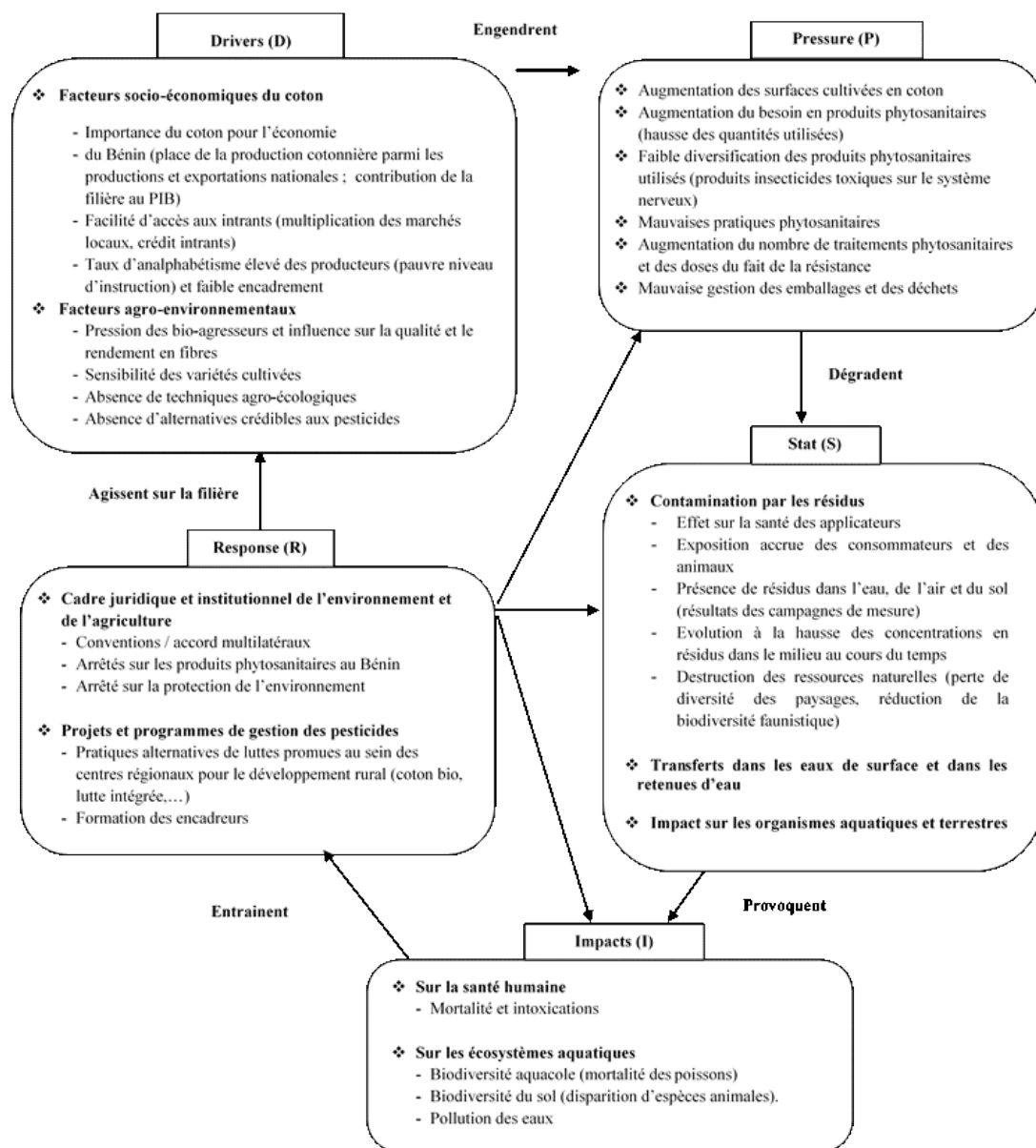


Figure 7 : Représentation simplifiée des résultats de l'analyse selon la méthode DPSIR, montrant les liens de causalité entre les facteurs de promotion des pesticides et les effets engendrés dans le cadre de la culture du coton

On note en premier lieu la façon dont plusieurs facteurs (ou « drivers »), socio-économiques et agro-environnementaux, poussent les producteurs à l'utilisation des produits phytopharmaceutiques dans la filière coton au Bénin (**figure 7**). Ces facteurs engendrent ainsi une pression (« pression ») sur la consommation en pesticides appliqués et utilisés dans de mauvaises conditions. Ce qui aboutit (« state ») à un état de dégradation des écosystèmes qui apparaît lors des analyses de résidus dans diverses matrices (eaux, sol, plantes). Celle-ci est alors responsable de divers impacts (« impact ») qui sont constatés au Bénin, sur la santé des agriculteurs, des populations ou de l'environnement. Enfin, ces impacts négatifs ont conduit les autorités à mener des actions, préventives ou correctives, pour une gestion plus durable de l'environnement (« réponse ») même si elles sont encore insuffisantes pour modifier en profondeur la situation qui perdure aujourd'hui au Bénin.

3.2.3. Analyse des facteurs favorables à l'utilisation des pesticides chimiques

Dans le bassin cotonnier, la forte pression parasitaire, le faible taux d'instruction et le manque de formation des producteurs de coton constituent les principaux facteurs conduisant à une utilisation abusive des produits phytopharmaceutiques. Plusieurs études au Bénin (Ahouangninou *et al.*, 2011), au Burkina Faso (Naré *et al.*, 2015), en Côte d'Ivoire (Wognin *et al.*, 2013), au Sénégal (Wade, 2003 ; Badiane, 2004), au Togo (Kanda, 2011 ; Kanda *et al.*, 2013), ont montré que le faible taux d'instruction et le manque de formation des producteurs de coton ne favorisent pas une bonne utilisation des produits phytosanitaires. Les mêmes constats ont été faits au Burkina Faso par Son *et al.* (2017), qui ont montré qu'en raison du faible niveau d'instruction et de formation technique, les produits phytopharmaceutiques sont mal utilisés par les maraîchers sur la tomate.

Selon notre approche, c'est la forte pression parasitaire qui représente le premier facteur qui entraîne des pertes de rendement allant de 50 % (Silvie et Gozé, 1991), à 60-70% (CRA-CF, 2012) sans utilisation de pesticides dans un contexte où le coton procure aux producteurs agricoles de la zone d'étude environ deux-tiers à trois-quarts de leurs revenus monétaires (Ton, 2001). Au plan national, le coton contribue de 33% à la formation du Produit Intérieur Brut (INSAE, 2015). Il représente environ 45 % des entrées fiscales, 75 % des recettes d'exportation, 90 % des recettes agricoles et 24 % des recettes globales de l'Etat (ONS, 2012).

Au cours de ces cinq dernières années, les pyréthriinoïdes, les néonicotinoïdes et l'ivermectine sont les familles d'insecticides les plus utilisées contre les ennemis du cotonnier dont le plus redoutable est la chenille de *Helicoverpa armigera* Hübner. Par contre, plusieurs auteurs ont montré l'inefficacité des pyréthriinoïdes face à cette chenille (Martin *et al.*, 2005 ; Abou-Yousef *et al.*, 2010 ; Houndété *et al.*, 2010 ; Gnankiné *et al.*, 2013). Cette situation amène les producteurs à non seulement augmenter le nombre de traitement et les doses des produits (Son *et al.*, 2017) mais aussi à douter de l'efficacité des produits mis en place par les services de

vulgarisation. Ils ont tendance à se reporter vers d'autres produits phytosanitaires, d'origine douteuse mais à action immédiate. Selon Agbohessi (2014), de nombreux produits obsolètes sont disponibles sur les marchés. Plusieurs auteurs dénoncent l'existence de circuits d'approvisionnement informels au Bénin (Lafia, 1996 ; Adechian *et al.*, 2015). C'est à travers ce circuit que les producteurs se ravitaillent en herbicides notamment ceux à base du glyphosate et de l'atrazine. Cette situation existe aussi au Burkina Faso (Son *et al.*, 2017). La porosité des frontières, le manque de rigueur dans l'application des textes qui règlementent l'usage des produits phytosanitaires sont les principales raisons qui favorisent le développement de ce marché informel.

3.2.4. Analyse des réponses face à la pression et aux impacts liés à l'usage des pesticides en production cotonnière au Bénin

Les réponses apportées correspondent aux différentes actions préventives ou correctives, individuelles ou collectives qui peuvent s'exercer sur les forces motrices, les pressions et les impacts sur l'environnement engendrés par la mauvaise gestion des produits phytosanitaires.

La Constitution du 11 décembre 1990 de la République du Bénin en son article 27 prévoit déjà des dispositions en vue d'une agriculture durable. Cet article stipule que « *toute personne a droit à un environnement sain, satisfaisant et durable et a le devoir de le défendre. L'Etat veille à la protection de l'environnement* ». Ces dispositions constitutionnelles se trouvent renforcées par les engagements internationaux pris par le Bénin à travers la ratification de presque toutes les conventions et accords internationaux relatifs à la protection de l'environnement en matière de gestion des produits phytosanitaires (**Tableau 9**).

Le Bénin a signé et ratifié en 2002, les réglementations communes sur l'homologation des pesticides pour les pays membres du Comité Inter-Etats de Lutte contre la Sécheresse au Sahel (CILSS). L'utilisation des pesticides non autorisés provenant en majorité de l'informel et qui échappent à tout contrôle fait qu'on y rencontre des matières actives telles que l'endosulfan et l'atrazine qui sont frappées de mesures de retrait sur le marché des neuf pays membres du CILSS par le comité sahélien des pesticides. Agagbé (2008), signale suite à ces constats un risque environnemental lié à la qualité des herbicides utilisés du fait que très peu d'agriculteurs continuent de faire confiance aux produits phytosanitaires officiellement autorisés.

Tableau 9 : Conventions/accords multilatéraux ratifiés en matière d'environnement au Bénin

N°	Conventions/accords multilatéraux ratifiés en matière d'environnement	Date de ratification (ou de signature)
1	Convention phytosanitaire pour l'Afrique	1 ^{er} avril 1974
2	Convention relative à la conservation des espèces appartenant à la faune sauvage	1 ^{er} avril 1986
3	Convention de Stockholm sur les Polluants Organiques Persistants (POPs)	23 mai 2001
4	Convention-Cadre des Nations Unies sur la Désertification	30 juin 1994
5	Convention sur la diversité biologique	30 juin 1994
6	Convention sur les zones humides, habitats des oiseaux d'eau – Convention Ramsar	20 janvier 2000
7	Protocole de Kyoto	25 février 2002
8	Règlement C/REG portant harmonisation des règles régissant l'homologation des pesticides dans l'espace CEDEAO	18 mai 2008
9	Règlement n°04/2009/CM/UEMOA relatif à l'harmonisation des règles régissant l'homologation, la commercialisation et le contrôle des pesticides au sein de l'UEMOA.	27 mars 2009
10	Convention Internationale pour la Protection des Végétaux (CIPV)	12 octobre 2010

La mise en œuvre de ces conventions, au niveau national, a été renforcée par un ensemble de textes juridiques promulgués et/ou adoptés sur les produits phytosanitaires. Il s'agit de :

- La loi N° 91-004 du 11 février 1991 portant sur la réglementation phytosanitaire en République du Bénin : elle concerne les dispositions relatives à la protection sanitaire des végétaux et produits végétaux par la prévention et la lutte contre les organismes nuisibles tant au niveau de leur introduction qu'à celui de leur propagation sur le territoire national, en vue de sauvegarder et de garantir un environnement satisfaisant, propice à un développement durable. Ces dispositions sont prises uniquement au niveau des produits dont la commande a été officiellement lancée par l'Etat qui après analyse d'un échantillon au laboratoire centrale et les structures de recherche confirme l'authenticité du produit. La défaillance du dispositif de sécurité en lien avec la porosité des

frontières engendre la pullulation des produits obsolètes sur les marchés. Ces faiblesses frappent également l'arrêté portant sur la réglementation.

- Le décret N° 92-258 du 18 septembre 1992 fixant les modalités d'application de la loi 91-004 du 11 février 1991 portant sur la réglementation phytosanitaire en République du Bénin. Il s'agit de la mise en place du Comité National d'Agrément et de Contrôle des produits phytopharmaceutiques dont la mise en place n'a pas freiné la commercialisation des produits non homologués.
- L'arrêté N° 255/MDR/MCAT/DC/CCC/CP du 19 mai 1993 interdisant l'emploi de matières actives dans la composition de produits phytopharmaceutiques utilisés en agriculture. Cet arrêté établit une liste de soixante-six matières actives de produits phytopharmaceutiques dont l'importation, le conditionnement pour la mise sur le marché national ainsi que l'emploi en agriculture sont interdits. Cette liste de matières actives comporte sept des douze POPs visés par la Convention de Stockholm. Mais l'inventaire sur la liste des pesticides utilisés en production cotonnière au Bénin montre que les circuits officiels de la distribution des pesticides ne sont pas maîtrisés, d'où la prolifération du secteur informel dans ce domaine. Certains des pesticides utilisés sont interdits dans les pays en développement (Schilter, 1991) et par la législation du CSP-CILSS (Abiola *et al.*, 2004), et présent sur la liste des produits interdits par la convention de Rotterdam (FAO-WHO, 1988 ; FAO-UNEP, 2004).
- L'arrêté N° 255/MDR/MCAT/DC/CC/CP du 19 mai 1993 portant sur l'interdiction d'importer, de conditionner pour la mise sur le marché national et d'utiliser en agriculture de matières actives entrant dans la composition de produits phytopharmaceutiques. Malgré la prise de ce arrêté, les produits phytosanitaires d'origine et de qualité douteuse sont vendus dans toutes les communes du bassin cotonnier et au vue de tous les services d'encadrement technique. Cette situation interpelle les services de Protection pourtant mise en place.
- La loi N° 030-98 du 12 février 1999 portant loi-cadre sur l'environnement en République du Bénin : elle constitue le texte de base de la politique nationale de l'environnement. Les textes prennent en compte tous les aspects pertinents qui vont de l'identification des sources de pollution à leur contrôle et répression, en passant par les évaluations environnementales, le renforcement des capacités et la gestion de l'information environnementale. Tous les décrets d'application de cette loi ne sont pas encore pris mais elle est opérationnelle et déjà appliquée dans plusieurs domaines.
- La mise en œuvre d'un *Plan d'action du Service de la Protection des Végétaux et du Contrôle Phytosanitaire* qui est une mesure non réglementaire mise en place à partir de 2002. Malgré sa mise en œuvre, les pesticides homologués pour le cotonnier continuent d'être utilisés dans les productions maraîchères, les cultures céréalières.
- Une série de décrets connexes utiles en eux-mêmes et complétant le décret sur les études d'impact sur l'environnement a déjà prise et opérationnalisée

- progressivement le décret portant sur la fixation des normes de qualité de l'air en République du Bénin ;
- le décret portant sur la fixation des normes de qualité des eaux résiduaires en République du Bénin ;
 - le décret portant sur la fixation des normes de qualité de l'eau potable en République du Bénin.
 - Le décret N° 2003-129 du 15 Avril 2003 Portant création, attributions et fonctionnement du comité national de coordination de la mise en œuvre de la convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants (POPS).
 - L'arrêté Année 2009 N° /MEPN/DC/SGM/DRFM/DGE/DPSNE/SA Portant Création, Attribution, Organisation et Fonctionnement du Réseau d'Echange d'Information sur les Substances Chimiques
 - Décret portant application des règlements communautaires sur l'homologation des pesticides au Bénin (en 2018)
 - Décret portant création, attribution, organisation et fonctionnement du Comité National de gestion des pesticides (en 2018).

3.3. Evaluation de l'exposition des opérateurs lors des traitements phytosanitaires au Nord du Bénin

A.I. Gouda^{1,2*}, I. Imorou Toko¹, M.H.L. Mehoba², M.L. Scippo³,
P. Kestemont⁴ & B. Schiffers²

¹ *Laboratoire de Recherche en Aquaculture et Ecotoxicologie Aquatique (LARA EAq), Département des Sciences et Techniques de Productions Animale et Halieutique (STPAH), Faculté d'Agronomie (FA), Université de Parakou (UP), Bénin.*

² *Gembloux Agro-Bio Tech-ULiège, Laboratoire de Phytopharmacie, Belgique.*

³ *Laboratoire d'Analyse des Denrées Alimentaires, FARAH-Santé Publique Vétérinaire, Faculté de Médecine Vétérinaire/Université de Liège (ULiège), Belgique.*

⁴ *Faculté des Sciences, Unité de Recherche en Biologie Environnementale et Evolutive (URBE), Université de Namur, Belgique.*

* Auteur correspondant, e-mail : goudaibrachi@yahoo.fr

Gouda A.I, Imorou Toko I., Mehoba M.L.H., Scippo M.L., Kestemont P., Schiffers B. 2018. Exposure assessment of operators in northern Benin. (Article accepté dans Communications in Agricultural and Applied Biological Sciences.)

3.3.1. Abstract

Centrifuge canes and backpack sprayers are the two most popular sprayers used in the cotton area of the Northern Benin. Exposure of operators greatly varies with their skill and experience. Previous surveys showed that local practices are far from the recommended rules of use issued by the fabricants and the local extension officers. A study was carried out to compare the risks of contamination for each type of sprayer. The “patch method” was used to determine with a dye (tartrazine) which parts of the operators’ bodies are the most exposed to the mixture. Ten spraying trials with the centrifuge cane sprayer and 10 trials with the backpack sprayer were performed by different producers in cotton fields at 1 m and 1.5 m height. The deposits on patches were measured thanks to the absorbance value determined after their extraction in water with a colorimeter (MN Nanocolor 500 D) and a calibration curve. The method allows to compare the contamination pattern for each sprayer and results show that the thighs are the most exposed parts of the body whatever the device. It has been also showed that the height increases the contamination. In conclusion, even if the centrifuge cane is usually preferred to the backpack sprayer (heavier and more expensive) the potential dermal exposure is significantly higher with this kind of device unless farmers are well trained.

Keywords: risk assessment, dermal exposure, cotton, Benin

3.3.2. Introduction

In Benin, the cotton cultivated area has increased from 230,788 ha in 2006 to about 400,000 ha in 2015 at national level while the yield has declined from 1.04 tons/ha to 0.88 ton/ha in the same period (MAEP, 2015). Among the reasons behind this decrease in cotton yield are pest pressure and diseases of cotton plant. Follin & Deat (2004), contend that the yield losses from pests average 40 - 60% and can reach 90 - 100% in two-season rainfall areas. According to Celini (2001), cotton is very threatened by parasites during the vegetative and fruiting phases with a serious menace during the vegetative phase. To remedy this situation, Djihinto *et al.* (2016), report that in Benin, cotton is subject of several insecticide treatments each year. Thus, pesticide consumption in Benin increased from 1,972,764 liters in 1993 to 2,314,127 liters in 2000, an increase of 17.30% in eight years (OBEPAB, 2002), and from 1,869,400 liters to 2,436,500 liters from 2006 to 2015, equivalent to an increase of 30.34% (MAEP, 2015).

However, notwithstanding the increased use of plant protection products, there is still widespread concern about their toxicity and their negative impact on human beings and the environment (Ramade, 1992 ; Toé *et al.*, 2000 ; Toé *et al.*, 2002 ; Sanborn *et al.*, 2004 ; Toé *et al.*, 2004 ; Démbélé, 2006 ; Kodjo, 2007 ; Bonicelli *et al.*, 2012 ; Eddaya *et al.*, 2015).

Indeed, chemicals can significantly improve yields, as demonstrated by Cissé *et al.* (2003) in Senegal, but lack of information on exposure routes, pesticide toxicity, limited resources and intensive use of pesticides lead not only to high exposure of smallholders but also to significant contamination of the environment (soil and water). Several authors have shown that during the sprayings, dermal and inhalation exposure are the main routes of exposure (Fenske and Elkner, 1990 ; EFSA, 2010 ; Kim *et al.*, 2013).

According to Pimentel *et al.* (1996), « annually around 2.5 million tons of pesticide are used worldwide and 220 000 people die because of poisoning from these substances ».

Several authors believe that, « most of these poisonings occur in developing countries because of weak safety standards, minimal use of protective equipment, absence of washing facilities, poor labeling, and lack of information programs » (Feola and Binder, 2010a ; Feola and Binder 2010b ; Hughes *et al.*, 2006 ; Pimentel *et al.*, 1996 ; Ramos *et al.*, 2010).

Exposure to pesticides in farmers while using sprayers mainly occurs through the dermal route (Machera *et al.*, 2003). « There has been a growing awareness of the importance of dermal exposure in recent years. A wide range of techniques are employed to measure exposure, of which surrogate skin techniques such as patch sampling and whole body sampling are frequently used ».

The risk of detrimental health effects should be significant for small scale producers in Northern Benin due to frequent treatments with very toxic and highly concentrated pesticides supposed to be used to control resistant cotton pests (Assogba-Komlan *et al.*, 2007).

3.3.3. Materials and methods

3.3.3.1. Selection of the study sites

The choice was made for the province of Banikoara (department of Alibori, northern Benin), one of the most productive province of cotton in Benin, contributing alone to nearly 40% of the national production (more than 60,000 ha cultivated, with an average yield of about 950 kg / ha). This area is characterized by an average pluviometry of 850 mm per year, an average temperature of 27.5°C and an average relative humidity of 50% (Katé *et al.*, 2014). In this province, an intensive use of chemical pesticides has been observed (Gounou, 2009 ; Agbohessi *et al.*, 2011). The proximity of cotton fields with a watercourse being susceptible to generating accidental contamination by runoff or drift during spraying, the survey and trials were conducted in the village of Batran, which has a large watercourse for raising fish and make livestock drink.

3.3.3.2. Measurement of contamination of the operator's body

- *Experimental device*

Each mixture application represents a trial. Two spraying apparatus (The backpack sprayer at maintained pressure, adjusted at 3 bar, and the Centrifugal cane at Ultra low Volume) used by producers in the region were selected for spraying under conditions as close as possible to the usual practice of producers. Each apparatus was used, separately and successively, by 10 different producers selected from the group of producers. The spraying trials were carried out on cotton plots in age to receive the phytosanitary treatments. Each type of application was repeated 5 times at a height of 1 m and 5 times at a height of 1.5 m (representing the maximum growth of cotton). For each application, the producer has sprayed the mixture for exactly 15 minutes. At the end of application, the sprayed area and the amount of mixture used by the producer were measured and calculated.

During each application trial, the wind speed, temperature and relative humidity of the air were recorded using an anemometer (IHM CFM/CMM 6190 SI) and a thermo-hygrometer (TFA, Kat. Nr.30.5007).

- *Methods used to estimate the contamination of the operator's body*

o *Treatment equipment used*

The trials were performed with a lever-operated constant pressure back-pack sprayer centrifugal cane.

- *Collectors (patches)*

To conduct the study, a patch system was set up to collect the spray mix. It was designed so as to collect the spray on all parts of the operator's body. The patches (or collectors) were square pieces of 100 cm² (10 cm x 10 cm) in unbleached cotton spread all over the farmers' body and firmly attached to Tyvek coveralls (Van Rooij *et al.*, 1994) to collect the droplets of mixture. Indeed, « a wide range of materials are used in the construction of patches and the Worksafe Australia report (1995) presents a comprehensive list of these materials. These include cotton, rayon/polyester, dracon/cotton, flannel, filter paper, filter paper impregnated with lanolin, aluminium foil and 6 mm polyurethane foam pads. The WHO method (WHO, 1982), EPA method (EPA, 1996) and OECD guidelines (OECD, 1997) all recommend the use of a-cellulose paper. The OECD guidelines also suggest that 100% cotton or polyester cotton material can be used as alternatives ». This material does not disintegrate during extraction, does not retain the tracer and does not react with it. 13 patches were attached to different body parts on the outside of the protective suit (**figure 8**) as described in the "Guidance Document for the Conduct of Studies of Occupational Exposure to Pesticides During Agricultural Application" (OECD, 1997). This method has been used and found efficace by many authors for their trials in operators (Kadri *et al.*, 2012 ; Kim *et al.*, 2013 ; Lawson *et al.*, 2016 ; Soutar *et al.*, 2000 ; Tannahill *et al.*, 1996).

- *Choice of the tartrazine*

The tartrazine dye (Acros Organics, 89% purity) was preferred as this tracer is non-toxic, friendly to use, both easy to extract from collectors and to measure by colorimetry with good sensitivity and linearity of absorbance values. Tartrazine was mixed to the water tank (20 g/l). Ten trials were carried out by operators belonging to the research team, 5 with a centrifugal cane and 5 with a backpack sprayer, at two heights (1 m and 1.5 m).

- *Quantitative measure of deposits on patches*

After spraying, collectors were removed from the coverall, transferred to a FALCON® tube to which is added 30 ml of distilled water for extraction and the absorbance was immediately measured with a Macherey-Nagel colorimeter (Nanocolor 500D) at 436 nm. Concentration in the extract was then determined thanks to a calibration curve ($y = 0.0561x$; $r^2 = 0.9995$) previously established with 8 concentrations of dye (from 0.4375 to 280 µg/ml, to reach a maximum absorbance of about 1 unit). The absorbance of blancs (white cotton pieces in 30 ml of distilled water) was previously measured and considered negligible. Results were reported in mg/cm² and extrapolated to the body part on which the patch was fixed using the table giving the average area of each part of the body as proposed by the OECD guidelines (results are therefore semi-quantitative).

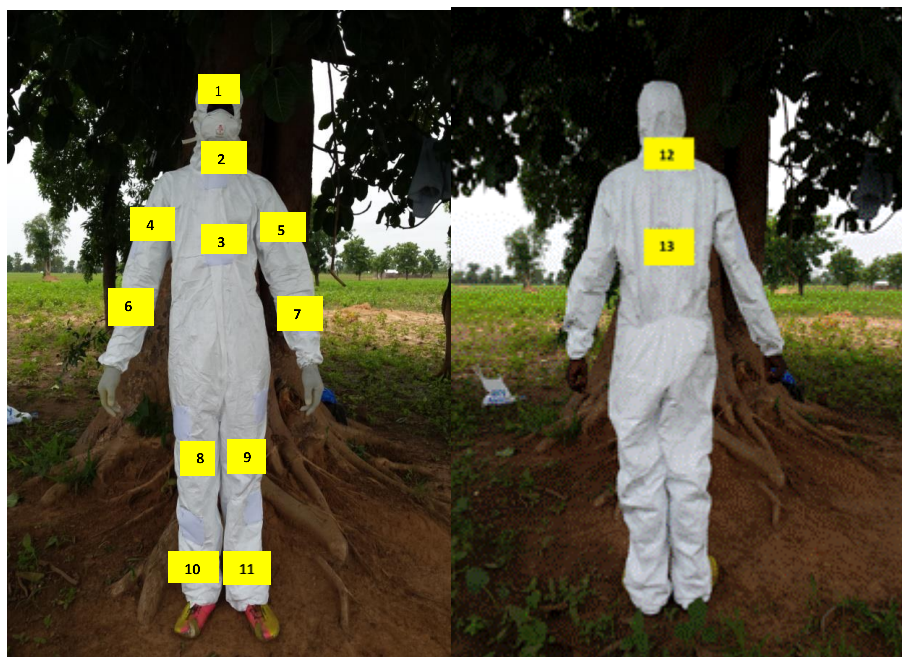


Figure 8 : Patches attached to different areas on the operator's body (yellow dots indicate where the patches are placed)

3.3.4. Results

3.3.4.1. Distribution of the deposits observed with the two devices

The trials were made in the following weather conditions: temperature ($35^{\circ} \pm 1^{\circ} \text{C}$); relative humidity ($65 + 1\%$); wind speed ($3,5 \text{ m/sec}$). **Tables 10** and **11** show the results for the average quantities of tartrazine measured on 13 collectors in five trials with a backpack sprayer and five other trials with centrifugal cane, for two heights (1 m and 1.5 m). The Distribution was obtained by extrapolating the deposits/cm² to the body surface using the OECD table (OECD, 1997).

Tableau 10 : Quantities of tartrazine measured on the collectors ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$) and distribution of deposits on various body parts when applying the mixture with a backpack sprayer at 1 m height and 1.5 m height (conventional surfaces of the body parts are given in the OECD table)

Exposed body parts	Surface area (cm^2)	Average quantities of tartrazine ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)		Deposits (μg)		Percentage of deposit (%)	
		H = 1 m	H = 1.5 m	H = 1 m	H = 1.5 m	H = 1 m	H = 1.5 m
Head face	650	1.076 \pm 1.839	0.855 \pm 1.708	699.36	555.45	2.60	1.26
Back	3550	0.283 \pm 0.164	0.410 \pm 0.415	1006.15	1454.17	3.74	3.30
Neck	150	0.298 \pm 0.299	0.330 \pm 0.214	44.76	49.57	0.17	0.11
Back of Neck	110	0.211 \pm 0.150	0.190 \pm 0.077	23.18	20.94	0.09	0.05
Chest	3550	0.848 \pm 0.531	0.741 \pm 0.147	3010.86	2631.18	11.18	5.98
Left arm	2910	0.494 \pm 0.267	0.675 \pm 0.512	1437.88	1963.86	5.34	4.46
Right arm	2910	1.272 \pm 1.050	1.182 \pm 0.820	3700.52	3439.09	13.75	7.81
Left forearm	1210	0.209 \pm 0.119	0.743 \pm 0.440	252.35	899.41	0.94	2.04
Right forearm	1210	1.130 \pm 0.754	0.663 \pm 0.297	1367.88	802.35	5.08	1.82
Left thigh	3820	2.122 \pm 1.526	4.937 \pm 4.877	6959.91	16193.03	25.85	36.78
Right thigh	3820	1.450 \pm 0.695	2.883 \pm 2.448	4756.88	9457.63	17.67	21.48
Right shin	2380	0.687 \pm 0.460	1.529 \pm 0.979	1634.18	3640.00	6.07	8.27
Left shin	2380	0.852 \pm 0.677	1.229 \pm 1.047	2028.73	2924.73	7.54	6.64

Tableau 11 : Quantities of tartrazine measured on the collectors ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$) and distribution of deposits on various body parts when applying the mixture with a centrifugal cane at 1 m height and 1.5 m height (conventional surfaces of the body parts are given in the OECD table).

	Surface area (cm^2)	Average quantities of tartrazine ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)		Dépôts (μg)		Percentage of deposit (%)	
		H = 1 m	H = 1.5 m	H = 1 m	H = 1.5 m	H = 1 m	H = 1.5 m
Head face	650	0.404 ± 0.287	0.453 ± 0.442	262.78	294.76	0.43	0.33
Back	3550	0.240 ± 0.353	0.113 ± 0.079	850.48	402.46	1.40	0.45
Neck	150	0.260 ± 0.140	0.503 ± 0.313	38.98	75.40	0.06	0.08
Back of Neck	110	0.516 ± 0.694	0.382 ± 0.475	56.71	42.00	0.09	0.05
Chest	3550	0.586 ± 0.555	1.130 ± 0.523	2080.64	4013.21	3.43	4.47
Left arm	2910	1.258 ± 0.870	0.352 ± 0.192	3660.06	1023.95	6.04	1.14
Right arm	2910	1.724 ± 1.924	2.754 ± 2.048	5017.03	8014.17	8.28	8.92
Left forearm	1210	0.795 ± 0.656	1.260 ± 1.342	961.53	1524.47	1.59	1.70
Right forearm	1210	1.440 ± 1.277	2.186 ± 2.412	1741.88	2645.18	2.87	2.95
Left thigh	3820	5.964 ± 4.194	4.961 ± 2.344	19560.73	16273.71	32.26	18.12
Right thigh	3820	5.569 ± 6.317	8.096 ± 6.118	18266.27	26555.72	30.13	29.57
Right shin	2380	2.266 ± 2.100	7.336 ± 5.890	5393.82	17459.27	8.90	19.44
Left shin	2380	1.150 ± 1.220	4.820 ± 2.678	2736.36	11472.36	4.51	12.78

3.3.4.2. Contamination of the exposed body parts during spraying both with a centrifugal cane and a backpack sprayer

The results of this contamination are illustrated through the **figures 9 & 10**

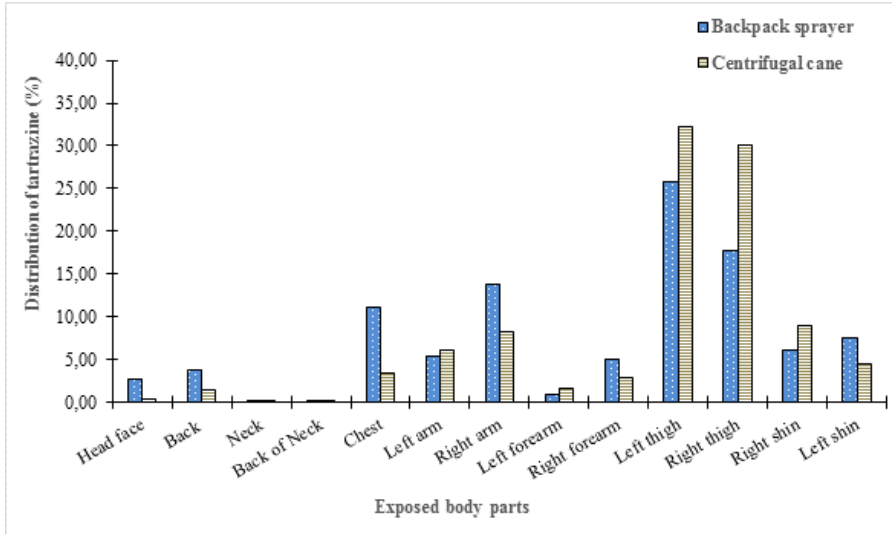


Figure 9 : Distribution of tartrazine on various parts of the operator’s body (in %) for 1 m of height treatment with a backpack sprayer and centrifugal cane

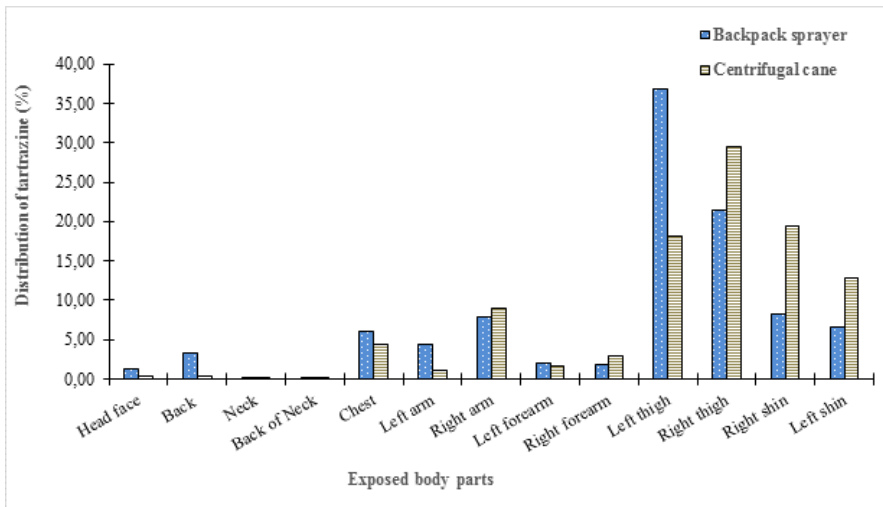


Figure 10 : Distribution of tartrazine on various parts of the operator’s body (in %) for 1.5 m of height treatment with a backpack sprayer and centrifugal cane

3.3.5. Discussion

Dermal exposition and inhalation are the mains modes of the operator body contamination during spraying (Kim *et al.*, 2013). Many authors developed the methods to assess exposure to pesticides (Durham and Wolfe, 1962 ; Davis, 1980 ; Chester, 1993 ; Van Hemmen and Brouwer, 1995 ; Castro Cano *et al.*, 2000 ; Frenich *et al.*, 2001) and among them, patch method is an example of such simple method allowing an overall distribution on different body parts (Soutar *et al.*, 2000). In the same perspective, « Tannahill *et al.* (1996), concluded that the patch method was an acceptable method for estimating potential dermal exposure ». So, all of the distribution results obtained in these trials, are consistent with previous works realized on the contamination of operator body (Fenske and Elkner, 1990 ; Syamimi *et al.*, 2011 ; Frenich *et al.*, 2002 ; Kim *et al.*, 2013 ; Lawson *et al.*, 2016 ; ...).

The analysis of the results shows an unequal distribution of the quantities of tartrazine on different parts of the body of the operator after a spray. This observation was also made by Wheeler *et al.* (2002), Syamimi *et al.* (2011), Kadri *et al.* (2012), Lawson *et al.* (2016), tests of contamination of the operator. This is explained by the fact that the contamination of the operator during spraying is influenced by the type of sprayer used and the type of crop sprayed (Syamimi *et al.*, 2011).

Thus, several authors believe that the level of operator exposure depends on many factors such as the type of crop, size of the crop, the application method, weather conditions, personal protective equipment (Hughes *et al.*, 2006 ; Machera *et al.*, 2002 ; Tuomainen *et al.*, 2002). During the trials, the weather conditions ($35^{\circ} \pm 1^{\circ}\text{C}$; R.H.: $65 \pm 1\%$; wind speed: 3,5m/sec) remained unchanged and similar to those under the ideal conditions of phytosanitary treatments in a real environment (Schiffers, 2011).

The amounts of tartrazine on different regions of the operator's body increases when the spray height increases from 1 m to 1.5 m. This is due to the influence of the spray height associated with the effect of the wind. In this context, a large part of the droplets under the effect of the wind will undergo drift at the time of its fall and is not only on the operator, but also on the neighboring plot. The spray height influences the contamination of the different parts of the operator's body.

The percentage of deposits of tartrazine on the differents parts of body show that, in all situations (spraying with backpack sprayer or centrifugal cane, height = 1 m or 1.5 m), the lower limbs (shins, but also the thighs) collected large proportions of tartrazine ; with the other body parts receiving varying amounts depending on the type of treatment. This results are similar to those obtained by Fenske & Elkner (1990) ; Frenich *et al.* (2001) ; Tuomainen *et al.* (2002) ; Syamimi *et al.* (2011) ; and Lawson *et al.* (2016).

Other mostly exposed parts were upper arms, forearms and Chest. Back, head face and neck exposure was also relatively high. The same observations were made by Delgado *et al.* (2003) ; Kim *et al.* (2012) ; Kim *et al.* (2013) ; Lawson *et al.* (2016), who also found that during spraying the most contaminated body areas are legs, thighs, arms and chest, mostly for high crops. The observed contamination of various body parts by using the patch method, could be explained by the turbulence generated

during application by the jet pressure and the forward movement of the operator in line (Lawson *et al.*, 2016).

Whatever the spraying height, the lower limbs are the most contaminated and the percentage of deposits is higher with the centrifugal cane. This can be explained by the fact that with the backpack sprayer, the nozzle is in an extension of a pipe with the appearance of a pump which allows the operator to do localized sprays with less drift. The centrifugal cane in its design does not allow localized spraying especially for crops such as cotton. These results correlate with those of Lawson *et al.*, (2016) found on vegetable crops. The type and the height of crops also influence the pattern of deposition (Delgado *et al.*, 2003 ; Frenich *et al.*, 2001).

3.3.6. Conclusion

The study found that the parts of the body having the highest tartrazine depositions were bottom left legs and bottom right legs. The backpack sprayer contaminates the operator's body less than the centrifugal spray can, regardless of the spray height.

If we consider the quantities of tartrazine recorded on all the different parts of the body of the operator, the risk of contamination is enormous when we realize that spraying is done without personal protective equipment and no safety provisions is taken before certain gestures (rubbing eyes, blowing nose, ...) or the consumption of meals just after the treatments.

3.4. Analyse des pratiques phytosanitaires et évaluation du niveau d'exposition des producteurs de coton du Nord Bénin

**A.I. Gouda^{1,2*}, I. Imorou Toko¹, S. Salami¹, M. Richert, M.L. Scippo³,
P. Kestemont⁴ & B. Schiffers²**

¹ *Laboratoire de Recherche en Aquaculture et Ecotoxicologie Aquatique (LaRAEAq), Département des Sciences et Techniques de Productions Animale et Halieutique (STPAH), Faculté d'Agronomie (FA), Université de Parakou (UP), Bénin.*

² *Gembloux Agro-Bio Tech/Université de Liège (ULiège), Laboratoire de Phytopharmacie, Belgique.*

³ *Laboratoire d'Analyse des Denrées Alimentaires, FARAHSanté Publique Vétérinaire, Faculté de Médecine Vétérinaire/Université de Liège (ULiège), Belgique.*

⁴ *Unité de Recherche en Biologie Environnementale et Evolutive (URBE), Faculté des Sciences, Université de Namur, Belgique.*

* Auteur correspondant, e-mail : goudaibrachi@yahoo.fr

Gouda A.I, Imorou Toko I., Salami S., Richert M., Scippo M.L., Kestemont P., Schiffers B. 2018. Analyse des pratiques phytosanitaires et évaluation du niveau d'exposition des producteurs de coton du nord Bénin. (Article accepté dans *Cahiers Agricultures*)

3.4.1. Résumé

Au Bénin, les écosystèmes terrestres sont pollués par la présence généralisée de résidus de pesticides due à une utilisation intensive de produits phytosanitaires en agriculture, principalement sur la culture du coton. Afin d'évaluer le niveau d'exposition des producteurs aux pesticides et d'estimer leurs impacts potentiels sur la santé humaine, des enquêtes semi-structurées couplées à des observations sur les pratiques locales ont été effectuées auprès de 150 producteurs de coton des communes de Gogounou, Kandi et Banikoara, principales zones de production cotonnière du pays. Soixante-quinze pour cent des producteurs enquêtés n'avaient jamais bénéficié d'une scolarisation, alors que seulement 5% d'entre eux ont été formés à l'utilisation sans danger des pesticides sur la culture du coton. Parmi les pesticides utilisés par les producteurs, seuls 19% appartiennent à la liste des produits homologués au Bénin. Les substances actives les plus fréquemment utilisées sont des insecticides tels que l'acétamipride, la lambda-cyhalothrine, le chlorpyrifos-éthyle, l'émamectine benzoate, le profénofos ou la cyperméthrine. Toutes ces substances sont connues pour être toxiques et pourraient avoir des effets néfastes sur la santé après une exposition. Soixante-quinze pour cent des enquêtés utilisaient des doses d'insecticides supérieures à celles recommandées sur les étiquettes et 80% ne portaient pas

d'équipement de protection individuelle (EPI) que ça soit lors de la préparation de la bouillie, du chargement ou de la pulvérisation. Les emballages vides de pesticides sont souvent abandonnés dans les champs de coton (73% des observations) ou parfois utilisés à des fins domestiques (25% des observations). Les observations de terrain traduites en scénarios fiables ont permis d'estimer les niveaux d'exposition des producteurs à l'aide du modèle prédictif UK-POEM. Les expositions totales sans EPI varient de 0,099 mg/kg de poids corporel/jour à 0,546 mg/kg de poids corporel/jour. Ces valeurs d'exposition dépassent largement les niveaux d'exposition acceptables pour l'opérateur, indiquant un risque potentiel.

Mots clés : coton, pesticide, évaluation de risque, UK-POEM, Bénin.

Abstract

In Benin, terrestrial ecosystems are polluted by a widespread presence of pesticide residues released by an intensive use of plant protection products in agriculture, mainly those sprayed on cotton crops. In order to be able to assess the exposure of producers to pesticides and predict their potential impact on human health, field observation of local practices together with semi-structured surveys were conducted among 150 cotton growers in Gogounou, Kandi and Banikoara cities located in Northern Benin, the main cotton production area of the country. The surveys revealed that 75% of producers had never benefit of education neither received instructions of use while only 5% of them have been trained on the safe use of pesticides on cotton crops. Among pesticides used by farmers only 19% belong to the approved list of plant protection products in Benin. The most frequently used active substances are insecticides such as acetamiprid, lambda-cyhalothrin, chlorpyrifos-ethyl, emamectin benzoate, profenofos or cypermethrin. All are known to be more or less toxic and could have detrimental effects on health after exposure. The observations also showed that 75% of producers are using higher amounts of insecticides than recommended on the labels and 80% do not wear personal protective equipment (PPE) during mixing, loading and spraying. Empty pesticide containers are often leaved in cotton fields (73% of observations) or sometimes used for domestic purposes (25% of observations). Field observations were translated into reliable scenarios that had allowed an estimation of the exposure levels of producers using of the UK-POEM predictive model. Total exposures without PPE varied from 0.099 mg/kg body weight/day to 0.546 mg/kg body weight/day. Exposure values of active substances used at the field exceed several times the Acceptable Operator Exposure Levels indicating a potential risk.

Keywords: cotton, pesticide, risk assessment, UK-POEM, Benin.

3.4.2. Introduction

Au Bénin, la culture du coton consomme à elle seule près de 96% des engrais chimiques utilisés (IFDC, 2007) et absorbe près de 90% des insecticides (Ton, 2001). En effet, à cause du programme stratégique de relance du secteur agricole qui a pour but l'amélioration des rendements, on assiste à une utilisation accrue de pesticides en agriculture pour lutter contre les ravageurs, les maladies et les adventices. Selon Oerke et Dehne (1997), sans un contrôle des adventices et des ravageurs par les pesticides, environ 42% de la production agricole mondiale serait perdue chaque année. Au Bénin, Agbohessi *et al.* (2011) dénoncent l'utilisation frauduleuse par les producteurs de coton, de molécules phytosanitaires d'origine et de qualité diverses. Cependant, nonobstant l'efficacité des pesticides sur les ravageurs et leur effet positif sur l'augmentation des rendements, plusieurs études au Bénin (Lafia, 1996 ; Monkiédjé *et al.*, 2000 ; Soclo, 2003 ; Yèhouénu, 2005 ; Houndékon *et al.*, 2006 ; Pazou *et al.*, 2006a ; et Pazou *et al.*, 2006b ; Ahouangninou *et al.*, 2011 ; Agbohessi *et al.*, 2012), au Togo (Schilter, 1991 ; Kanda, 2011), au Burkina Faso (Toé *et al.*, 2004 ; Gnankiné *et al.*, 2013 ; Lehmann *et al.*, 2016) et au Mali (Dembélé, 2006) ont montré que l'utilisation répétée et mal maîtrisée de produits chimiques pour la lutte phytosanitaire n'est pas sans conséquences pour la santé des agriculteurs, des consommateurs ou pour l'environnement. Ainsi, à cause de l'usage intensif des pesticides, différents écosystèmes africains (terrestres et aquatiques) sont contaminés par des résidus (Okoumassoun *et al.*, 2002 ; Traoré *et al.*, 2006 ; Lehmann *et al.*, 2016 ; Son *et al.*, 2017). Cela s'explique car seulement 0,1% des pesticides pulvérisés dans les champs atteignent leur cible, le reste se dispersant dans le milieu et contaminant l'air, la terre et l'eau (Pimentel, 1995).

Cette situation paraît inquiétante dans la mesure où l'on assiste aujourd'hui à la promotion de la filière coton au Bénin, considérée comme prioritaire au détriment de toutes les autres spéculations, car celle-ci utilise à chaque saison culturale des milliers de litres de pesticides stockés puis pulvérisés par les producteurs sans un minimum de précautions pour éviter les risques de contamination.

C'est dans ce contexte qu'une étude a été conduite dans le bassin cotonnier du Nord Bénin, auprès des producteurs de coton et des structures de gestion de la filière, pour analyser les pratiques phytosanitaires en vigueur, évaluer l'exposition potentielle des producteurs aux produits phytopharmaceutiques utilisés dans les conditions habituelles et évaluer leurs impacts potentiels sur la santé humaine. Elle s'inscrit dans le cadre du projet ARES-AQUATOX (Bénin) qui a pour but d'attirer l'attention des producteurs et des autorités sur les risques associés à l'usage incontrôlée des pesticides et la nécessité de respecter de meilleures pratiques phytosanitaires, notamment pour éviter la contamination potentielle des nombreuses retenues d'eau présentes à proximité des champs et utilisées pour la production et la fourniture d'eau de boisson.

3.4.3. Méthodologie

3.4.3.1. Choix de la zone d'étude

L'étude a été conduite dans le bassin cotonnier du Bénin situé dans le département de l'Alibori (**figure 11**). Chaque saison culturale, une utilisation intensive de pesticides chimiques est observée dans cette zone favorable à la culture du coton (Gounou, 2009 ; Agbohessi *et al.*, 2011). Trois communes (Banikoara, Kandi et Gogounou) ont été retenues à la fois pour leur forte utilisation de pesticides au cours de la saison culturale, pour les potentialités piscicoles et pour la proximité des retenues d'eau avec des champs de coton. Il s'agit des trois premières communes en terme de production du coton (Agbohessi *et al.*, 2011). Dans chaque commune, les deux villages qui avaient les plus grandes retenues d'eau ont été choisis pour réaliser les enquêtes de terrain (**tableau 12**) étant donné que de mauvaises pratiques phytosanitaires engendrent non seulement des risques sanitaires directs (exposition des opérateurs) mais indirects (contamination des ressources en eau destinées à l'alimentation des hommes et des animaux domestiques ou sauvages).

Tableau 12 : Consommation officielle en pesticides sur le coton de chaque commune sélectionnée pour deux campagnes (2013 – 2014 & 2014 – 2015) et superficies de leurs retenues d'eau (adapté des données de la SONAPRA de 2015) (n = 3 communes)

Communes	Quantités de pesticides utilisées (L)			Villages sélectionnés / Nom des retenues	Superficies des retenues d'eau (ha)
	Campagnes	Herbicide	Insecticide		
Banikoara	2013 - 2014	169.870	133.227	Batran	16,0
	2014 - 2015	336.561	145.657	Ounet	3,2
Kandi	2013 - 2014	79.793	125.893	Gambanè	1,5
	2014 - 2015	215.029	90.063	Sinawongourou peuhl	2,4
Gogounou	2013 - 2014	50.319	47.943	Kérou-Bagou	7,7
	2014 - 2015	97.418	36.413	Sori	2,3

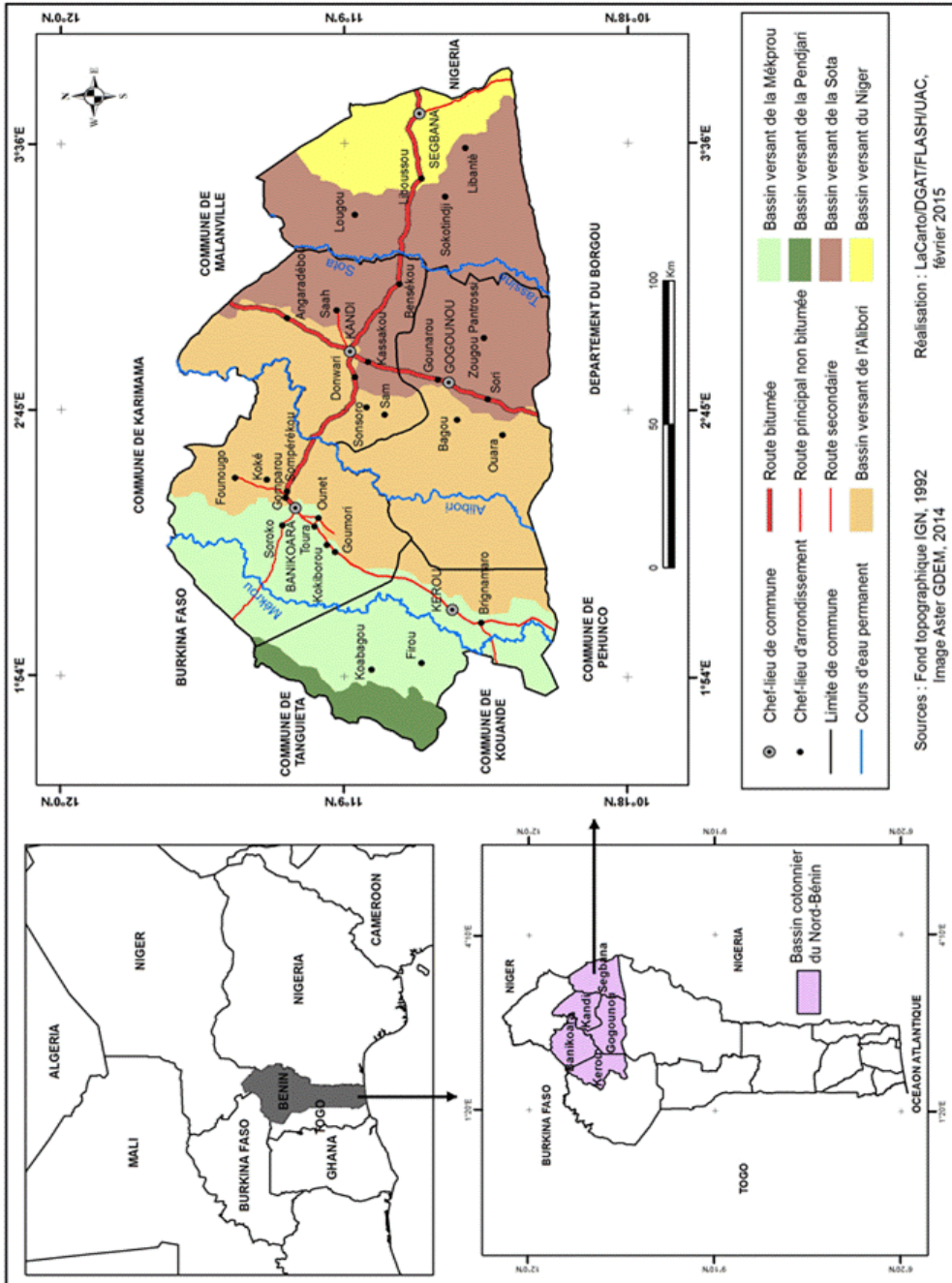


Figure 11: Carte du Bénin montrant la zone d'étude

3.4.3.2. Technique de collecte des données

L'étude a été conduite de 2014 à 2017 pendant la principale période de production du coton. La méthode de collecte des données est une enquête individuelle semi-structurée, réalisée auprès de 150 producteurs de coton ayant au moins cinq années d'expérience dans la production de coton. Les producteurs enquêtés ont été identifiés par la technique dite «boule de neige» et ont été retenus à partir d'un tirage aléatoire de leurs numéros d'enregistrement dans la Coopérative Villageoise des Producteurs de Coton (CVPC) de chaque village.

L'observation directe et participative a été utilisée pour suivre les producteurs lors des phases de préparation de la bouillie et de pulvérisation de cotonnier sur le terrain.

3.4.3.3. Données collectées

Les données collectées concernent les différents produits phytosanitaires utilisés, les substances actives qu'ils contiennent, les circuits d'approvisionnement, la toxicité et autres propriétés reprises dans les bases de données AGRITOX de l'ANSES (France), SAGE PESTICIDES (Canada) ou le règlement (CE) 1272/2008 (CLP), disponibles sur les sites www.agritox.anses.fr, www.sagepesticides.qc.ca, www.echa.europa.eu/fr/regulations/clp/classification. La liste des pesticides utilisés a été complétée grâce à l'examen des emballages abandonnés sur le terrain et des produits vendus sur les marchés locaux.

Les entretiens avec les producteurs ont porté sur leur niveau d'instruction, les cultures pratiquées, les affections ressenties après les traitements, les méthodes de lutte utilisées, les produits phytosanitaires utilisés, le respect du calendrier de traitement phytosanitaire, les moyens de protection utilisés, la gestion des emballages et leurs connaissances du risque chimique.

La technique d'observation directe et participative nous a permis de caractériser les lieux et conditions de préparation de la bouillie, d'assister à la préparation de la bouillie, de mesurer les doses réellement utilisées pour chaque pesticide, de chronométrer le temps de pulvérisation en fonction de la superficie du champ, de noter les précautions prises par les producteurs lors des pulvérisations ou les mauvaises pratiques, etc.

Les données collectées ont été saisies et traitées à l'aide des tableurs Excel et Statview 1.7.

3.4.3.4. Modèle utilisé pour évaluer l'exposition potentielle des producteurs

Pour estimer le niveau d'exposition potentielle des producteurs sur une journée de travail (en mg/kg de poids corporel/jour), le modèle britannique « *Predictive Operator Exposure Model* » (UK-POEM) a été choisi en raison des possibilités de choix de

petits appareils qu'offre ce modèle. Ce modèle a ainsi été utilisé pour la même raison par plusieurs auteurs (Ouedraogo *et al.*, 2014 ; Kim *et al.*, 2016 ; Illyassou *et al.*, 2017 ; Lawson *et al.*, 2017 ; Son *et al.*, 2017) pour évaluer l'exposition des petits producteurs qui manipulent les produits phytosanitaires. Des paramètres tels que la méthode d'application, la formulation et la concentration de la substance active, l'équipement de protection individuelle (EPI) porté, ou encore la dose et le volume d'application ont été entrés dans le modèle UK-POEM sur base des observations effectués durant l'enquête sur les pratiques locales lors des traitements phytosanitaires sur le cotonnier. L'ensemble des paramètres entrés dans le modèle sont présentés dans le tableau 6. Le niveau d'exposition a été évalué pour chacune des substances actives appliquées sur la culture durant tout le cycle végétatif (6 traitements phytosanitaires) qui ont été identifiées.

Les données météorologiques ont été enregistrées pendant chaque pulvérisation. Elles sont restées dans la fourchette recommandée pour la pulvérisation du coton (Schiffers, 2011 ; Salah *et al.*, 2015). Un thermo-hygromètre (TFA, Kat. Nr.30.5007) et un anémomètre (IHM CFM/CMM 6190 SI) ont servi à l'enregistrement de ces données.

3.4.4. Résultats

3.4.4.1. Caractéristiques sociodémographiques des producteurs de coton

Les producteurs de coton rencontrés et sondés sont en majorité des hommes (94%) âgés de 25 à 66 ans. Soixante-quinze pour cent d'entre eux n'ont reçu aucune instruction, 17% ont atteint le niveau primaire et seulement 5% ont reçu il y a dix ans une formation sur les traitements phytosanitaires du cotonnier (**tableau 13**). La quasi-totalité des producteurs de coton enquêtés affirment que les informations relatives aux produits phytosanitaires sont données par des agents de vulgarisation agricole en ce qui concerne le dosage (nombre de flacons à l'hectare, quantité d'eau pour le mélange avec un flacon, période/début des traitements) et un bref rappel sur le caractère nocif des produits.

Les traitements phytosanitaires en production cotonnière sont exclusivement réalisés par des hommes. Les femmes productrices de coton (6% de notre échantillon) se font aider par leurs époux ou leurs progénitures masculines. Seulement 2% de ces femmes réalisent les pulvérisations d'herbicides totaux en cas d'indisponibilité de la main d'œuvre, mais elles ne sont pas impliquées dans l'application des insecticides.

Tableau 13 : Statut social des producteurs de coton dans le bassin cotonnier au Nord Bénin (enquête réalisée dans les communes de Gogounou, Kandi et Banikoara) de 2014 à 2017 (n = 150)

Variantes		Pourcentage (%) du total
Sexe	Homme	94
	Femme	6
Niveau d'instruction	Aucun	76
	Primaire	17
	Secondaire	7
Nombre de formations reçues sur les traitements phytosanitaires et la gestion des emballages	Aucune	95
	≥ 1	5

3.4.4.2. Pratiques phytosanitaires et risques pour la santé humaine

- *Diversité des pesticides et effets des substances actives*

Durant les trois années d'enquête, un total de 78 produits commerciaux ont été répertoriés dont 41 herbicides et 37 insecticides. Ces formulations contiennent 36 substances actives différentes, toxiques dans leur quasi-totalité. Parmi les pesticides utilisés, seuls 19,5% des herbicides et 19,3% des insecticides répertoriés appartiennent à la liste des produits homologués au Bénin (CNAC, 2012). Les herbicides utilisés par les producteurs sont par ordre d'importance : Kalach® (100%), Atraforce® (85%), Adwuma Wura® (65%) et Califor G® (65%). Les substances actives les plus déversées dans le bassin cotonnier béninois sont le glyphosate et l'atrazine.

Les insecticides utilisés par les producteurs dans le bassin cotonnier du Bénin sont par ordre d'importance : Killerselect® (80%), Cutter® (71%), Moacartarine® 215 (55%), Chémapiptide® 88 (34%), Sharp Shooter® (27%) et Spider® 315 (12%). Il faut remarquer que l'insecticide Acer® 35 EC fortement utilisé les campagnes cotonnières passées est retrouvé dans les magasins de stockage. Il est remplacé par l'insecticide Killerselect® composé des mêmes substances actives. Les substances actives les plus utilisées sont l'acétamipride, la lambda-cyhalothrine, le chlorpyrifos, l'émamectine benzoate, le profénofos et la cyperméthrine.

Toutes ces substances sont très toxiques pour l'homme. Les **tableaux 14** et **15** reprennent les caractéristiques des substances actives les plus utilisées et identifiées lors de l'enquête sur les emballages de produits phytosanitaires majoritairement utilisés par les producteurs.

Tableau 14 : Caractéristiques des principaux insecticides (les plus utilisés dans la culture du coton) répertoriés dans le bassin cotonnier du Bénin de 2014 à 2017

Nom commercial	Substances actives	Familles	Classification CLP	
			Code de toxicité	Classe (catégorie)
ACER 35 EC	Acétamipride	Néonicotinoïdes	H302	H302 (4)
	Lambda-cyhalothrine	Pyréthrinoides	H301 ; H312 ; H330	H301 (2) ; H312 (4) ; H330 (2)
CHÉMAPRIDE	Acétamipride	Néonicotinoïdes	H302	H302 (4) ; H412 (3)
	Cyperméthrine	Pyréthrinoides	H302 ; H332 ; H335	H302 (4) ; H332 (4) ; H335 (3)
CUTTER	Acétamipride	Néonicotinoïdes	H302	H302 (4)
	Emanectine benzoate	Avermectines	H301 ; H311 ; H318 ; H331 ; H372	H301 (3) ; H311 (3) ; H318 (3) ; H331 (1) ; H372 (1)
KILLERSELECT	Acétamipride	Néonicotinoïdes	H302	H302 (4)
	Lambda-cyhalothrine	Pyréthrinoides	H301 ; H312 ; H330	H301 (2) ; H312 (4) ; H330 (2)
MOACARTARINE 215	Chlorpyrifos	Organophosphorés	H301	H301 (3) ;
	Lambda-cyhalothrine	Pyréthrinoides	H301 ; H312 ; H330	H301 (2) ; H312 (4) ; H330 (2)
SHARP SHOOTER	Cyperméthrine	Pyréthrinoides	H302 ; H332 ; H335	H302 (4) ; H332 (4) ; H335 (3)
	Profenofos	Organophosphorés	-	-
SPIDER 315	Lambda-cyhalothrine	Pyréthrinoides	H301 ; H312 ; H330	H301 (2) ; H312 (4) ; H330 (2)
	Profenofos	Organophosphorés	-	-

Légende : H301 : Toxique en cas d'ingestion ; H302 : Nocif en cas d'ingestion ; H311 : Toxique par contact cutané ; H312 : Nocif par contact cutané ; H318 : Provoque des lésions oculaires graves ; H330 : Mortel par inhalation ; H331 : Toxique par inhalation ; H332 : Nocif en cas d'inhalation ; H335 : Peut irriter les voies respiratoires ; H372 : Risque avéré d'effet grave pour les organes à la suite d'expositions répétées ou d'une exposition prolongée.

Les chiffres entre parenthèses indiquent les catégories de danger (de 1 à 4) selon la classification CLP. La catégorie 1 est la plus dangereuse que la catégorie 4

Tableau 15 : Caractéristiques des principaux herbicides (les plus utilisés dans la culture du coton) répertoriés dans le bassin cotonnier du Bénin de 2014 à 2017

Nom commercial	Substances actives	Familles	Classification CLP	
			Code toxicité	Classe (catégorie)
Advuma wurag®	Glyphosate	Dérivé de glycine	H318	H318(1)
Atraforce®	Atrazine	Triazines	H317	H317(1)
	Fluométhuron	Urées substituées	-	-
Califor G®	Glyphosate	Dérivé de glycine	H318	H318(1)
	Prométhryne	Triazines	H332	H332(4)
Kalach®	Glyphosate	Dérivé de glycine	H318	H318(1)

Légende : H317 : Peut provoquer une allergie cutanée ; H318 : Provoque des lésions oculaires graves ; H332 : Nocif par inhalation

Les chiffres entre parenthèses indiquent les catégories de danger (de 1 à 4) selon la classification CLP. La catégorie 1 est la plus dangereuse que la catégorie 4

3.4.4.3. Gestion des produits phytosanitaires dans le bassin cotonnier

- *Circuit d'approvisionnement des produits phytosanitaires*

Trois grands circuits d'approvisionnement des produits phytosanitaires ont été identifiés dans le bassin cotonnier du Bénin. Le premier est un circuit formel, régi par les textes en vigueur au Bénin sur la distribution et la commercialisation des produits phytosanitaires (décret n° 92-258 de 1992 ; arrêté n° 255/MDR/MCAT/DC/CC/CP de 1993 portant sur l'interdiction d'importer, de conditionner pour la mise sur le marché national et d'utiliser en agriculture de substances actives entrant dans la composition de produits phytopharmaceutiques). Les producteurs de coton s'approvisionnent auprès du service public de vulgarisation par le biais de leur CVPC suivant le système de crédit-intrant remboursable au moment où le producteur rentre en possession de l'argent du coton; tous les produits commercialisés reçoivent l'agrément du CNAC. Dans notre enquête, tous les producteurs ont reçu leurs produits phytopharmaceutiques, notamment les insecticides à travers ce circuit.

Le deuxième est un circuit informel animé par les marchés locaux du Bénin, les produits venant des marchés extérieurs des pays frontaliers (Ghana, Nigéria, Togo, Burkina Faso). Environ 40% des producteurs de notre échantillon se ravitaillent également à travers ce circuit, surtout en herbicides. La **figure 12** montre des pesticides exposés sur les marchés locaux dans les communes de Banikoara :

Le troisième est également un circuit informel généré par des producteurs de coton qui bradent les produits acquis dans le circuit formel. Le bradage se fait soit entre producteurs de coton, soit entre producteurs de coton et les producteurs d'autres spéculations qui ont besoin de pesticides (producteurs de soja, maraîchers,..), ou encore entre producteurs de coton et commerçants. Malgré le caractère frauduleux de ce circuit, 30% des producteurs de notre échantillon ont reconnu se livrer à ce trafic.



Source : A.I. Gouda

Figure 12 : Comptoirs de vente informelle des pesticides dans les marchés locaux du bassin cotonnier

- **Doses appliquées par les producteurs de coton**

Les traitements phytosanitaires en production cotonnière sont exclusivement réalisés par des hommes. Les femmes productrices de coton (6% de notre échantillon) se font aider par leurs époux ou leurs progénitures masculines. Seulement 2% de ces femmes réalisent les pulvérisations d'herbicides totaux en cas d'indisponibilité de la main d'œuvre, mais elles ne sont pas impliquées dans l'application des insecticides. Les dosages varient fortement d'un producteur à l'autre, et d'un traitement à l'autre.

Les producteurs utilisent entre 2 et 8 litres d'herbicide (Kalach®) à l'hectare, en fonction de l'enherbement du champ. Environ 43% de notre échantillon réalisent des dosages d'herbicides inférieurs à la dose recommandée de 5 l / ha (**tableau 16**).

Le nombre moyen de traitements insecticides recommandés par cycle de production de coton (selon le programme de traitement phytosanitaire du cotonnier) est de six en raison d'une fois par quinzaine à partir du 45ème jour après la levée, avec une dose de 0,2 l/ha (soit 2 flacons à l'hectare pour l'insecticide Killerselect®). Les doses répertoriées en fonction du type d'insecticide varient entre 2 et 6 flacons à l'hectare et 85 % des producteurs réalisent des traitements avec une dose d'insecticide supérieure à celle recommandée pour les insecticides (**tableau 17**).

Il ressort des résultats que les producteurs de coton utilisent de fortes doses d'insecticides (bien supérieures à la dose recommandée) aux environs immédiats des retenues d'eau (**Figure 13**). Quant aux herbicides, les doses appliquées varient selon l'enherbement des parcelles ou des champs de coton.

Tableau 16 : Dose d'herbicide (Kalach®) utilisée à l'hectare par les producteurs de coton

Dose d'herbicide utilisée à l'hectare (L/ha)	Nombre de producteurs de coton	Proportion des producteurs (%)	Observations
2	10	6,7	Dosage inférieur à celui recommandé/ha
3	17	11,3	
4	37	24,7	
5	48	32,0	Dose recommandée/ha
6	35	23,3	Dosage supérieur à celui recommandé/ha
8	3	2,0	
Total	150	100,0	

Tableau 17 : Dose d'insecticide (Killerselect®) utilisée à l'hectare par les producteurs de coton

Dose d'insecticide utilisée à l'hectare (flacons / ha)	Nombre de producteurs de coton	Proportion des producteurs (%)	Observations
2	23	15,3	Dose recommandée/ha
3	26	17,3	Dosage supérieur à celui recommandé/ha
4	52	34,7	
5	32	21,3	
6	17	11,3	
Total	150	100,0	

- *Distance des champs de coton par rapport aux retenues d'eau du bassin cotonnier au Bénin*

Il ressort des résultats que les producteurs de coton utilisent de fortes doses d'insecticides (bien supérieures à la dose recommandée) aux environs immédiats des retenues d'eau. Les retenues d'eaux de la zone d'étude sont utilisées pour produire du poisson, mais surtout pour l'abreuvement des animaux, certains besoins domestiques (vaisselle, lessive), et même pour se baigner par moment surtout pendant les périodes sèches.

Nonobstant l'interdiction en vigueur, 16% des producteurs ont un champ de coton à moins de 100 m d'une retenue d'eau ou d'un ruisseau collecteur ; 33% entre 100 et 500 m et 51% à plus de 500 m (**Figure 13**).

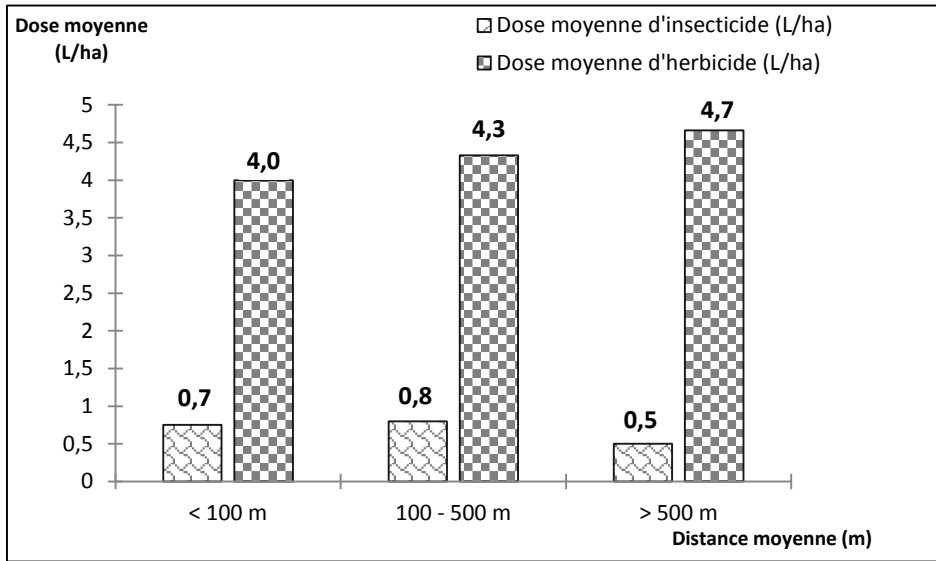


Figure 13 : Dose moyenne d'insecticide ou d'herbicide (en L/ha) appliquée en fonction de la distance à la retenue d'eau (n = 150).

- *Gestion des emballages vides*

Les emballages vides sont souvent abandonnés dans la nature, dans la plupart des cas dans les champs de coton (73%) et dans certains cas utilisés à des fins domestiques (25%) pour le stockage de l'huile pour la cuisine, comme récipient pour transporter la bouillie ou l'eau de boisson des enfants qui vont au champ ou à l'école. Rarement (2%) ils sont incinérés ou enfouis dans le sol. Les photos suivantes illustrent quelques mauvaises pratiques en ce qui concerne les emballages de pesticides vides dans le bassin cotonnier : utilisation comme gourdes, emballages vides abandonnés dans la nature (**Figure 14**).

Quatre-vingt pour cent des producteurs ne se protègent pas lors de l'application des produits phytosanitaires dans les champs de coton. La notion d'équipements de protection individuelle (EPI) se limite pour certains au port d'une chemise manche longue, d'une bande de tissu pour se couvrir le nez (cache-nez), de chapeau et de bottes (**Figure 15**). La non-disponibilité d'EPI conformes et, du fait de la chaleur, la gêne occasionnée par le port de ces équipements de protection pendant l'application sont les principales raisons avancées pour justifier cette protection non adéquate.

La majorité des producteurs enquêtés reconnaissent avoir ressenti, après utilisation des pesticides, l'effets des traitements qui se manifeste de différentes façon : il peut s'agir d'irritations cutanées (60%), de toux (13%), de céphalées (11%), de nausées (8%), d'affections oculaires (7%), et même de vertige lorsque le producteur par imprudence reçoit une dose de produit importante entraînée par le vent au niveau du visage (**Figure 16**).



Source : A.I. Gouda

Figure 14 : Exemples de mauvaises pratiques concernant les emballages vides de pesticides dans le bassin cotonnier

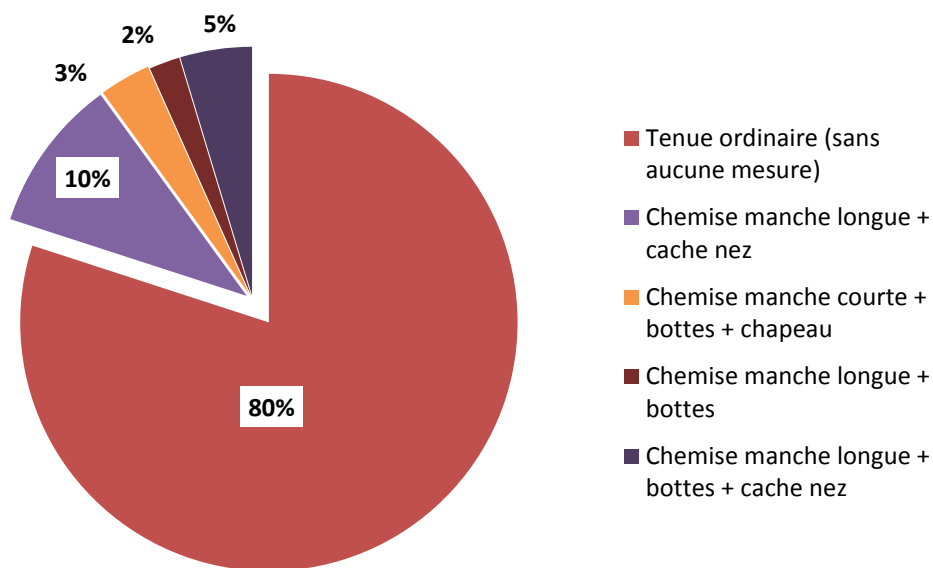


Figure 15 : Proportion des producteurs de coton pour chaque type d'équipement de protection individuelle (EPI) porté dans le bassin cotonnier au Nord Bénin

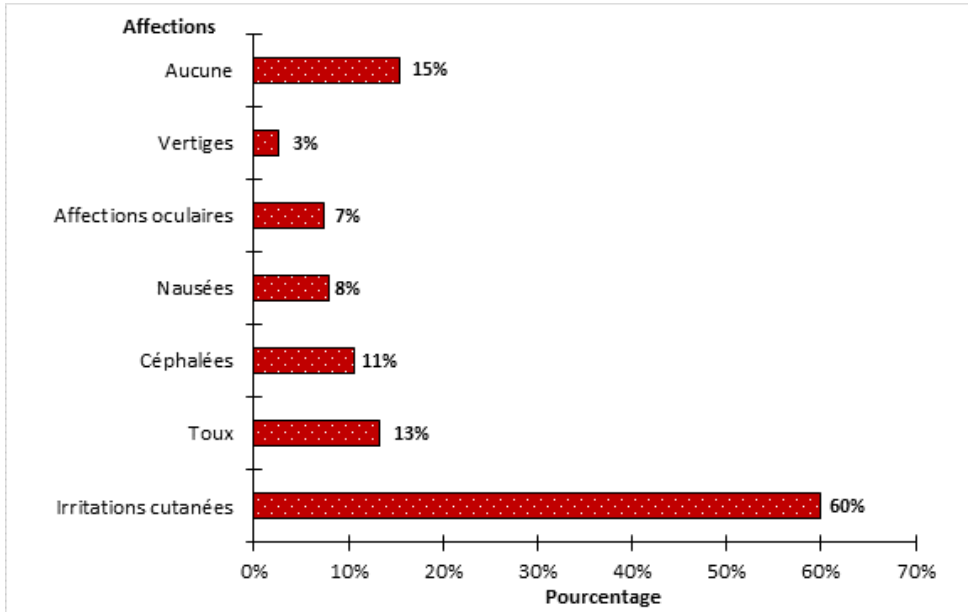


Figure 16 : Nature des affections ressenties par les producteurs interrogés (n = 150) après l'application des pesticides.

3.4.4.4. Evaluation des risques

Le modèle UK-POEM a été utilisé pour évaluer l'exposition potentielle des agriculteurs qui travaillent selon leurs pratiques habituelles durant une journée (valeurs par défaut dans le modèle : 6 h et 1 ha traité). Un scénario d'exposition sans EPI a été considéré dans la mesure où la majorité des agriculteurs (80%) ne se protègent pas lors des traitements phytosanitaires. Les valeurs d'exposition prédictives, pour les opérations de mélange-chargeement et lors de la pulvérisation ont été évaluées, avec une absorption dermale de 10% et inhalatoire de 100%, pour 7 substances actives identifiées dans les insecticides liquides les plus utilisés (formulations EC, aux concentrations indiquées sur les étiquettes). Les valeurs toxicologiques (DL_{50} dermale) et les seuils limites acceptables (AOEL) de chaque substance active ont été obtenus dans la base de données de la Commission européenne (EU Pesticides Database, 2018) et sont présentées au tableau 7. Enfin, le risque théorique présenté par chaque substance a été caractérisé en comparant l'exposition systémique totale estimée (en mg/kg p.c./jour) aux valeurs d'AOEL.

Etant donné que l'enquête démontre que les producteurs utilisent fréquemment des doses d'insecticides de 2 à 6 fois supérieures à celles qui sont recommandées, l'exposition a été évaluée pour ces différentes doses (**tableau 18**).

Tableau 18 : Classement par ordre décroissant de l'exposition des producteurs de coton (en mg/kg de poids corporel /jour) (n = 150 producteurs de coton)

Substances actives	DL ₅₀ (dermal) (mg/kg p.c./j)	Exposition de l'opérateur (mg/kg p.c./j)						AOEL (mg/kg p.c./j)	Pourcentage de l'AOEL (%)					
		DR	2 DR	3 DR	4DR	5DR	6DR		DR	2 DR	3 DR	4DR	5DR	6DR
Chlorpyrifos (200 g/l)	> 1250	0,5458	1,0883	1,6308	2,1733	2,7158	3,2583	0,001	54580	108830	163080	217330	271580	325830
Emamectine benzoate (48 g/l)	> 2000	0,0334	0,0659	0,0985	0,1310	0,1636	0,1961	0,0003	11133	21967	32833	43667	54533	65367
Lambda-cyhalothrine (30 g/l)	> 632	0,0412	0,0819	0,1226	0,1633	0,2039	0,2446	0,0006	6867	13650	20433	27217	33983	40767
Acétamipride (64 g/l)	> 2000	0,0444	0,0879	0,1313	0,1747	0,2181	0,2615	0,025	178	352	525	699	872	1046
Cyperméthrine (72 g/l)	> 2000	0,0989	0,1965	0,2942	0,3918	0,4895	0,5871	0,06	165	328	490	653	816	979
Acétamipride (16 g/l)	> 2000	0,0220	0,0437	0,0654	0,0871	0,1088	0,1305	0,025	88	175	262	348	435	522
Cyperméthrine (0,04 g/l)	> 2000	0,0001	0,0002	0,0003	0,0004	0,0005	0,0007	0,06	0	0	1	1	1	1
Profenofos (3g/l)	472	0,0011	0,0022	0,0033	0,0043	0,0054	0,0065	ND	-	-	-	-	-	-

Légende : AOEL = niveau d'exposition acceptable pour l'opérateur ; DL50 = Dose Létale 50 ; ND = Non disponible ; DR = Dose recommandée ; n DR = n fois la dose recommandée (avec n = 2 ; 3 ; 4 ; 5 ; 6) ; mg/kg p.c./j = milligrammes par kilogramme de poids corporel par jour ; g/l = grammes par litre

3.4.5. Discussion

3.4.5.1. Utilisation des pesticides dans le bassin cotonnier

Dans le bassin cotonnier du Bénin, la forte pression parasitaire, le faible taux d'instruction et le manque de formation des producteurs de coton constituent les principaux facteurs conduisant à une utilisation abusive des produits phytosanitaires comme l'ont démontré d'autres études menées au Bénin (Ahouangninou *et al.*, 2011), au Burkina Faso (Naré *et al.*, 2015), en Côte d'Ivoire (Wognin *et al.*, 2013), au Sénégal (Wade, 2003 ; Badiane, 2004) ou au Togo (Kanda, 2011 ; Kanda *et al.*, 2013). Les mêmes constats ont été faits au Burkina Faso par Son *et al.* (2017), qui ont montré qu'en raison du faible niveau d'instruction et de formation technique, les produits phytosanitaires sont mal utilisés par les maraîchers sur la tomate.

Au cours de ces cinq dernières années les pyréthriinoïdes, les néonicotinoïdes et l'ivermectine sont les familles d'insecticides les plus utilisées contre les ennemis du cotonnier dont le plus redoutable reste *Helicoverpa armigera* (Hübner). Cependant, plusieurs auteurs ont montré l'inefficacité des pyréthriinoïdes face à cette chenille (Martin *et al.*, 2005 ; Abou-Yousef *et al.*, 2010 ; Houndété *et al.*, 2010 ; Gnankiné *et al.*, 2013). Cette situation amène les producteurs à non seulement augmenter le nombre de traitements et les doses (Son *et al.*, 2017), mais aussi à douter de l'efficacité des produits recommandés par les services d'encadrement. Ils ont alors tendance à se reporter vers d'autres produits phytosanitaires, dont l'efficacité est meilleure mais dont l'origine est douteuse. Selon Agbohessi (2014), de nombreux produits obsolètes, souvent très toxiques (organophosphorés), persistants ou bioaccumulables (organochlorés), sont disponibles sur les marchés. Plusieurs auteurs dénoncent l'existence de circuits d'approvisionnement informels, au Bénin (Lafia, 1996 ; Adechian *et al.*, 2015). Cette situation existe aussi au Burkina Faso (Gomgnimbou *et al.*, 2009 ; Son *et al.*, 2017).

Le stockage des produits phytosanitaires se fait sans respect des normes conventionnelles de l'Organisation des Nations Unies pour le Développement Industriel (ONUDI) et, après les traitements, les emballages vides sont abandonnés dans l'environnement ou utilisés à des fins domestiques. Ces résultats corroborent ceux de Fanou *et al.* (2005) au Sud du Bénin, de Doumbia et Kwadjo (2009) en Côte d'Ivoire, de Kanda *et al.* (2013) au Togo ou de Son *et al.* (2017) au Burkina Faso, qui tous ont souligné la mauvaise gestion des stocks et emballages vides de produits phytosanitaires. Pour Gomgnimbou *et al.*, 2009, l'utilisation des boîtes vides de pesticides après ou sans lavage pour conditionner les eaux de consommation est une source de danger sanitaire pour les populations.

L'exposition des opérateurs aux produits phytosanitaires varie selon les conditions d'application. Plusieurs auteurs ont montré l'importance de la température, et de l'humidité de l'air qui affectent d'une part la volatilité du produit (Schiffers et Moreira, 2011 ; El-Aissaoui, 2015), et d'autre part le taux de transpiration qui favorise une pénétration plus rapide du produit dans le corps (Aubertot *et al.*, 2005 ; Fenske et Day,

2005 ; Gil *et al.*, 2008). Des vents supérieurs à la normale peuvent transporter le produit hors de la zone ciblée et provoquer également la contamination de l'applicateur (Fenske et Day, 2005 ; Schiffers et Moreira, 2011 ; El-Aissaoui, 2015). Cependant, il a été observé dans le bassin cotonnier du Bénin qu'habituellement les applications sont effectuées très tôt le matin ou le soir, lorsque les conditions météorologiques sont favorables (températures fraîches et vitesse du vent dans la plage recommandée de 1 à 2 m/s) (Schiffers, 2011 ; Salah *et al.*, 2015).

3.4.5.2. Mauvaises pratiques phytosanitaires

La classification selon le règlement (CE) n° 1272/2008 CLP (Classification, Labelling and Packaging of substances and mixtures), montre que la quasi-totalité des substances actives identifiées sur les emballages sont toxiques ou nocives en cas d'ingestion ou par contact cutané. Plusieurs études ont déjà souligné l'existence de mauvaises pratiques lors de l'utilisation des pesticides (Toé, 2010 ; Adechian *et al.*, 2015 ; Naré *et al.*, 2015 ; Son *et al.*, 2017).

Le risque d'intoxication est accru quand les doses sont élevées et que la protection est inexistante. L'étude montre que 85% des producteurs utilisent des doses d'insecticides plus élevées que celles recommandées, sans se protéger. Les mêmes constats ont été faits par Duemmler (1993), Kumar (1991) et Guissou *et al.* (1996) qui estiment que l'exposition aux insecticides des producteurs de coton lors des traitements, pendant une longue durée et sans matériel de protection adéquat, constitue une source majeure de risque pour leur santé. Le risque d'exposition pourrait être considérablement réduit si les agriculteurs portaient un équipement de protection individuelle complet. En effet, selon (Toé *et al.*, 2013 ; Wumbi, 2013 ; Richard *et al.*, 2014), les EPI jouent un rôle très important dans la réduction de l'exposition des opérateurs aux produits phytosanitaires. Les producteurs béninois, compte tenu de leur faible niveau d'instruction et d'encadrement, méconnaissent la toxicité des pesticides utilisés et maîtrisent peu leur utilisation. Les conséquences de cette situation sont l'intoxication aiguë ou chronique des agriculteurs mais aussi l'exposition des consommateurs aux résidus des pesticides qui est sous-estimée (Monkiédjé *et al.*, 2000, Saiyed *et al.*, 2003, Soclo, 2003 ; Cissé *et al.*, 2006 ; Toé, 2010 ; Ahouangninou *et al.*, 2011 ; Ngom *et al.*, 2012 ; Gnankiné *et al.*, 2013 ; Roditakis *et al.*, 2015 ; Lehmann *et al.*, 2016).

3.4.5.3. Evaluation des niveaux d'exposition des producteurs de coton

Les résultats de l'estimation du niveau d'exposition des producteurs de coton montrent que ceux-ci sont très exposés aux produits phytosanitaires dans le bassin cotonnier du Bénin (les pourcentages de l'AOEL fournis par le modèle varient entre 165% et 54580%). Plus les doses utilisées sont élevées, plus cette tendance se renforce. Ainsi, pour l'acétamipride, à la dose recommandée sans EPI, l'exposition

est de 88% AOEL mais en doublant la dose recommandée l'exposition passe à 175% AOEL. Les risques sont critiques, par ordre d'importance, pour le chlorpyrifos-éthyl, l'émamectine benzoate, la lambda-cyhalothrine, l'acétamipride et la cyperméthrine.

Toutes ces substances actives sont nocives ou toxiques selon la classification CLP. Cela pourrait expliquer en grande partie le malaise ressenti par 85% des producteurs enquêtés. Elles font partie des substances les plus utilisées ces dernières années au Bénin non seulement sur la culture du coton (Agbohessi *et al.*, 2011 ; Adechian *et al.*, 2015), mais aussi sur les cultures maraîchères (Ahouangninou, 2013).

Le malaise ressenti par 85% des producteurs enquêtés (irritations cutanées, toux, céphalées, nausées et vertiges) pourrait s'expliquer par le caractère nocif ou toxique des substances actives. Les mêmes affections ont été rapportées par Guissou *et al.* (1996), Toé (2007), Gomgnimbou *et al.* (2009) ou Son *et al.* (2017) chez des producteurs de coton et de cultures maraîchères au Burkina Faso. La santé des producteurs est ainsi menacée du fait de l'absence du port d'équipements de protection individuelle lors de la préparation et de l'exécution des traitements phytosanitaires. Pourtant, selon Nicourt et Girault (2009), les producteurs ne s'exprimeraient pas facilement sur la relation entre santé et pesticides. Ils estiment développer une immunité à l'égard de ces produits depuis des années. Or, les produits utilisés inhalés, même à des doses inférieures à celles utilisées au Bénin, ont des effets significatifs sur la santé (Lincer *et al.*, 1981 ; Richard *et al.*, 2005).

3.4.6. Conclusion

Dans le bassin cotonnier au Bénin, plusieurs substances actives nocives ou toxiques ont été identifiées sur les marchés locaux, sur des emballages vides présents chez les producteurs ou abandonnés dans les champs. Dans leur majorité, les producteurs de coton reconnaissent la dangerosité des produits, parfois en ressentent les effets, mais ils en ignorent les risques à long terme pour leur santé, celle des autres consommateurs ou pour leur environnement. L'approvisionnement des producteurs en produits phytosanitaires à partir du circuit informel, le non-respect des doses recommandées lors des traitements phytosanitaires, l'utilisation de pesticides toxiques et non recommandés, l'absence d'utilisation d'EPI, l'utilisation des emballages vides à des fins domestiques, constituent autant de pratiques qui exposent dangereusement les populations béninoises du bassin cotonnier. Face à ces pratiques qui prennent de l'ampleur, les structures d'encadrement techniques sont interpellées pour la formation des producteurs, améliorer leur connaissance sur l'importance des équipements de protection, la gestion des emballages vides et l'emplacement des champs de coton par rapport à la retenue d'eau et la notion de risque.

Chapitre 4

Etude des mécanismes de transfert des pesticides vers les retenues d'eau

Introduction

L'étude des mécanismes de transfert des produits phytopharmaceutiques vers les retenues d'eau nécessitait la réalisation d'essais (pour mesurer le transfert par voie aérienne ou dérive) et la mise en place de dispositifs de collecte et de mesure (pour étudier le transfert par ruissellement à la surface du sol et infiltration dans le sol). Un ensemble de techniques (notamment analytiques) ont ainsi été mises en œuvre pour rechercher la présence des substances actives et doser leurs concentrations dans le milieu, à partir d'échantillons d'eau, de sol ou de sédiments qui ont été prélevés à différentes périodes.

L'analyse de risque environnemental nécessite une évaluation de l'exposition de l'écosystème aquatique. C'est une étape clé de cette étude, car les informations obtenues durant ces essais nous permettront d'évaluer : (i) les voies principales de contamination de l'écosystème aquatique ; et (ii) les niveaux de la contamination (sols, sédiments et eaux), afin de pouvoir estimer si les seuils d'exposition peuvent être atteints ou dépassés dans ces compartiments (évaluation du risque).

La première partie de ce chapitre décrit les conditions dans lesquelles les traitements phytosanitaires sont réalisés par les paysans et les facteurs qui influencent la dérive des produits utilisés. Une comparaison a été faite entre les deux types d'appareils (pulvérisateur à dos et canne centrifuge) généralement utilisés en culture cotonnière, afin de savoir quel est le pulvérisateur qui engendre le plus de dérive et à quelle distance peuvent se disperser les gouttelettes émises lors des pulvérisations.

La seconde partie de ce chapitre concerne la mesure du transfert par ruissellement et/ou infiltration des substances actives, en fonction des conditions météorologiques. Grâce aux collecteurs installés dans les champs, un échantillonnage d'eaux et de sédiments a pu être réalisé en bordure des parcelles et dans une retenue d'eau, à différentes dates. Ces échantillons ont été analysés et les substances actives, avec leurs propriétés physico-chimiques, toxicologiques et écotoxicologiques, ont été identifiées. Enfin, des modèles ont été utilisés pour évaluer le risque pour l'écosystème aquatique de chaque substance identifiée.

Ce chapitre est une version adaptée des deux articles suivants :

- Gouda A.I., I. Imorou Toko I., Mehoba M.H.L., Scippo M.L., P. Kestemont & Schiffers B. (2018). Comparaison de la dérive pour deux types de pulvérisateurs utilisés en production cotonnière au Bénin (Article publié dans *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*).
- Gouda A.I., I. Imorou Toko I., Imorou M., Scippo M.L., P. Kestemont & Schiffers B. (2018). Etude du transfert de deux insecticides utilisés en production cotonnière vers les écosystèmes aquatiques du bassin cotonnier au Nord Bénin (Article en cours de rédaction).

4.1. Comparaison des dérives engendrées par la canne centrifuge et le pulvérisateur à dos

Quantification de la dérive en production cotonnière

A.I Gouda^{1, 2*}, M.H.L. Mehoba², I. Imorou Toko¹, M.L. Scippo³, P. Kestemont⁴ & B. Schiffers²

¹ Laboratoire de Recherche en Aquaculture et Ecotoxicologie Aquatique (LaRAEAq), Département des Sciences et Techniques de Productions Animale et Halieutique (STPAH), Faculté d'Agronomie (FA), Université de Parakou (UP), Bénin.

² Gembloux Agro-Bio Tech/Université de Liège (ULiège), Laboratoire de Phytopharmacie, Belgique

³ Laboratoire d'Analyse des Denrées Alimentaires, FARAH-Santé Publique Vétérinaire, Faculté de Médecine Vétérinaire/Université de Liège (ULiège), Belgique

⁴ Unité de Recherche en Biologie Environnementale et Evolutive (URBE), Faculté des Sciences, Université de Namur, Belgique.

* Auteur correspondant, e-mail : goudaibrachi@yahoo.fr

Ce chapitre est une version adaptée de l'article de recherche suivant :

Gouda A.I, Mehoba M.H.L., Imorou Toko I., Scippo M.L., Kestemont P., Schiffers B. 2018. Comparaison des dérives engendrées par la canne centrifuge et le pulvérisateur à dos. (Article publié dans *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*)

4.1.1. Résumé

Description du sujet : L'utilisation accrue des produits phytosanitaires et la variation des substances actives ces dernières années soulèvent des interrogations sur le niveau de pollution de l'environnement et celui des écosystèmes aquatiques du bassin cotonnier en particulier.

Objectifs: Des essais ont été menés (à Batran, commune de Banikoara) en conditions pratiques pour quantifier et comparer la dérive engendrée lors des pulvérisations effectuées avec la canne centrifuge et le pulvérisateur à dos, deux appareils spécifiquement utilisés dans le bassin cotonnier au Bénin.

Méthode : Une bouillie de tartrazine (un colorant alimentaire) à 20 g/l a été utilisée. Dix essais de pulvérisation, à des hauteurs de 1 m et de 1,5 m ont été réalisés suivant un dispositif de collecte préétabli et validé par un essai préalable avec des papiers hydrosensibles. 54 patches de tissus coton blancs ont été placés à des hauteurs déterminées et à des distances régulières à partir du point d'émission. En fin d'essai, ils ont été récupérés et la concentration en tartrazine (en $\mu\text{g}/\text{cm}^2$) a été déterminée

après extraction à l'eau à l'aide d'un colorimètre. A partir des quantités de tartrazine récupérées, les pourcentages de dérive ont été calculés, permettant de comparer la dérive engendrée par chaque appareil.

Résultats : Il apparaît que, dans les mêmes conditions météorologiques ($35^{\circ} \pm 1^{\circ}\text{C}$; H.R. : $64 \pm 4\%$; vent stable d'environ 3 m/sec), la hauteur de pulvérisation de 1,5 m et la canne de pulvérisation centrifuge engendrent des pourcentages de dérive significativement supérieurs à ceux générés respectivement pour la hauteur de pulvérisation de 1 m et le pulvérisateur à dos.

Conclusion : Quel que soit l'appareil, les gouttelettes se dispersent jusqu'à une distance de 16 m.

Mots clés : Pesticides, dérive, pulvérisateur, coton, Bénin.

Abstract

Description of the subject: Increasing use of plant protection products and a continuous change in their active substances during the past years raise crucial questions about environmental pollution, particularly for aquatic ecosystems in the cotton production area.

Objectives: Field trials were carried out (in Batran, province of Banikoara) in conditions close to the local practices in order to quantify and compare the drift generated during spraying both with a centrifugal cane and a backpack sprayer which are the two most popular sprayers used in the cotton area of Benin.

Method: A mixture of water and tartrazine (a food grade dye) was prepared for spraying at 20 g/l. Ten spraying trials were conducted, at two heights (1 m and 1.5 m) according to a pre-established protocol validated by a first trial done with watersensitive papers. 54 white cotton patches were placed at the predetermined heights and distances from the emission point. After each trial, they have been collected and the tartrazine concentrations (in $\mu\text{g}/\text{cm}^2$) were determined after extraction in water with a colorimeter. The percentages of drift were then calculated from quantities of tartrazine recovered.

Results: The results showed that, in the same weather conditions ($35^{\circ} \pm 1^{\circ}\text{C}$; R.H.: $64 \pm 4\%$; wind speed stable around 3 m/sec), spraying at the height of 1.5 m with the centrifugal cane will generate drift percentages significantly higher than those generated for a spraying at the height of 1 m and for the backpack sprayer.

Conclusion: Droplets of mixture were observed up to 16 m whatever the sprayer used.

Key words: Pesticides, spray drift, sprayer, cotton, Benin.

4.1.2. Introduction

Le coton joue un rôle important dans la croissance économique du Bénin avec une contribution de 32% au produit intérieur brut, représentant 90% des recettes d'exportations, 45% des rentrées fiscales hors douane et 60% du tissu industriel (MAAF, 2013 cité par Zoumenou *et al.*, 2015). Au Bénin, les recettes tirées de la culture du coton contribuent à la réalisation de nombreuses infrastructures socio-communautaires (AIC, 2005) et la filière bénéficie de ce fait du soutien des pouvoirs publics (Matthess *et al.*, 2005). C'est pourquoi, malgré la forte pression parasitaire, chaque année au Bénin des centaines de milliers d'hectares (environ 400.000 ha en 2015 selon la Société Nationale pour la Promotion Agricole) sont cultivés en coton (Celini, 2001) et, en moyenne, font l'objet de six traitements insecticides durant la saison (Djihinto *et al.*, 2016).

Cependant, l'utilisation de ces produits phytopharmaceutiques dans les conditions habituellement rencontrées en Afrique de l'Ouest suscite de nombreuses inquiétudes liées notamment à leur toxicité et à leur impact négatif pour l'homme et pour l'environnement (Sanborn *et al.*, 2004 ; Toé *et al.*, 2004 ; Démbélé, 2006 ; Kodjo, 2007 ; Bonicelli *et al.*, 2012 ; Eddaya *et al.*, 2015). Les insecticides et les herbicides, sélectionnés avant tout pour leur efficacité, sont pour la plupart très toxiques pour les opérateurs ou susceptibles de générer des effets indésirables, voire irréversibles, après exposition par voie dermale ou par inhalation (Adechian *et al.*, 2015). Plusieurs auteurs estiment aussi que les risques pour l'environnement sont souvent ignorés ou minorés (Dolumbia et Kwadjo, 2009 ; Sougnabe *et al.*, 2009 ; Thiam et Sagna, 2009). Actuellement, au Bénin, plusieurs insecticides d'origines diverses et de qualité douteuse sont utilisés dans le bassin cotonnier. Le Ministère béninois de l'Agriculture de l'Elevage et de la Pêche a notamment recensé l'emploi d'insecticides organophosphorés (diméthoate, profenofos, chlorpyrifos,...), souvent utilisés en association, avec des pyréthrinoïdes (perméthrine, cyperméthrine, bifenthrine, lambda-cyhalothrine,...), des néonicotinoïdes (comme l'acétamipride) ou bien d'autres substances actives (indoxacarb, spinetoram, l'émamectine benzoate, etc.) (MAEP, 2016).

Par ailleurs, lors des traitements phytosanitaires, une partie de la bouillie n'atteint pas la cible et ces derniers génèrent donc des transferts (ou « dérive ») non négligeables de substances toxiques dans l'environnement (Herbst, 2001). Quelle que soit la méthode utilisée pour l'application des produits phytosanitaires, les pertes vers le milieu naturel ou d'autres espaces non visés, telles que les cultures adjacentes, seront plus ou moins importantes (Gil, 2007). Selon Bylemans (2001), la dérive explique une bonne partie de ces pertes. Plusieurs auteurs ont menés des études sur les principaux paramètres qui influencent la dérive (Stainier, 2004 ; Siati, 2005 ; Somerhausen, 2006 ; Reichenberger *et al.*, 2007). Les plus importants sont la taille, la vitesse et la direction d'éjection des gouttes (Solie et Alimardani, 1986 ; Qi *et al.*, 2008) qui varient en fonction des appareils et des conditions d'emploi, les conditions météorologiques externes (notamment la vitesse du vent) (Gil et Sinfort, 2005), et enfin la hauteur de la buse par rapport au sol (Baetens *et al.*, 2009). Plusieurs auteurs

ont ainsi montré une réduction significative de la dérive pour des gouttelettes de diamètre supérieur à 100 μm (Matthews, 1992 ; Miller et Buttler-Ellis, 2000). Le transport des gouttelettes loin des cibles est provoqué par les mouvements d'air (BCPC, 1986 ; Al Heidary *et al.*, 2014). Briand *et al.* (2001) estiment que les pertes de bouillie par dérive peuvent représenter de 1% à 30% de la quantité pulvérisée selon les circonstances d'application (volume de bouillie/ha, appareil mis en œuvre, type de buse, conditions climatiques, etc.).

Au Bénin, la proximité de retenues d'eau avec les champs cultivés et fréquemment traités est susceptible de générer des contaminations accidentelles par le ruissellement lors des épisodes pluvieux ou, lors des pulvérisations, par la dérive des gouttelettes entraînées par le vent vers la surface des eaux. Le risque de contamination des eaux est d'autant plus critique que les champs de coton sont installés aux environs immédiats de retenues d'eau ou de ruisseaux malgré les recommandations des agents d'encadrement technique. Il en résulte une contamination potentielle des écosystèmes et des nuisances pour la santé humaine (Schilter, 1991; Kanda, 2011). Selon Orhon (1993), la contamination des eaux dépend de la distance séparant le lieu de pulvérisation du ruisseau collecteur. Or, Adechian *et al.* (2015) constatent que dans la zone du bassin cotonnier, 46% des producteurs ont un champ situé à moins de 500 m d'un cours d'eau ou d'un plan d'eau où sont produits des poissons. Le coton figurant parmi les spéculations les plus citées, les insecticides sont fréquemment utilisés aux abords des plans d'eau. Gbaguidi *et al.* (2011) ont ainsi relevé dans la commune de Savalou (Bénin) des concentrations dans les eaux de la rivière Agbado variant de 0,05 à 0,475 $\mu\text{g/litre}$ pour l'atrazine, de 0,10 à 1,316 $\mu\text{g/litre}$ pour le glyphosate et de 0,75 à 4,450 $\mu\text{g/litre}$ pour des insecticides pyréthrinoïdes. Agbohessi (2014) signalent des teneurs de 1 à 100 $\mu\text{g/L}$ en DDT et de 58 à 746 $\mu\text{g/L}$ en endosulfan pour l'eau de surface dans les zones cynégétiques du Pendjari, du Djona et du Parc National du W.

Au-delà du risque de contamination des eaux, se pose aussi (dans le cadre du projet ARES-AQUATOX) la question du risque d'exposition des consommateurs de la région via les poissons contaminés par les pesticides appliqués dans les champs (Sanborn *et al.*, 2004 ; Pazou *et al.*, 2006a ; Pazou *et al.*, 2006b). En effet, après un dosage des résidus de pesticide, Okoumassoun *et al.* (2002) signalent la présence du lindane (105 $\mu\text{g/g}$), de la dieldrine (75 $\mu\text{g/g}$), de l'heptachlore (30 $\mu\text{g/g}$), du pp-TDE (28 $\mu\text{g/g}$) chez les tilapias mâles (*Sarotherodon melanotheron* Rüppell, 1852) capturés le long du fleuve Ouémé, ainsi qu'une concentration plasmatique en vitellogénine atteignant 38 $\mu\text{g/ml}$. En outre, une contamination de l'eau souterraine par les pesticides organophosphorés et organochlorés est également possible comme Traoré *et al.* (2006) l'ont démontré pour les régions agricoles de Côte d'Ivoire où sont cultivés le cacao, le café, la banane et les légumes.

Pour appréhender le risque de contamination du milieu par les pesticides appliqués sur les champs de coton, il était intéressant de quantifier et de comparer la dérive générée par les deux types de pulvérisateurs (la canne centrifuge et le pulvérisateur à dos, dont le diamètre des gouttes est très différent) qui sont les plus utilisés lors des traitements phytosanitaires dans le bassin cotonnier au Bénin, en réalisant des essais avec ces appareils dans les conditions de la pratique locale. Il sera alors possible de

mieux estimer la part de la contamination des retenues d'eau due à la dérive par rapport aux transferts par ruissellement.

4.1.3. Matériel et méthodes

4.1.3.1. Choix du site pour la réalisation des essais

Le choix s'est porté sur la commune de Banikoara (département de l'Alibori, Nord du Bénin), une des plus productrices de coton au Bénin, contribuant à elle seule à près de 40% de la production nationale (plus de 60.000 ha cultivés, avec un rendement moyen d'environ 950 kg/ha). Cette zone est caractérisée par une pluviométrie moyenne de 850 mm par an, une température moyenne de 27,5°C et une humidité relative moyenne de 50% (Katé *et al.*, 2014). Dans cette commune, une utilisation intensive de pesticides chimiques a été observée (Agbohessi *et al.*, 2011), principalement sur les cultures de coton. Les essais sur la dérive ont été menés dans le village de Batran qui possède une importante retenue d'eau autour de laquelle se développe aussi en contre-saison une production maraîchère intensive, fortement consommatrice de pesticides. Par ailleurs, tout au long de l'année, la retenue de Batran fournit la commune en poisson grâce aux pêcheurs maliens et nigériens installés dans le village. Les essais ont été menés avec des producteurs de coton membre de la Coopérative Villageoise des Producteurs de Coton (CVPC) de Batran durant la campagne cotonnière 2015-2016.

4.1.3.2. Mesure de la dérive avec deux types d'appareil d'application

Pour les essais de mesure de la dérive, les appareils ont été manipulés par les producteurs locaux pour que l'opération de traitement soit aussi fidèle que possible aux conditions de travail usuelles, celles-ci étant le plus souvent très éloignées des recommandations des fabricants.

- Dispositif expérimental

Dix producteurs ont été choisis aléatoirement dans le répertoire de la coopérative avec pour seule condition d'avoir au moins cinq années d'expérience professionnelle et de disposer de champs de coton situés à proximité de la retenue d'eau. Ils ont été répartis en deux groupes, pour réaliser respectivement 5 essais avec un pulvérisateur à dos à pression entretenue et 5 essais avec une canne de pulvérisation centrifuge (au total 10 essais). Chaque application de bouillie (de l'eau avec un colorant) est réalisée selon un protocole identique (seul le volume pulvérisé varie selon le type d'appareil employé et la compétence de l'opérateur) et représente un essai.

Le dispositif expérimental (**Figure 17**) est installé sur un terrain plat en absence de végétation (pour éviter toute interception des gouttelettes). Quel que soit l'appareil, la pulvérisation se fait sur une ligne et sur une distance de 40 m (appelée « zone de pulvérisation »), perpendiculairement à la direction du vent dominant qui entraîne les gouttelettes vers des collecteurs placés sur 3 rangs. Les collecteurs, prévus pour absorber les gouttelettes qui contiennent le colorant, sont constitués de carrés de 100 cm² de coton blanc. Les collecteurs ont été disposés sur 3 rangs, équidistants de 10 m, perpendiculairement au sens de pulvérisation. Sur base d'un essai préalable réalisé avec des papiers hydrosensibles (placés jusqu'à 32 m), la distance maximale retenue pour quantifier la dérive est de 16 m à partir de la ligne d'application. Sur chaque rang, 18 collecteurs sont placés à différents intervalles (de 0,5 m ; 1 m ; 2 m ; 4 m ; 8 m et jusqu'à 16 m de distance par rapport à la zone de pulvérisation). A chaque point de mesure, un collecteur est placé au sol, un sur une ficelle tendue à 0,5 m de hauteur et le dernier sur une ficelle à 1 m de hauteur. Les collecteurs placés au sol sont fixés horizontalement à l'aide de quatre aiguilles pour rester planes ; ceux placés en hauteur sont accrochés verticalement sur les ficelles à l'aide de pinces fixées à chaque extrémité pour éviter que leur surface soit concave ou convexe. Au total 54 collecteurs (6 distances x 3 hauteurs x 3 rangs) sont ainsi répartis dans la zone de mesure de la dérive.

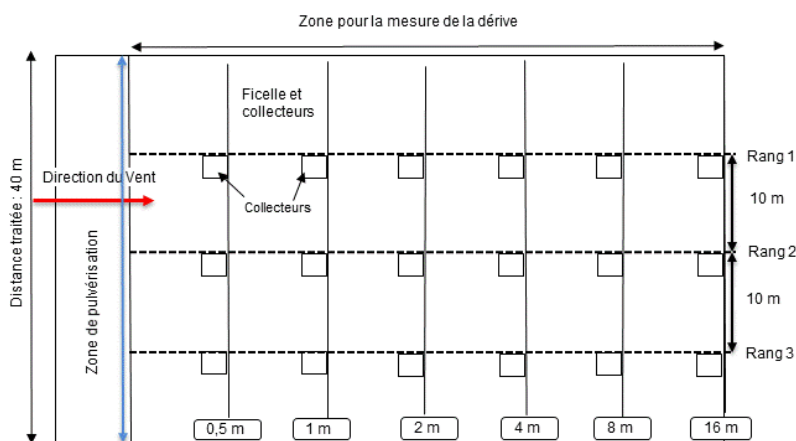


Figure 17 : Schéma du dispositif d'essai de mesure de la dérive

Pour chaque appareil, l'application a été répétée 5 fois à une hauteur de 1 m (représentant la hauteur moyenne habituelle du cotonnier lors des premiers traitements) et 5 fois à une hauteur de 1,5 m (représentant la croissance maximale du cotonnier). Durant les essais, chaque applicateur effectue 10 passages sur la zone de pulvérisation, suivant sa pratique et conformément à sa vitesse d'avancement habituelle qui a été enregistrée (chronométrage du temps mis pour effectuer les 10 passages) (**tableau 19**). La vitesse moyenne d'avancement des producteurs utilisant

la canne centrifuge a été plus rapide que celle de ceux qui utilisaient le pulvérisateur à dos (appareil plus volumineux et plus lourd). En début de chaque essai, 1 l de bouillie de tartrazine (20 g/litre) est mise dans le réservoir de la canne de pulvérisation centrifuge et 3 l dans celui du pulvérisateur à dos (le débit étant plus élevé). A la fin de l'essai, la quantité de bouillie utilisée est mesurée avec précision (par différence avec le volume restant dans le réservoir) afin d'estimer la quantité de tartrazine appliquée (**tableau 19**).

Tableau 19 : Paramètres enregistrés pour une application en fonction du type de pulvérisateur

Paramètres	Pulvérisateur à dos	Canne centrifuge
Vitesse moyenne d'avancement	$0,61 \pm 0,06 \text{ m.s}^{-1}$ ($2,19 \pm 0,23 \text{ km.h}^{-1}$)	$0,69 \pm 0,12 \text{ m.s}^{-1}$ ($2,47 \pm 0,42 \text{ km.h}^{-1}$)
Temps moyen d'application (durée moyenne d'un essai)	$664,10 \pm 2,68 \text{ s}$ 11 min 4 s \pm 3 s	$598,10 \pm 4,67 \text{ s}$ 9 min 58 s \pm 5 s
Volume moyen de bouillie épandu	$1,80 \pm 0,06 \text{ l}$	$0,55 \pm 0,13 \text{ l}$
Quantité moyenne de tartrazine épandue	$36,0 \pm 1,2 \text{ g}$	$11,0 \pm 2,6 \text{ g}$

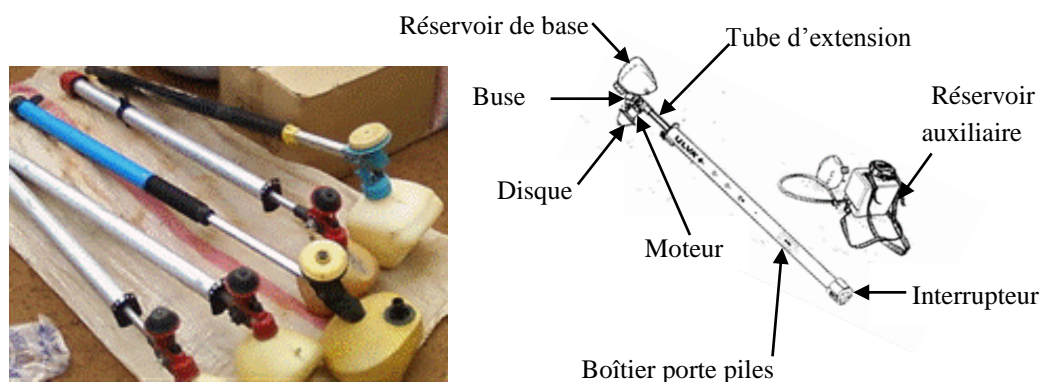
Un thermo-hygromètre (TFA, Kat. Nr.30.5007) et un anémomètre (IHM CFM/CMM 6190 SI) ont servi pour la prise des données météorologiques. Durant les essais, la température de l'air a varié de $35^\circ \pm 1^\circ\text{C}$, et l'humidité relative de $64 \pm 4\%$. La vitesse moyenne du vent (mesurée dans les conditions habituelles locales de pulvérisation : zone libre de tout obstacle et anémomètre tenu à bout de bras, à une hauteur d'environ 2 mètres) est restée plus ou moins constante et égale à $3,0 \pm 0,4 \text{ m/s}$ (soit 10,8 km/h), valeur qui est dans la fourchette recommandée pour la pulvérisation du coton avec ces appareils (Schiffers, 2011 ; Salah *et al.*, 2015).

- *Matériel d'application*

Deux appareils de pulvérisation, la canne de pulvérisation centrifuge à Ultra Bas Volume (QFG-15 LIMA0, appareil à piles) et le pulvérisateur à dos à pression entretenue (PIONEER 12 litres, équipé d'une buse à fente classique à jet pinceau, angle de 110°) réglé à 3 bars (débit mesuré de 0,179 l/min), ont été retenus pour les essais car ce sont ceux qui sont couramment utilisés par les producteurs de la région (au Bénin, la canne centrifuge étant plus souvent employée en coton que le pulvérisateur à dos car son rendement de chantier est bien supérieur). Dans le cas de la canne centrifuge, la bouillie qui s'écoule par gravité est divisée en très fines gouttes (en moyenne de 70 à 150 μm) (Rachadi, 2010) à l'extrémité d'un disque dentelé qui tourne à très haute vitesse (environ 5000 tours/minute ; éjection par la force centrifuge ; débit mesuré de 0,063 l/min). En ce qui concerne le pulvérisateur à dos, la bouillie est fragmentée en sortant sous pression par un ajutage calibré (une buse à

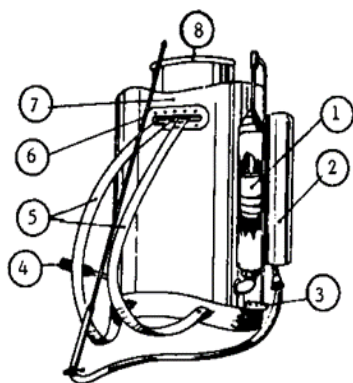
fente, éjection sous la pression obtenue par la force mécanique exercée par un levier : les gouttes sont significativement plus grosses pour cet appareil (en moyenne de 200 à 450 μm , sur base de la couleur de la buse utilisée (norme de l'American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE))).

Les **figures 18** et **19** illustrent les deux types de pulvérisateurs utilisés par les paysans en culture de coton :



Source : Gouda, 2017

Figure 18 : Vue partielle et schéma d'une canne centrifuge



1. Pompe à piston (en coupe)
2. Cloche à air
3. Réglage de la course du piston
4. Levier de pompage
5. Sangles
6. Lance
7. Réservoir de bouillie
8. Orifice de remplissage avec couvercle

Source : Gouda, 2017

Figure 19 : Vue partielle et schéma d'un pulvérisateur à dos

- **Préparation de la bouillie**

La bouillie est constituée du mélange d'un traceur (la tartrazine, colorant alimentaire E102) en solution dans l'eau. La tartrazine a été choisie pour sa grande photostabilité, son absence de toxicité et sa bonne solubilité dans l'eau permettant de l'extraire facilement des collecteurs et d'en mesurer la concentration par colorimétrie. Selon Murray *et al.* (2000), dans les essais sur la dérive, la tartrazine à une concentration de 10 g/l permet d'obtenir une bonne estimation du pourcentage de recouvrement et de la quantité déposée. Dans cette étude, étant donné les faibles volumes appliqués durant l'essai, une concentration de 20 g/l a été utilisée afin de s'assurer de dépôts suffisants sur les collecteurs pour pouvoir être mesurés par colorimétrie après extraction.

- **Mesure quantitative des dépôts sur les collecteurs**

La méthode de dosage par colorimétrie a été préalablement testée et validée dans une autre étude (Lawson *et al.*, 2017). Après chaque essai, chacun des 54 collecteurs est récupéré et placé dans un tube FALCON® de 50 ml. 30 ml d'eau sont ajoutés et le tube est conservé pendant environ 12 h à température ambiante afin d'extraire le dépôt de tartrazine. Un colorimètre MN Nanocolor 500 D a été utilisé pour la détermination de l'absorbance de la tartrazine extraite des collecteurs à la longueur d'onde de 436 nm. L'absorbance à blanc a été mesurée sur 2 collecteurs placés dans un tube FALCON® avec 30 ml d'eau (blancos) pendant 12, 24 et 48 h. Les valeurs d'absorbances obtenues pour les blancs peuvent être considérées comme négligeables (moyenne : 0,0015 après 48 h). A partir d'une solution mère de tartrazine à 2800 µg/ml, la droite de calibration (**Figure 20**) a été réalisée pour 6 concentrations (de 0,44 à 14 µg/ml). Les concentrations des extraits (Tableau 18) sont obtenues par calcul à partir de l'équation suivante : y (absorbance) = $0,0561 * C$ (concentration) ($r^2 = 0,9995$).

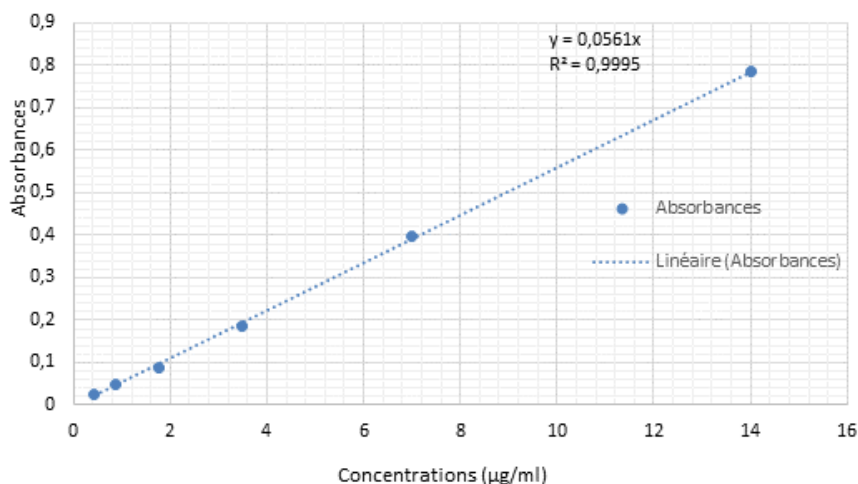


Figure 20 : Droite de calibration du colorimètre (mesure de l'absorbance en fonction de la concentration en tartrazine de la solution)

4.1.3.3. Traitement des données

Les données collectées ont été saisies et traitées à l'aide du tableur Excel et du logiciel Minitab 17. Ces logiciels ont permis de réaliser les statistiques descriptives utilisées pour calculer les moyennes arithmétiques et les écart-types des dépôts pour chaque distance par rapport à la parcelle de pulvérisation.

4.1.4. Résultats

4.1.4.1. Effet de la distance et de la hauteur de pulvérisation sur la dérive

Les **tableaux 20 et 21** reprennent les quantités de tartrazine mesurées sur les collecteurs (en µg/cm²) après la pulvérisation avec chacun des deux appareils en fonction de la distance par rapport au point d'émission (de 0,5 m jusqu'à 16 m), de la hauteur d'émission (1 m ou 1,5 m) et du niveau de collecte (au sol, à 0,5 m et à 1m). Pour chaque niveau de collecte, la quantité de tartrazine indiquée correspond à la moyenne des mesures des 5 essais pour les 3 rangs (n = 15).

Tableau 20 : Quantité moyenne (en $\mu\text{g}/\text{cm}^2$; $n = 45$) de tartrazine mesurée sur les collecteurs en fonction du niveau de collecte (Sol – 0,5 m – 1 m), des distances (0,5 – 16 m) et hauteurs de pulvérisation (1 m ou 1,5 m) pour une application avec la canne centrifuge.

Distances	Surface correspondante à partir de la ligne d'émission (cm^2)	Niveau de collecte	Quantités moyennes de tartrazine ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)		Pourcentage de dérive calculé en fonction de la quantité moyenne de tartrazine par niveau de collecte (%)		Quantités moyennes de tartrazine sur l'ensemble des collecteurs installés à une distance D ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)		Pourcentage de dérive calculé en fonction de la quantité moyenne de tartrazine collectée par distance (%)	
			H = 1 m	H = 1,5 m	H = 1 m	H = 1,5 m	H = 1 m	H = 1,5 m	H = 1 m	H = 1,5 m
D1 = 0,5 m	200000	Sol	7,55 ± 2,31	8,87 ± 2,36	13,72	16,12	7,27 ± 2,57	9,76 ± 2,35	13,22	17,75
			0,5 m	7,15 ± 3,02	9,22 ± 2,59	13,00				
		1 m	7,11 ± 3,43	11,20 ± 2,66	12,93	20,36				
			Sol	5,30 ± 2,78	7,65 ± 2,74	9,64				
		0,5 m	4,84 ± 1,69	6,77 ± 2,62	8,81	12,31				
			1 m	5,68 ± 4,06	8,49 ± 2,79	10,34				
D2 = 1 m	200000	Sol	3,87 ± 3,66	5,91 ± 3,41	14,09	21,49	5,28 ± 2,38	7,64 ± 2,29	9,59	13,89
			0,5 m	3,56 ± 2,39	5,03 ± 1,48	12,96				
		1 m	2,86 ± 1,51	5,26 ± 2,80	10,40	19,13				
			Sol	1,42 ± 0,90	2,31 ± 1,19	10,32				
		0,5 m	1,39 ± 1,48	2,31 ± 1,81	10,12	16,83				
			1 m	1,45 ± 1,55	2,20 ± 1,28	10,52				
D4 = 4 m	800000	Sol	0,75 ± 1,09	1,12 ± 1,70	10,94	16,26	1,42 ± 1,18	2,27 ± 1,27	10,32	16,53
			0,5 m	0,16 ± 0,13	0,61 ± 0,70	2,27				
		1 m	0,12 ± 0,09	0,32 ± 0,20	1,76	4,63				
			Sol	0,06 ± 0,06	0,13 ± 0,13	1,66				
		0,5 m	0,02 ± 0,01	0,10 ± 0,07	0,56	2,90				
			1 m	0,03 ± 0,04	0,12 ± 0,10	0,89				
D5 = 8 m	1600000	Sol	0,16 ± 0,13	0,61 ± 0,70	2,27	8,92	0,34 ± 0,40	0,68 ± 0,78	4,99	9,93
			0,5 m	0,12 ± 0,09	0,32 ± 0,20	1,76				
		1 m	0,06 ± 0,06	0,13 ± 0,13	1,66	3,69				
			Sol	0,02 ± 0,01	0,10 ± 0,07	0,56				
		0,5 m	0,02 ± 0,01	0,10 ± 0,07	0,56	2,90				
			1 m	0,03 ± 0,04	0,12 ± 0,10	0,89				
D6 = 16 m	3200000	Sol	0,06 ± 0,06	0,13 ± 0,13	1,66	3,69	0,04 ± 0,03	0,11 ± 0,09	1,04	3,32
			0,5 m	0,02 ± 0,01	0,10 ± 0,07	0,56				
		1 m	0,02 ± 0,01	0,10 ± 0,07	0,56	2,90				
			Sol	0,02 ± 0,01	0,10 ± 0,07	0,56				
		0,5 m	0,02 ± 0,01	0,10 ± 0,07	0,56	2,90				
			1 m	0,03 ± 0,04	0,12 ± 0,10	0,89				
Total										
									51,64	81,05

Tableau 21 : Quantité moyenne (en $\mu\text{g}/\text{cm}^2$; $n = 45$) de tartrazine mesurée sur les collecteurs en fonction du niveau de collecte (Sol – 0,5 m – 1 m), des distances (0,5 – 16 m) et hauteurs de pulvérisation (1 m ou 1,5 m) pour une application avec le pulvérisateur à dos.

Distances	Surface correspondante à partir de la ligne d'émission (cm^2)	Niveau de collecte	Quantités moyennes de tartrazine par niveau de collecte ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)		Pourcentage de dérive calculé en fonction de la quantité moyenne de tartrazine par niveau de collecte (%)		Quantités moyennes de tartrazine sur l'ensemble des collecteurs installés à une distance D ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)		Pourcentage de dérive calculé en fonction de la quantité moyenne de tartrazine collectée par distance (%)	
			H = 1 m	H = 1,5 m	H = 1 m	H = 1,5 m	H = 1 m	H = 1,5 m	H = 1 m	H = 1,5 m
D1 = 0,5m	200000	Sol	$5,36 \pm 2,56$	$5,72 \pm 3,45$	2,98	3,18			2,65	
		0,5 m	$3,47 \pm 2,09$	$4,48 \pm 3,76$	1,93	2,49	$4,76 \pm 2,34$	$5,82 \pm 2,83$		3,23
		1 m	$5,46 \pm 4,22$	$7,25 \pm 5,03$	3,03	4,03				
D2 = 1m	200000	Sol	$2,74 \pm 1,28$	$2,88 \pm 1,61$	1,52	1,60			1,88	2,41
		0,5 m	$3,46 \pm 1,71$	$4,19 \pm 2,37$	1,92	2,33	$3,38 \pm 1,75$	$4,35 \pm 1,44$		
		1 m	$3,94 \pm 3,46$	$5,97 \pm 4,41$	2,19	2,19				
D3 = 2m	400000	Sol	$2,53 \pm 2,81$	$2,85 \pm 2,75$	2,81	3,16			2,55	3,00
		0,5 m	$1,51 \pm 1,60$	$1,63 \pm 1,22$	1,68	1,81	$2,29 \pm 2,53$	$2,70 \pm 2,41$		
		1 m	$2,85 \pm 3,30$	$3,61 \pm 3,27$	3,16	4,02				
D4 = 4m	800000	Sol	$0,71 \pm 0,69$	$1,12 \pm 1,10$	1,57	2,50			1,04	1,50
		0,5 m	$0,39 \pm 0,34$	$0,62 \pm 0,52$	0,86	1,37	$0,47 \pm 0,46$	$0,68 \pm 0,52$		
		1 m	$0,31 \pm 0,36$	$0,28 \pm 0,19$	0,69	0,63				
D5 = 8m	1600000	Sol	$0,11 \pm 0,12$	$0,17 \pm 0,15$	0,47	0,77			0,49	1,98
		0,5 m	$0,11 \pm 0,13$	$0,31 \pm 0,45$	0,47	1,37	$0,11 \pm 0,13$	$0,44 \pm 0,78$		
		1 m	$0,12 \pm 0,14$	$0,85 \pm 1,44$	0,52	3,79				
D6 = 16m	3200000	Sol	$0,02 \pm 0,02$	$0,09 \pm 0,09$	0,18	0,77			0,28	1,06
		0,5 m	$0,03 \pm 0,03$	$0,07 \pm 0,10$	0,23	0,64	$0,03 \pm 0,02$	$0,12 \pm 0,14$		
		1 m	$0,05 \pm 0,05$	$0,20 \pm 0,27$	0,42	1,77				
Total										
									8,88	13,18

Pour chaque distance, la quantité moyenne de tartrazine est mesurée sur les collecteurs placés au sol (3 collecteurs) et en hauteur (6 collecteurs). De plus, la quantité indiquée pour chaque distance correspond à la moyenne des mesures des 5 essais (n = 45). Avec la canne centrifuge, elle varie de $7,27 \pm 2,57 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ à $0,04 \pm 0,03 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ et de $9,76 \pm 2,35 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ à $0,11 \pm 0,09 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ respectivement à des hauteurs de pulvérisation de 1 m et 1,5m. De même, la quantité moyenne de tartrazine enregistrée avec le pulvérisateur à dos pour chaque distance varie de $4,76 \pm 2,34 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ à $0,03 \pm 0,02 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ et de $5,82 \mu\text{g}/\text{cm}^2 \pm 2,83 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ à $0,12 \pm 0,14 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ respectivement pour des pulvérisations à 1 m et 1,5 m de hauteur.

A partir de la mesure des dépôts sur les collecteurs, le pourcentage de dérive est calculé par rapport à la masse totale de traceur pulvérisée, en multipliant la quantité par unité de surface déterminée au point de mesure par la surface entre les lignes de mesure. Pour chaque distance, et à chaque niveau de collecte, le pourcentage de dérive (%D) est ainsi déterminé suivant la formule :

$$\% D = \frac{Q \times S}{M \times 100}$$

Où D = pourcentage de dérive à une distance donnée de la zone de pulvérisation (de 0,5 à 16 mètres).

Q = quantité moyenne de tartrazine par unité de surface (en $\mu\text{g}/\text{cm}^2$), au niveau de collecte

S = Surface correspondante à partir de la ligne d'émission (en cm^2). La surface S est calculée en faisant le produit de la longueur de la distance parcourue par l'opérateur (40 m) et la largeur entre les lignes de mesures.

M = masse de tartrazine (μg) appliquée sur la surface traitée (en fonction du volume de bouillie mesuré : M = 11 000 000 μg pour la canne centrifuge et M = 36 000 000 μg pour le pulvérisateur à dos).

La **figure 21** permet de comparer les pourcentages de dérives engendrées par chacun des deux appareils en fonction des différentes hauteurs de pulvérisation (H = 1 m et H = 1,5 m) et suivant les distances par rapport au point d'émission (de 0,5 à 16 mètres).

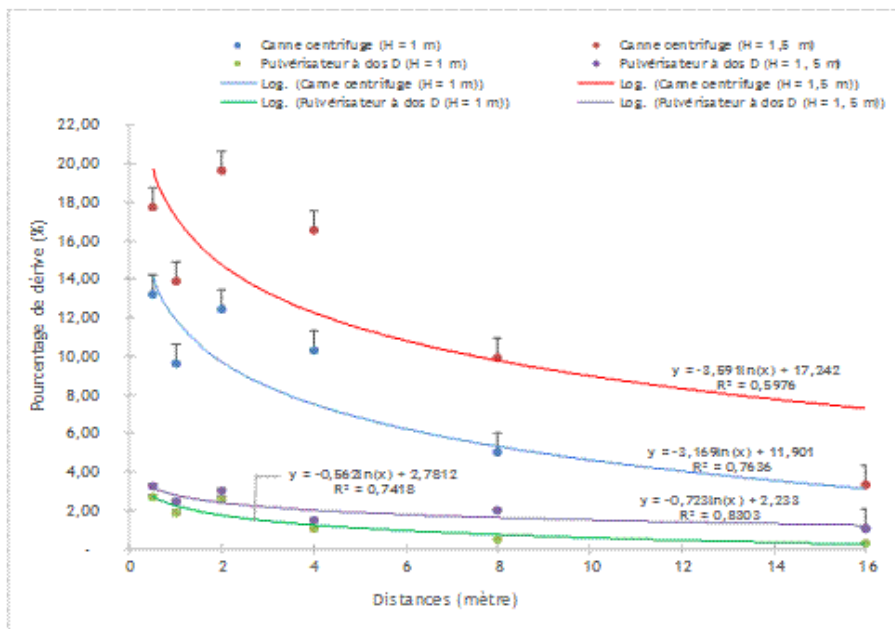


Figure 21 : Comparaison des pourcentages de dérives engendrées par chacun des deux appareils en fonction des différentes hauteurs de pulvérisation (H = 1 m et H = 1,5 m) et suivant les distances par rapport au point d'émission (de 0,5 à 16 mètres). Les courbes de tendance sont ajustées par rapport aux points moyens calculés dans les tableaux 20 et 21.

4.1.4.2. Analyse statistique des résultats

Une analyse de la variance (à 3 facteurs fixes : type de pulvérisateur ; hauteur de pulvérisation ; distance du point d'émission) sur l'ensemble des données, montre qu'il existe une interaction entre le type de pulvérisateur et la distance ($p = 0,019 < 0,05$). Le type de pulvérisateur utilisé a donc un effet sur la dérive. Les tests de comparaison de moyennes par ligne de collecte (avec comme facteurs fixes: type de pulvérisateur ; hauteur de pulvérisation) montrent qu'à 16 m la hauteur de pulvérisation a un effet sur la dérive quel que soit le type d'appareil utilisé ($p = 0,048$). Les tests démontrent également que à 0,5m ($p = 0,012$), 1m ($p = 0,01$) et à 4 m ($p = 0,008$) la dérive est supérieure avec la canne centrifuge. A partir de 8 m, il n'y a plus de différence statistiquement significative entre les appareils.

4.1.5. Discussion

De façon générale, la contamination des eaux dépend de la distance entre le lieu d'application et la masse d'eau (Orhon, 1993 ; Patty, 1997), les transferts se faisant par ruissellement ou par la dérive des gouttelettes. Selon Adechian *et al.* (2015), dans cette zone, 46% des producteurs ont un champ de coton situé à moins de 500 m d'un cours ou plan d'eau. En principe donc, avec un appareil tel que la canne centrifuge le risque de contamination n'est pas négligeable car son fonctionnement est basé sur l'entraînement de la bouillie vers les rangs de cotonniers par le vent. Il était donc intéressant de quantifier cette dérive dans les conditions habituelles d'épandage par les paysans béninois.

Selon Gil et Sinfort (2005), la dérive est influencée par les conditions météorologiques externes dont la vitesse du vent. Avec une vitesse moyenne du vent plus ou moins constante lors des essais et égale à $3,0 \pm 0,4$ m/s ($10,8 \pm 1,6$ km/h), l'examen des résultats indique des traces de tartrazine, hors de la zone ciblée par le traitement, jusqu'à une distance maximale de 16 m à partir du point d'émission. Or, dans le bassin cotonnier les parcelles de cultures vivrières sont parfois juxtaposées à celles de coton, ce qui fait courir dans ces cas des risques d'intoxication alimentaire car un transfert de bouillie sur des parcelles non ciblées est possible à cause des mouvements d'air (BCPC, 1986 ; Al Heidary *et al.*, 2014).

Quel que soit le type de pulvérisateur utilisé et les hauteurs de pulvérisation (1 m et 1,5 m), les quantités moyennes de tartrazine mesurées sur les collecteurs diminuent progressivement lorsqu'on s'éloigne du point d'émission (en passant de 0,5 à 16 m). Les quantités maximales sont obtenues à 0,5 m du point d'émission ($9,76 \pm 2,35$ $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ et $5,82 \pm 2,83$ $\mu\text{g}/\text{cm}^2$) et les quantités minimales ($0,11 \pm 0,09$ $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ et $0,03 \pm 0,02$ $\mu\text{g}/\text{cm}^2$) sont obtenues à 16 m respectivement avec la canne centrifuge et le pulvérisateur à dos. La quantité de tartrazine obtenue par dérive lors des pulvérisations est donc inversement proportionnelle à la distance de collecte quels que soient le type de pulvérisateur utilisé et la hauteur de pulvérisation. Ces résultats sont conformes à ceux obtenus par Stainier (2004), Bauwens (2008), et Nandjui (2009), lors des essais de quantification de dérive et de contamination.

Pour un même type d'appareil, à distance égale, les quantités de tartrazine obtenues sur les collecteurs placés au sol et à 1,5 m de hauteur de pulvérisation sont nettement supérieures à celles obtenues à 1m de hauteur d'émission.

En ce qui concerne les dépôts au niveau du sol, une nette différence apparaît entre les deux appareils. Pour la canne centrifuge, les quantités retrouvées au sol sont systématiquement plus élevées (+50 à 60%) que les dépôts obtenus au sol avec le pulvérisateur à dos. En outre, quelle que soit la hauteur de pulvérisation, les quantités moyennes de tartrazine déposées sur les collecteurs placées au sol sont généralement supérieures à celles mesurées sur les collecteurs fixés à 0,5 m ou 1 m de hauteur. Pour cet appareil, la dérive est plus importante (de 10 à 20%) et les plus grosses gouttes du spectre émis sédimentent rapidement alors que la majorité de très fines gouttes est entraînée plus loin. Au contraire, pour le pulvérisateur à dos, la dérive est limitée

(autour de 2 à 3%) et les quantités au sol sont inférieures ou comparables à ce qui est collecté en hauteur.

En outre, les quantités maximales sont obtenues respectivement avec la canne centrifuge et le pulvérisateur à dos sur les collecteurs placés à 1 m du sol ($7,11 \pm 3,43 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ et $11,20 \pm 2,66 \mu\text{g}/\text{cm}^2$; $7,25 \pm 5,03 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ et $5,46 \pm 4,22 \mu\text{g}/\text{cm}^2$), directement au sol ($7,55 \pm 2,31 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ et $8,87 \pm 2,36 \mu\text{g}/\text{cm}^2$; $5,72 \pm 3,45 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ et $5,36 \pm 2,56 \mu\text{g}/\text{cm}^2$) et à 0,5m ($7,15 \pm 3,02 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ et $9,22 \pm 2,59 \mu\text{g}/\text{cm}^2$; $4,48 \pm 3,76 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ et $3,47 \pm 2,09 \mu\text{g}/\text{cm}^2$). Traiter à plus grande hauteur conduit donc théoriquement à une perte plus importante du produit utilisé. Ces résultats corroborent ceux de Asman *et al.* (2003) ; Gil et Sinfort (2005) ; Baetens *et al.* (2009) qui ont aussi constaté que la hauteur de pulvérisation a une forte influence sur la répartition du produit lors des pulvérisations. Ils sont identiques à ceux de Siati (2005), qui explique cette différence à travers l'augmentation de la distance de chute et la vitesse du vent due à la variation de la hauteur ; elle engendre la fragmentation des gouttelettes en de fines gouttelettes sensibles à la dérive (Matthews, 1992). On en déduit qu'en milieu réel, la dérive est donc plus importante lorsque, la taille du cotonnier augmentant, l'opérateur est obligé de soulever sa canne ou sa lance jusqu'au sommet de la végétation.

Pour les mêmes conditions météorologiques, une hauteur de pulvérisation identique et à distance égale, les pourcentages de dérive engendrés par la canne centrifuge sont nettement supérieurs à ceux obtenus avec le pulvérisateur à dos quel que soit le niveau de collecte. Cela s'explique car le pulvérisateur à dos produit de plus grosses gouttelettes ($> 150 \mu\text{m}$) que la canne de pulvérisation centrifuge ($\leq 150 \mu\text{m}$). Selon Salah *et al.*, 2015 ces fines gouttelettes ($< 150 \mu\text{m}$) même si elles assurent une bonne rétention (Skuterud *et al.*, 1988 ; Knoche, 1994), sont souvent sujettes au phénomène de dérive (Matthews, 1992) à cause de leur masse réduite ; elles sont plus sensibles aux forces de frottement aérodynamiques et de ce fait, livrées au mouvement de l'air et des conditions climatiques (Solie et Alimardani, 1986 ; Qi *et al.*, 2008 ; Bahrouni, 2010). Ces résultats confirment également ceux d'Aubertot *et al.* (2005) qui estiment que la dérive d'un pulvérisateur à dos peut varier de 1% à 10%, en fonction des conditions météorologiques et de la hauteur d'application. Par contre, si l'on se réfère aux données de ces auteurs, le pourcentage de dérive observé pour la canne centrifuge est nettement supérieur à celui du pulvérisateur à rampe de buses. Il faut toutefois nuancer ces commentaires car les essais de dérive sont réalisés sur des terrains plats et en absence de végétation. En pratique, celle-ci pourrait intercepter une partie significative des gouttelettes.

La présence de végétation, la compétence des opérateurs, la rétention des substances au niveau du sol, ainsi que la dégradation physico-chimique ou biologique sont des paramètres qui vont pondérer les processus de transfert vers l'eau, le sol et l'atmosphère (Gbaguidi, 2011).

4.1.6. Conclusion

La canne de pulvérisation centrifuge et le pulvérisateur à dos sont les deux principaux types d'appareils utilisés pour les traitements phytosanitaires dans le bassin cotonnier au Bénin. Dans les mêmes conditions environnementales, la canne de pulvérisation centrifuge, qui est de loin l'appareil le plus utilisé par les producteurs (78% des producteurs de coton l'utilisent) génère une dérive supérieure à celle du pulvérisateur à dos. Cette tendance se renforce avec la hauteur de travail quand le cotonnier atteint sa croissance maximale. Hofman et Solseng (2001) estiment en outre que l'opérateur peut favoriser ou limiter la dérive grâce à son expérience et sa compétence en agissant sur sa vitesse d'avancement pour réduire le temps de travail et sur la hauteur de pulvérisation de manière à ne pas laisser trop d'espace entre la buse et le cotonnier.

Si l'on considère d'une part ce que la dérive représente du pourcentage de la quantité appliquée au champ et d'autre part la distance entre la plupart des parcelles cultivées et la retenue d'eau, le risque de transfert des pesticides vers la surface des retenues d'eaux par voie aérienne semble limité. Par contre, le risque de contamination est réel pour les cultures vivrières contiguës, exposant les consommateurs de ces produits aux résidus des insecticides particulièrement toxiques épandus sur coton.

4.2. Etude du transfert de deux insecticides utilisés en production cotonnière vers les écosystèmes aquatiques du bassin cotonnier au Nord Bénin

A.I. GOUDA^{1,2*}, I. IMOROU TOKO¹, M. IMOROU¹, P. SPANOGHE⁵,
M.L. SCIPPO³, P. KESTEMONT⁴ & B. SCHIFFERS²

¹ *Laboratoire de Recherche en Aquaculture et Ecotoxicologie Aquatique (LaRAEAq), Département des Sciences et Techniques de Productions Animale et Halieutique (STPAH), Faculté d'Agronomie (FA), Université de Parakou (UP), Bénin.*

² *Gembloux Agro-Bio Tech/Université de Liège (ULiège), Laboratoire de Phytopharmacie, Belgique*

³ *Laboratoire d'Analyse des Denrées Alimentaires, FARAH-Santé Publique Vétérinaire, Faculté de Médecine Vétérinaire/Université de Liège (ULiège), Belgique.*

⁴ *Unité de Recherche en Biologie Environnementale et Evolutive (URBE), Faculté des Sciences, Université de Namur, Belgique.*

⁵ *Crop Protection Chemistry, Department of Crop Protection, Faculty of Bioscience Engineering, Ghent Universit*

* *Auteur correspondant, e-mail : goudaibrachi@yahoo.fr*

4.2.1. Résumé

Le transfert de deux insecticides (acétamipride et chlorpyrifos) des champs de coton vers une retenue d'eau avoisinante, ainsi que les risques écotoxicologiques induits pour ce milieu récepteur, ont été évalués en mesurant leurs concentrations dans des échantillons d'eau de ruissellement et de sédiments recueillis aussi bien à la sortie des parcelles de culture que dans la retenue après les traitements. A intervalles réguliers durant la saison cotonnière, ces échantillonnages ont été effectués dans six réservoirs enterrés aux points bas des parcelles traitées d'une part, et directement dans la retenue d'eau d'autre part. La méthode multi-résidus par ULPC-MS/MS a été utilisée pour déterminer la concentration des différentes molécules dans les échantillons collectés. Les résultats obtenus indiquent une présence quasi systématique de l'acétamipride et du chlorpyrifos quelle que soit la période de traitement. Les propriétés physico-chimiques (solubilité dans l'eau et adsorbabilité aux particules) expliquent une différence de comportement entre l'acétamipride, présent majoritairement dans les eaux, et le chlorpyrifos, plus concentré dans les sédiments. Les calculs démontrent que 0,005% des quantités d'acétamipride appliquées dans le bassin autour de Gambanè ruissellent vers la retenue, contre 0,0003% des quantités de chlorpyrifos. Selon les dates de prélèvement, les quantités moyennes ruisselées varient pour l'acétamipride entre 0,002 à 0,156 g/ha et de 0,001 à 0,039 g/ha pour le chlorpyrifos. L'étude montre que le transfert par ruissellement depuis les champs est relativement rapide (de l'ordre de quelques minutes) mais cependant il est influencé par la pluviométrie, la distance des champs à la retenue, la pente et les caractéristiques du

milieu. Aux concentrations d'acétamipride observées dans ce milieu récepteur, le risque écotoxicologique serait négligeable (Indice de Risque pour l'Environnement = 4) pour les organismes aquatiques, les vers de terre et les oiseaux. Par contre, les concentrations du chlorpyrifos dans le milieu pourraient être dommageables pour ces organismes (Indice de Risque pour l'Environnement = 272).

Mots clés : acétamipride, chlorpyrifos, ULPC-MS/MS, coton

Abstract

The transfer of two insecticides (acetamiprid and chlorpyrifos) from the cotton fields to a nearby water reservoir, as well as the ecotoxicological risks involved for this receiving environment, were assessed by measuring their concentrations in runoff water and sediment samples collected both at the exit of the crop plots and in the reservoir after treatment. At regular intervals during the cotton season, these samples were taken in six underground reservoirs at the low points of the treated plots on the one hand, and directly in the water reservoir on the other. The multi-residue method by ULPC-MS/MS was used to determine the concentration of the different molecules in the collected samples. The results obtained indicate that acetamiprid and chlorpyrifos are almost always present regardless of the treatment period. The physico-chemical properties (solubility in water and adsorbability to particles) explain a difference in behaviour between acetamiprid, present mainly in water, and chlorpyrifos, more concentrated in sediments. Calculations show that 0.005% of the acetamiprid applied in the basin around Gambanè flows to the reservoir, compared to 0.0003% of the chlorpyrifos applied. Depending on the sampling dates, the average runoff amounts vary for acetamiprid from 0.002 to 0.156 g/ha and from 0.001 to 0.039 g/ha for chlorpyrifos. The study shows that the transfer by runoff from the fields is relatively fast (in the order of a few minutes) but is nevertheless influenced by rainfall, the distance of the fields to the reservoir, the slope and the characteristics of the environment. At the concentrations of acetamiprid observed in this receiving environment, the ecotoxicological risk would be negligible (IRE = 4) for aquatic organisms, earthworms and birds. However, concentrations of chlorpyrifos in the environment could be harmful to these organisms (IRE = 272).

Key words: acetamipride, chlorpyrifos, ULPC-MS/MS, cotton

4.2.2. Introduction

Au Bénin, le secteur cotonnier représente environ 80% des exportations et 35% des rentrées fiscales (Ton et Vodouhè, 1994 ; Gbesso, 2000 ; CIPPB, 2008). Dans l'optique d'améliorer les rendements et de lutter contre les ravageurs, la filière coton utilise à elle seule près de 90% du marché des insecticides (Ton, 2001) et 96% des engrais chimiques (IFDC, 2005). Or, l'utilisation des produits phytopharmaceutiques dans la lutte contre les ravageurs du cotonnier et les plantes adventices n'est pas sans conséquences pour la santé des agriculteurs et des consommateurs, ainsi que pour l'environnement (Sanborn *et al.*, 2004). Plusieurs travaux ont déjà prouvé que la grande majorité de ces molécules chimiques, massivement et abusivement utilisées lors des campagnes agricoles successives, finit par polluer les divers compartiments de l'environnement par différents mécanismes dont la dérive aérienne, l'infiltration directe dans les sols ou le ruissellent à leur surface sous l'effet des pluies. Dans une étude précédente, nous avons déjà observé dans la même zone que la dispersion par le vent des produits phytosanitaires lors des traitements dépend, outre les conditions météorologiques, du type d'équipement de pulvérisation utilisé (pulvérisateur à dos ou canne centrifuge) et de la hauteur de pulvérisation (Gouda *et al.*, 2018). La percolation des substances actives dans les sols a aussi été largement documentée (Bouchard *et al.*, 1989 ; Calvet *et al.*, 2005) de même que leur transfert par ruissellement dans les écosystèmes aquatiques qui dépendrait de plusieurs facteurs dont le climat, le type de culture, l'état du sol et les pratiques agricoles (Leonard, 1990 ; Huber *et al.*, 1998 ; Besnard, 1999 ; Hladik *et al.*, 2014). Dans tous les cas, les écosystèmes aquatiques environnants (aussi bien de surface que souterrain) constituent généralement des réceptacles finaux de toutes ces molécules ou leur dérivés parfois plus toxiques (Ramade, 1992 ; Gillium, 2007 ; Chao *et al.*, 2009, Gouda *et al.*, 2018) avec des effets parfois néfastes sur les organismes présents ou qui bénéficient des ressources de ces écosystèmes (Giesy *et al.*, 1999, Agbohessi *et al.*, 2013, 2014, 2015). Ainsi, dans les retenues d'eau qui constituent les écosystèmes aquatiques récepteurs dans le bassin cotonnier béninois, les organismes seraient en permanence exposés à ces résidus de pesticides dont certains peuvent persister plusieurs années dans le milieu (Barrault, 2009 ; Agbohessi *et al.*, 2014 ; Adechian *et al.*, 2015) et d'autres s'accumuler dans les sédiments et dans les chaînes trophiques (Ernoul, 2009 ; Agbohessi *et al.*, 2012). Le risque d'exposition des organismes aussi bien terrestres, aériens qu'aquatiques aux résidus de pesticides a déjà été localement évalué par plusieurs auteurs (Lafia, 1996 ; Yèhouénu, 2005 ; Ahouangninou *et al.*, 2011 ; Agbohessi *et al.*, 2012). Cependant, les facteurs biophysiques favorisant le transfert par ruissellement des substances actives présentes dans la majorité des pesticides actuellement utilisés dans le bassin cotonnier, notamment l'acétamipride et le chlorpyrifos, des champs vers les écosystèmes aquatiques récepteurs n'ont pas encore été étudiés. L'objectif de la présente étude est d'évaluer l'influence de ces facteurs et les risques écotoxicologiques associés à la présence de ces insecticides dans l'environnement.

4.2.3. Matériel et méthodes

4.2.3.1. Situation et caractéristiques du site d'essai

L'étude a été réalisée dans le sous bassin versant de la retenue d'eau de Gambanè situé dans la commune de Kandi au nord du Bénin. Cette région est l'une des plus productrices de coton au Bénin avec une consommation de pesticides estimée à plus de 90.000 litres par an (SONAPRA, 2015). Cette zone est caractérisée par une pluviométrie moyenne de 1210 mm/an, une température moyenne variant entre 22 °C et 35 °C et une humidité relative moyenne de 73% pendant la saison des pluies et 38% pendant la saison sèche (ASECNA, 2016). L'emploi de grandes quantités de pesticides, la proximité des champs, les pratiques culturales, et l'absence d'aménagements naturel ou artificiel entre les champs et la retenue d'eau sont autant de facteurs qui pourraient favoriser la contamination du milieu. Des mesures exploratoires ont montré des concentrations élevées en résidus de pesticides dans les échantillons d'eau et de sédiments, ainsi que dans les muscles du tilapia *Oreochromis niloticus* capturé dans la retenue d'eau de Gambanè. Autour de la retenue se développent la culture du coton, mais aussi une production maraichère et rizicole intensives, également grandes consommatrices de pesticides (**Figure 22**).

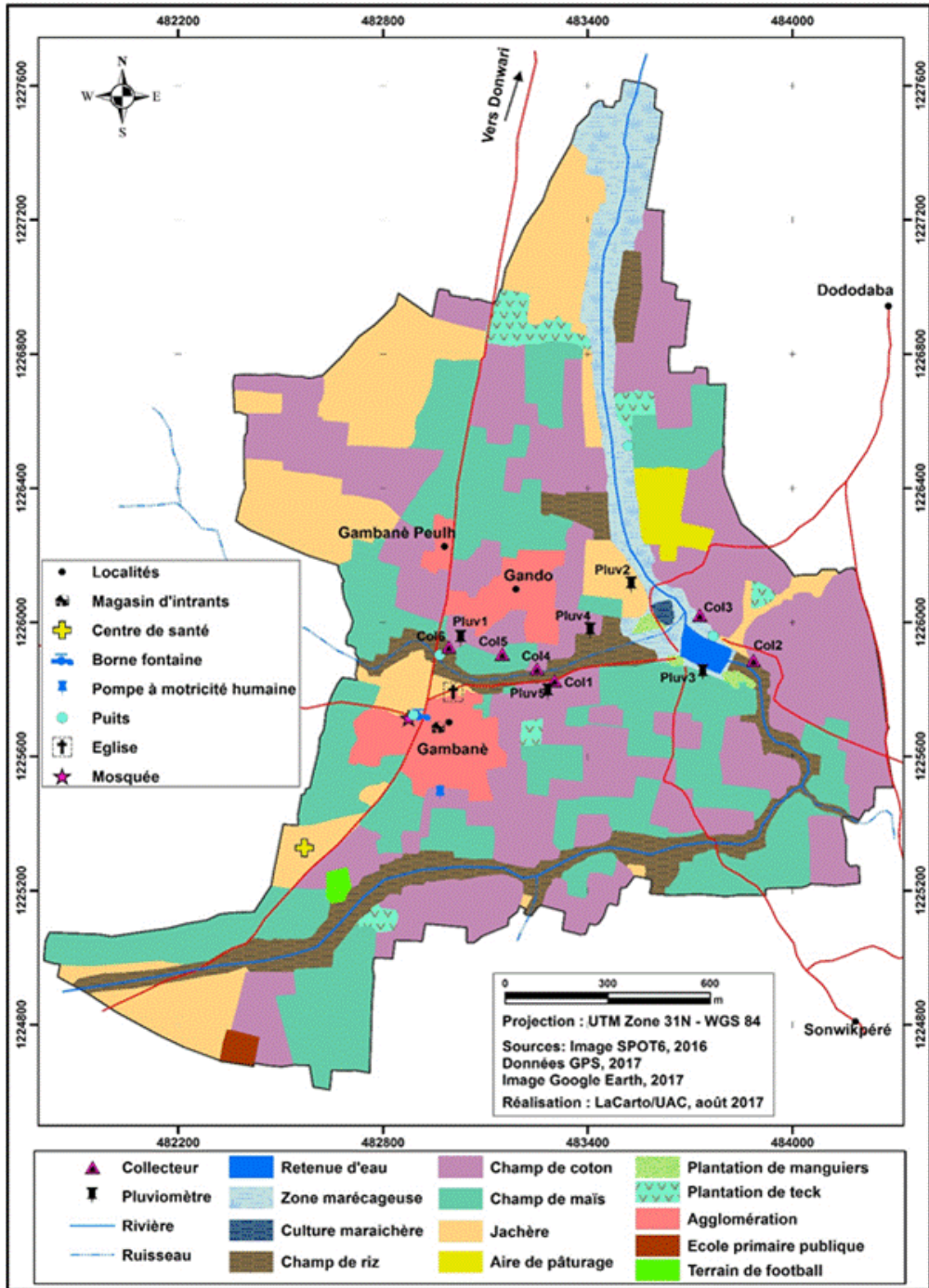


Figure 22 : Carte d'occupation des sols dans le bassin versant de Gambané

4.2.3.2. Enquête sur les pratiques phytosanitaires à Gambanè

Une enquête semi-structurée a été menée durant la saison 2017-2018 auprès de 115 producteurs de coton choisi aléatoirement parmi les membres de la Coopérative Villageoise des Producteurs de Coton (CVPC) de Gambanè. Les entretiens avec les producteurs ont porté sur un ensemble de facteurs qui peuvent influencer les quantités de pesticides transférées vers la retenue d'eau: les cultures, les pratiques culturales habituelles, les principaux problèmes phytosanitaires et l'utilisation des produits phytopharmaceutiques (formations reçues, produits utilisés, dosage, moyens de protection, gestion des emballages et connaissance des risques liés à leur emploi). Des observations directes (de l'occupation des sols, de la pente moyenne, de la présence d'adventices, du sens des billons, etc.) autour de la retenue d'eau et des pratiques, pendant les opérations de traitement dans les parcelles de coton (de la préparation de la bouillie à l'application), ont complété cette enquête.

4.2.3.3. Choix des parcelles et mise en place des collecteurs

Six champs de coton, choisis (en fonction de la disponibilité et de la motivation des propriétaires) autour et à proximité de la retenue d'eau, ont été utilisés. Les parcelles choisies sont relativement planes et dépourvues de tout obstacle (arbre, souches d'arbres, termitière, ...) pouvant entraver l'écoulement de l'eau vers la retenue d'eau. À la sortie de chaque champ, un dispositif de collecte d'eau a été installé avec l'aide et la collaboration des producteurs. Chaque collecteur se présente ainsi sous la forme d'une zone cultivée de 25 m x 25 m, délimitée de chaque côté par un billon surélevé sous forme de diguettes de 30 cm de hauteur, et d'un réservoir en tôles galvanisées lisses placé dans une fosse (**Figure 23 et 24**). Le réservoir collecteur d'un volume de 250 litres, comparable à celui recommandé par Olivier (2010) a été placé en contrebas de la parcelle pour recueillir l'eau de ruissellement et les sédiments entraînés par la pluie. Cinq pluviomètres ont été installés dans le bassin versant de Gambanè afin d'enregistrer les quantités d'eau tombées après chaque épisode pluvieux (données complètes reprises à l'**Annexe 1**).

Sur chaque parcelle, la pente a été déterminée et un relevé floristique effectué. La pente, qui conditionnera la vitesse de ruissellement, a été calculée suivant la formule de Briot et Vacquant (1869), confirmée également par mesure avec un clinomètre. Un relevé floristique (espèces présentes et nombre d'adventices/m²) a été effectué suivant la méthode de Delassus (2015). Il a permis d'apprécier la densité des adventices dans la parcelle, au niveau de la zone de collecte, car en se développant ces dernières constitueront autant d'obstacles pour le transfert des substances actives par ruissellement.

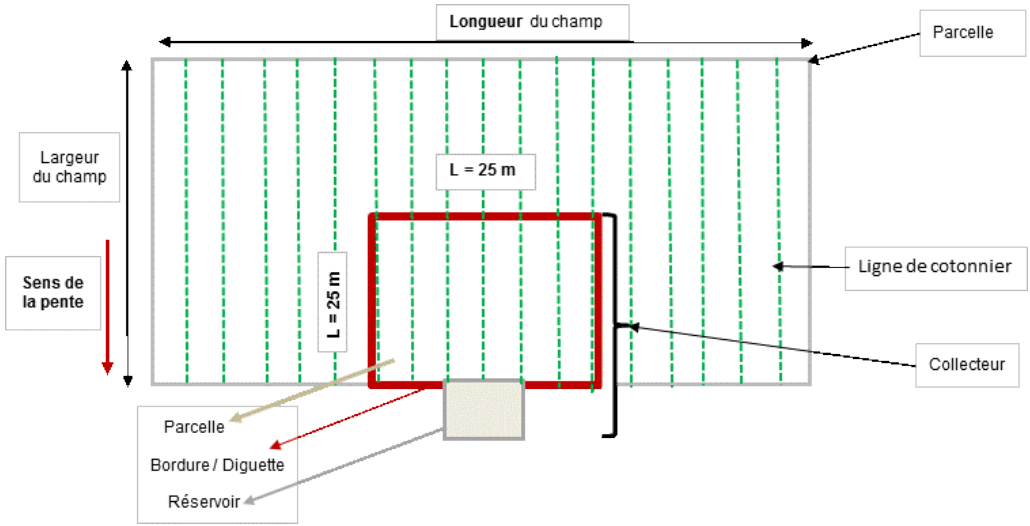


Figure 23 : Schéma montrant un dispositif de collecte d'eau de ruissellement installé dans un champ de coton.



Photos : A.I. Gouda

Figure 24 : Collecteurs d'eau de ruissellement disposés dans les champs de coton : A = réservoir vide ; B = collecteur (parcelle + réservoir) ; C = réservoir rempli à moitié ; D = réservoir rempli après une forte pluie.

4.2.3.4. Prélèvement et conservation des échantillons d'eau et de sédiments

Le calendrier de prélèvement des échantillons d'eau et de sédiment dans les collecteurs et la retenue d'eau a été élaboré en fonction, d'une part du calendrier de traitement du cotonnier réparti en trois fenêtres (avec 2 traitements par fenêtre), et d'autre part, des quantités cumulées de pluie pouvant engendrer le ruissellement durant la période d'étude. Au total, pour chacun des 6 champs étudiés, seize prélèvements (dont 8 d'eau et de 8 de sédiments) ont été effectués dans le réservoir du collecteur et dans la retenue d'eau : il s'agit d'un prélèvement dans la retenue d'eau avant le premier traitement afin d'apprécier le niveau de contamination initial, de six prélèvements durant la phase de traitement (soit un prélèvement après chaque traitement suivi de précipitation suffisante) et enfin d'un prélèvement 2 semaines après le dernier traitement. Les échantillons ont été prélevés dans des bouteilles ambrées, préalablement lavées et séchées, de 1 litre pour l'eau et 20 ml pour les sédiments. Les bouteilles ont ensuite été conservées au congélateur à -20 °C jusqu'à expédition pour analyse. Durant les prélèvements, le pH de l'eau a varié de $8,2 \pm 0,1$ à $8,9 \pm 0,6$ dans les collecteurs et de $8,0 \pm 0,4$ à $8,4 \pm 0,1$ dans la retenue d'eau. La température de l'eau a aussi varié de $24,6 \pm 1,3$ à $30,9 \pm 1,0\text{ °C}$ dans les collecteurs et de $23,8 \pm 2,4$ à $31,6 \pm 3,1\text{ °C}$ dans la retenue d'eau (**tableau 22**).

Tableau 22 : Paramètres physico-chimiques de l'eau enregistrés dans les collecteurs (une moyenne est calculée par période de traitement ; $n = 6$) et au niveau de la retenue (une mesure par date de prélèvement)

Prélèvements	Paramètres au niveau des six collecteurs		Paramètres au niveau de la retenue	
	Moyenne des pH	Température moyenne de l'eau (°C)	pH	Température de l'eau (°C)
Avant traitement	-	-	-	-
1 ^{er} traitement	$8,5 \pm 0,1$	$24,6 \pm 1,3$	8,2	26,5
2 ^{ème} traitement	$8,9 \pm 0,6$	$24,7 \pm 1,0$	8,3	26,3
3 ^{ème} traitement	$8,7 \pm 0,5$	$25,2 \pm 1,5$	8,0	23,8
4 ^{ème} traitement	$8,4 \pm 0,5$	$26,2 \pm 1,3$	8,21	24,5
5 ^{ème} traitement	$8,5 \pm 0,3$	$27,7 \pm 1,4$	8,4	28,5
6 ^{ème} traitement	$8,3 \pm 0,2$	$30,9 \pm 1,0$	8,3	31,6
Après traitement	$8,2 \pm 0,1$	$29,9 \pm 1,0$	8,2	29

4.2.3.5. Analyse des échantillons d'eau et de sédiments

Les échantillons prélevés et conservés à -20 °C ont été expédiés par fret aérien dans des caisses frigorifiques pour les diverses analyses au Laboratoire de Phytopharmacie de l'Université de Gand (Belgique). Les substances actives les plus utilisées durant les campagnes cotonnières présente (2016 – 2017) et passées ont été prioritairement recherchées. Il s'agissait de l'acétamipride, du chlorpyrifos, de la cyperméthrine, de l'endosulfan (isomères alfa et bêta), de la lambda-cyhalothrine, du lindane et de la perméthrine. Les analyses ont été réalisées à l'aide d'une méthode multi-résidus et d'une détection, selon les substances actives, par ULPC-MS/MS (avec une LOQ de 0,0001 mg/L et une LOD de 0,00003 mg/L) ou par GC-ECD (avec une LOQ de 0,01 mg/L et une LOD de 0,003 mg/L)¹.

4.2.3.6. Estimation des quantités de substances actives ruisselées

Pour chaque prélèvement, les quantités de chaque substance active transférées par ruissellement de la parcelle vers la retenue d'eau ont été calculées comme suit :

- Pour les échantillons d'eau : $Q_{EAU} = C_{SA} \times V_{EC}$, avec : Q_{EAU} = Quantité de substance active présente dans l'eau de ruissellement (mg) par collecteur ; C_{SA} : Concentration dans l'eau (mg/l) de la substance active au niveau du collecteur; V_{EC} : Volume d'eau (en litres) recueilli par le collecteur.
- Pour les sédiments : $Q_{SED} = C_{SA} \times M_{SC}$, avec : Q_{SED} = Quantité moyenne de substance active (mg) présente dans le sédiment lors du ruissellement dans le collecteur ; C_{SA} : Concentration dans le sédiment (mg/kg) de la substance active au niveau du collecteur; M_{SC} : Masse de sédiment dans le collecteur (kg).
- La quantité totale pour une surface traitée de 625 m² : Q_R (en g) = $Q_{EAU} + Q_{SED}$

Le ruissellement doit être exprimé en pourcentage de la quantité totale de substance active appliquée à l'hectare. Elle est calculée sur la base de la superficie totale des champs de coton dans le bassin (109 ha) multipliée par la dose/ha de la substance active (16 g/ha l'acétamipride et 100 g/ha pour le chlorpyrifos), multipliée par le nombre de traitements (respectivement 6 et 3). Le pourcentage de ruissellement de chaque substance active (P%) sur un ha est alors déterminé par la formule :

¹ La méthode permet de rechercher et mesurer également les substances actives suivantes dans les échantillons :

- par UPLC-MS/MS : Acephate, Acetamidrid, Difenconazole, Fenpropimorph, Methiocarb, Methomyl, Pirimicarb, Prochloraz, Pyrimethanil, Tebuthiuron, Thifensulfuron, Thiodicarb et Trifloxystrobine.
- par GC-ECD : Chlorothalonil, Alachlor, Aldrin, Hexachlorobenzene, Captane, DDE, Dieldrin, Endrin, DDT, Bifenthrin, Methoxychlor.

$$P\% = 100 \times (QR \times 16/QT)$$

Par ailleurs, sur base des concentrations obtenues dans les échantillons d'eau et de sédiment de la retenue d'eau, le niveau de concentration maximale possible (C_{max}) des substances actives pour l'ensemble de la masse d'eau a été estimé afin de savoir si, en théorie et en prenant le worst case, les valeurs de CL_{50} ou de PNEC (concentration prévisible sans effet néfaste) pourraient être excédées pour les espèces vivant dans la retenue. Le volume de la retenue a été estimé à 36.300 m³ (superficie de 1,23 ha et profondeur moyenne de 3 m en période de pluie selon le plan de gestion de la retenue d'eau).

4.2.3.7. Mesure du temps de transfert des champs vers la retenue d'eau

Pour estimer le temps de transfert des substances actives déposées au niveau des parcelles vers la retenue d'eau, un traceur fluorescent (sel sodique de fluorescéine) qui colore l'eau en jaune brillant a été utilisé (Zhang *et al.*, 1996 ; Koch *et al.*, 2003 ; Stainier, 2004 ; Siaty, 2005). Cinq essais avec la fluorescéine ont été réalisés pour estimer le temps de transfert par ruissellement en fonction de la quantité de pluie tombée. La méthode a consisté à imbiber des chiffons avec de la fluorescéine (plus la distance est grande, plus la quantité déposée augmente vu l'effet de dilution attendu) et à les placer au sol, à une distance déterminée (100 m ; 200 m ; 300 m ; 400 m et 500 m) de la retenue d'eau, juste avant une pluie. Ensuite le moment où l'eau de la retenue a commencé à se colorer a été visuellement observé, et le temps mis par le colorant pour parcourir la distance a été chronométré. Cinq essais ont été réalisés entre le 21 septembre et le 02 octobre 2017 (**tableau 23**).

Tableau 23 : Conditions de réalisation des essais relatifs au temps de transfert

Numéro de l'essai	Date de réalisation de l'essai	Distance à la retenue d'eau (m)	Quantité de fluorescéine déposée au sol (g)
Essai n°1	21/09/2017	100	5
Essai n°2	22/09/2017	200	10
Essai n°3	21/09/2017	300	15
Essai n°4	21/09/2017	400	20
Essai n°5	21/09/2017	500	30

4.2.3.8. Evaluation du risque

Les risques potentiels liés à la présence d'insecticides dans l'environnement ont été estimés selon la méthodologie décrite par Samuel et al. (2012), en utilisant pour classer les substances actives en fonction de leur niveau de risque, l'*Indicateur de Risque des Pesticides pour l'Environnement* (IRE) du Québec (IRPeQ-Environnement). L'indice IRE a été calculé sur la base de 6 variables : 3 variables écotoxicologiques (impact sur les invertébrés terrestres, T ; impact sur les oiseaux, O ; impact sur les organismes aquatiques, A) et 3 propriétés physico-chimiques (mobilité, M ; persistance dans le sol, P) ; bioaccumulation, B). L'IRE a été obtenu à l'aide de la formule suivante :

$$\text{IRE}_{\text{substance active}} = [1,75 \times (T + O) + A + M + P + B + 1]^2$$

Les données relatives à la toxicité et l'écotoxicité des pesticides nécessaires au calcul de l'IRE ont été obtenues dans la base de données européenne sur les pesticides (*EU-Pesticides Database*), dans la base AGRITOX de l'ANSES (France), ainsi que dans la *Pesticide Properties DataBase* (PPDB, University of Hertfordshire).

A titre d'exemple, le calcul de l'indice IRE pour le chlorpyrifos est donné en annexe (**Annexe 2**).

4.2.3.8. Traitement et analyses statistiques des données

Les données collectées ont été saisies et traitées à l'aide des tableurs Excel (2013). Les tests non-paramétriques de Kruskal-Wallis ont été utilisés pour comparer les concentrations d'acétamipride et de chlorpyrifos obtenues dans les échantillons d'eau et de sédiments des collecteurs et de la retenue d'eau.

4.2.4. Résultats

4.2.4.1. Occupation des sols dans le bassin de Gambanè

A Gambanè, plus de 50% des sols sont cultivés. La **figure 25** illustre les résultats de l'occupation des sols. Le coton couvre 33% de la superficie totale du bassin versant, ce qui représente 34% des terres cultivables.

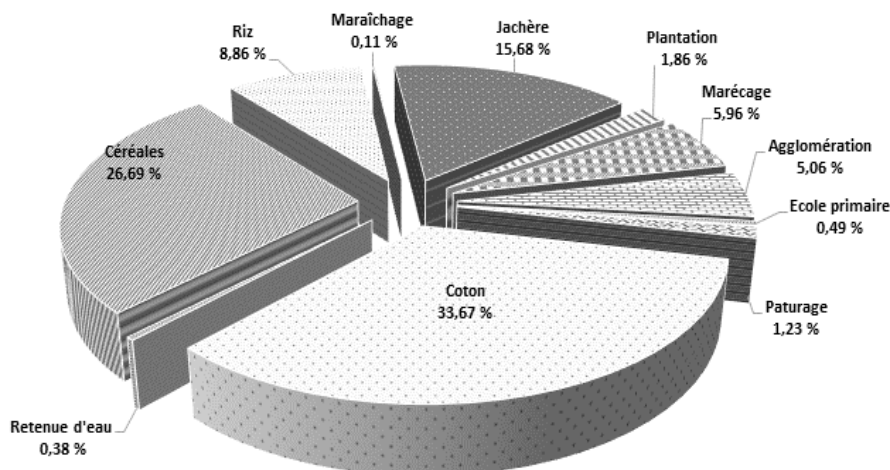


Figure 25 : Occupation des sols dans le bassin de Gambanè.

4.2.4.2. Substances actives présentes dans les eaux et les sédiments collectés

Durant la campagne agricole, 12 produits commerciaux (dont 8 insecticides et 4 herbicides) ont été utilisés pour lutter contre les ravageurs et les plantes adventives du cotonnier. Les 8 insecticides employés par les producteurs de cette zone sont présentés par ordre d'importance à la **figure 26**. Les insecticides utilisés sont uniquement des formulations de type EC (concentrés émulsionnables) et contiennent tous des substances actives (et des solvants) qui sont dans leur quasi-totalité toxiques pour l'homme et dangereuses pour l'environnement aquatique, selon leur classification CLP (**tableau 28**). L'acétamipride, l'émamectine benzoate et le chlorpyrifos sont les substances actives les plus utilisées (**Figure 27**).

Au total, six substances actives ont été identifiées dans les échantillons d'eaux et de sédiments prélevés à Gambanè, dans la retenue d'eau et dans les collecteurs. Les résultats des analyses indiquent la présence quasi-systématique de résidus d'acétamipride et de chlorpyrifos dans les échantillons prélevés, que ce soit dans l'eau ou dans les sédiments, et que ce soit dans les collecteurs ou la retenue. Par contre, des résidus de cyperméthrine, de lambda-cyhalothrine, de deltaméthrine et d'endosulfan (0,001 mg/l, dans un seul échantillon d'eau de la retenue à la fin de la campagne de pulvérisation), sont retrouvés seulement plus tardivement, à partir de la deuxième fenêtre de traitement (du 3^{ème} au 6^{ème} traitement). Aucune trace de lindane ou des autres substances actives recherchées par la méthode multi-résidus n'a été observée.

Taux d'utilisation (%)

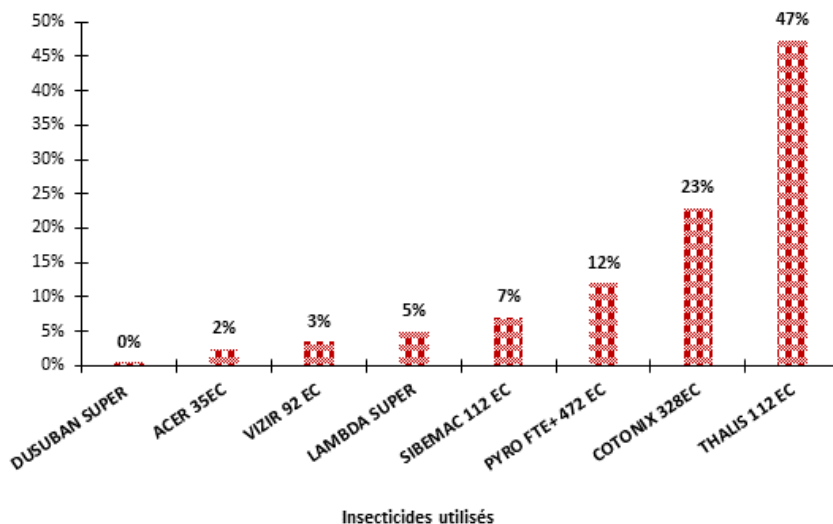


Figure 26 : Fréquence d'utilisation (en %) des insecticides répertoriés dans le bassin de Gambanè au cours de la campagne 2016 – 2017 (n = 205 flacons examinés).

Taux d'utilisation (%)

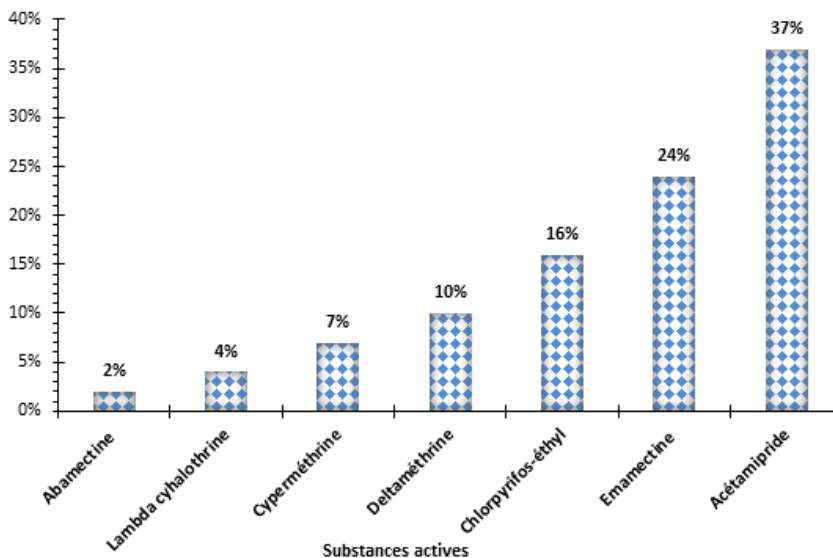


Figure 27 : Fréquence d'utilisation (en %) des substances actives des insecticides dans la culture du coton, sur base des emballages observés au cours de la campagne 2016 – 2017 (n = 205 flacons examinés).

4.2.4.3. Evolution des concentrations d'acétamipride et de chlorpyrifos

Le **tableau 24** reprend les concentrations minimales, maximales et moyennes (en mg/l), avec leurs écarts-types, pour l'acétamipride et le chlorpyrifos retrouvées, dans les échantillons d'eaux et de sédiments (12 échantillons d'eau et de sédiment par fenêtre de traitement). Il ressort de l'analyse de ce tableau que les teneurs en acétamipride détectées dans l'eau des collecteurs varient de 0,002 mg/l à environ 50 mg/l, tandis que dans la retenue d'eau elles varient de 0,093 mg/l à environ 30 mg/l. Ces concentrations sont beaucoup plus faibles dans les sédiments aussi bien dans les collecteurs ($< 2,7$ mg/kg) que dans la retenue d'eau ($< 1,7$ mg/kg). Par contre, pour le chlorpyrifos, les résultats indiquent des concentrations importantes dans les sédiments (> 450 mg/kg dans les collecteurs et ± 210 mg/kg dans la retenue d'eau), alors que dans l'eau elles sont relativement faibles, que ce soit dans les échantillons prélevés dans les collecteurs ou dans la retenue.

Par ailleurs, les tests de Kruskal-Wallis effectués pour les concentrations de chacune des deux substances actives prises séparément, dans les collecteurs et dans la retenue d'eau, montrent qu'il existe une différence significative ($p < 0,05$) entre les concentrations d'acétamipride dans l'eau et celles dans les sédiments, en fonction des périodes de prélèvement. Il en va de même pour les concentrations de chlorpyrifos mesurées dans l'eau et dans les sédiments ($p < 0,05$).

Les **figures 28 à 31** permettent de comparer l'évolution des concentrations moyennes d'acétamipride et de chlorpyrifos dans l'eau et dans les sédiments, enregistrées dans les collecteurs et dans la retenue d'eau en fonction des dates et fenêtres de prélèvement. Ces figures illustrent la différence du devenir dans le milieu de ces deux substances actives.

4.2.4.4. Estimation des quantités transférées par ruissellement

Les **tableaux 25 et 26** montrent que les quantités de pesticides qui ruissellent sont relativement faibles par rapport à la masse totale pulvérisée dans les champs de coton autour de la retenue d'eau. Les quantités qui ruissellent augmentent avec le temps, puis se réduisent quand les applications se terminent. Les concentrations maximales dans la retenue d'eau au cours de la campagne cotonnière 2016 - 2017 sont estimées à 0,0014 mg/l pour l'acétamipride et à 0,0003 mg/l pour le chlorpyrifos.

Le **tableau 27** reprend la synthèse des concentrations maximales et minimales (en mg/l) de l'ensemble des substances actives retrouvées, au niveau des collecteurs et de la retenue d'eau, y compris celles qui sont présentes sporadiquement dans les échantillons (ex : deltaméthrine, endosulfan,...).

Tableau 24 : Synthèse des valeurs moyennes et extrêmes des concentrations de l'acétamipride et du chlorpyrifos dans les échantillons d'eau (mg/L) et de sédiment (mg/Kg) prélevés dans les collecteurs installés autour de la retenue d'eau de Gambanè au cours de la campagne cotonnière 2016-2017.

Substances actives	Périodes de prélèvement	COLLECTEURS						RETENUE D'EAU	
		Concentrations des S.A (mg/L) dans les eaux			Concentrations des S.A (mg/Kg) dans les sédiments			Concentrations des S.A (mg/L) dans les eaux	Concentrations des S.A (mg/Kg) dans les sédiments
		Min	Max	Moyenne	Min	Max	Moyenne		
Acétamipride	Avant traitements	0,011	2,643	0,501 ± 1,052	0,001	0,095	0,048 ± 0,066	0,914	-
	1 ^{ère} fenêtre	0,005	49,968	10,175 ± 15,023	0,0004	2,12	0,640 ± 0,478	2,776 ± 3,743	0,0003 ± 0,0002
	2 ^{ème} fenêtre	0,573	44,143	21,127 ± 9,581	0,026	2,096	0,698 ± 0,619	21,365 ± 9,733	0,585 ± 0,148
	3 ^{ème} fenêtre	1,044	24,046	10,891 ± 5,496	0,071	2,723	0,517 ± 0,560	8,443 ± 10,670	0,868 ± 1,211
	Après traitements	0,002	1,531	0,513 ± 0,881	0,0004	0,137	0,028 ± 0,061	0,093	0,122
	Moyenne	-	-	8,641 ± 6,407	-	-	0,386 ± 0,344	6,718 ± 8,812	0,3936 ± 0,404
Chlorpyrifos	Avant traitements	0,002	0,411	0,087 ± 0,162	0,004	0,033	0,014 ± 0,012	0,487	-
	1 ^{ère} fenêtre	0,0004	0,022	0,008 ± 0,008	0,002	-	0,002	0,008	-
	2 ^{ème} fenêtre	0,028	3,719	1,205 ± 0,877	0,198	238,396	88,485 ± 68,925	0,619 ± 0,455	38,383 ± 21,932
	3 ^{ème} fenêtre	0,007	7,019	1,393 ± 1,770	0,006	452,513	86,948 ± 95,431	1,039 ± 0,935	92,457 ± 130,672
	Après traitements	-	-	-	0,020	60,532	12,189 ± 27,025	0,777	208,80
	Moyenne	-	-	0,673 ± 0,704	-	-	37,528 ± 38,279	0,586 ± 0,383	113,213 ± 87,084

SA = Substance Active

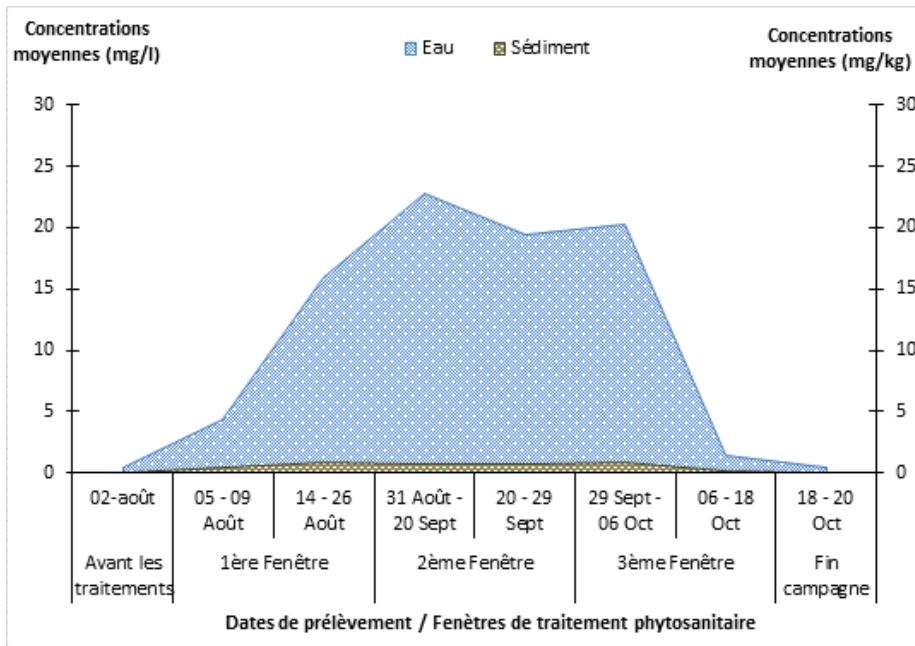


Figure 28 : Evolution des concentrations moyennes d'acétamipride dans l'eau et les sédiments des collecteurs en fonction des dates et fenêtres de prélèvement

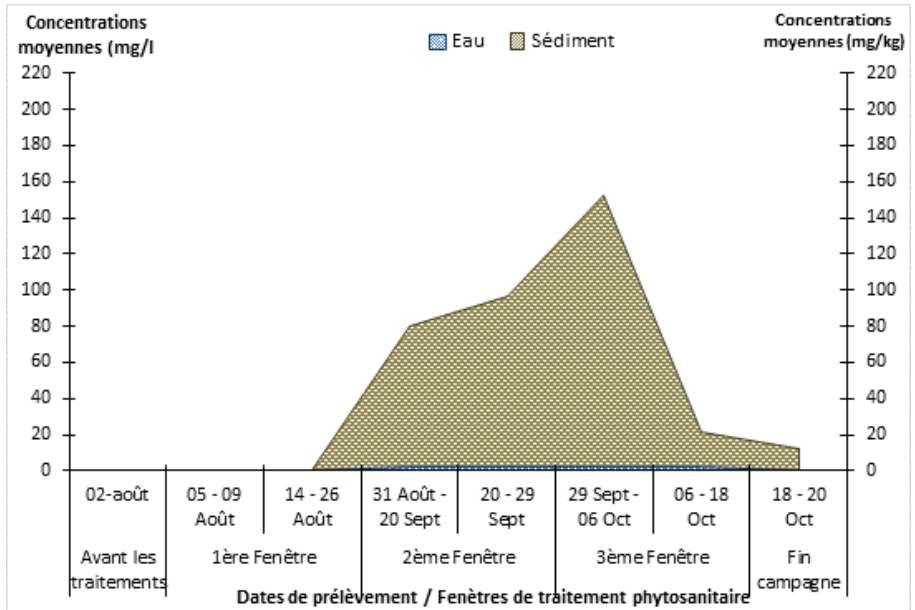


Figure 29 : Evolution des concentrations moyennes de chlorpyrifos dans l'eau et les sédiments des collecteurs en fonction des dates et fenêtres de prélèvement

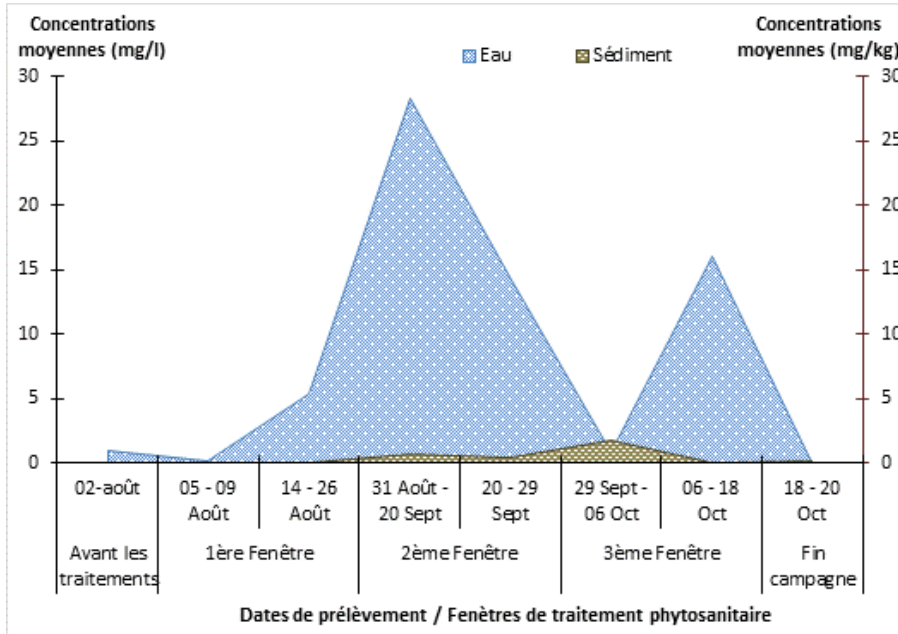


Figure 30 : Evolution des concentrations moyennes d'acétamipride enregistrees dans l'eau et les sediments de la retenue d'eau en fonction des dates et fenetres de prelevement

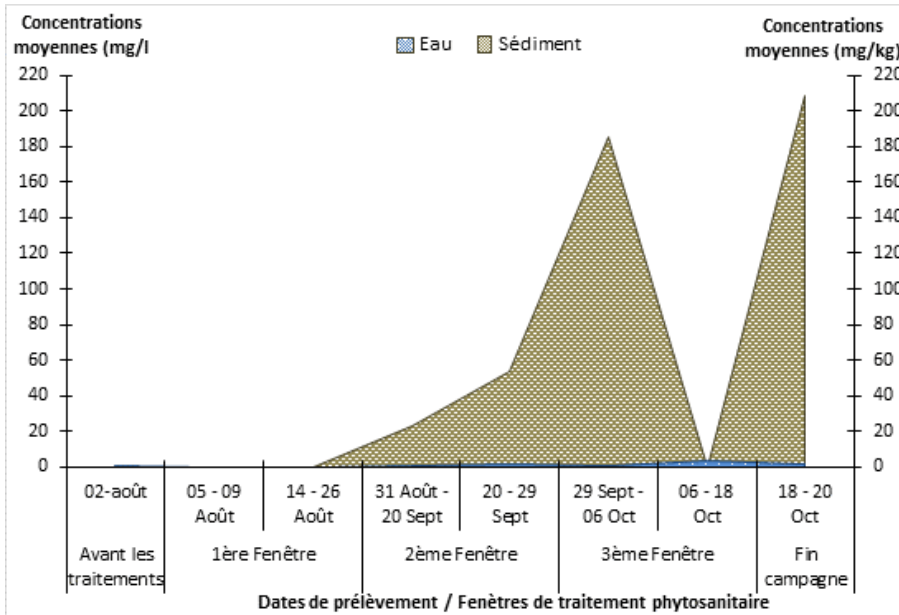


Figure 31 : Evolution des concentrations moyennes d'acétamipride enregistrees dans l'eau et les sediments de la retenue d'eau en fonction des dates et fenetres de prelevement

Tableau 25 : Quantité d'acétamipride retrouvée dans l'eau et les sédiments des collecteurs installés (n = 6 collecteurs), en fonction des dates / période de prélèvement, quantité totale, moyenne et médiane. Ruissellement exprimé en pourcentage de la quantité totale d'acétamipride appliquée dans le bassin autour de Gambanè (*Quantité totale appliquée dans le bassin* $Q_T = 10.464$ g).

Périodes (Date de prélèvement)	Acétamipride						
	Quantités (mg) retrouvées		Quantité totale ruisselée (Q_R , mg)	Quantité ruisselée par hectare (mg/ha)	Quantité moyenne ruisselée par hectare (en g/ha)	Médiane (en g/ha)	Ruissellement (P en %)
	Eau (Q_{EAU})	Sédiment (Q_{SED})					
Avant traitement (02 août)	0,016	-	0,016	0,256	0,002 ± 0,004	0,0003	0,005 %
	0,025	< 0,0001	0,025	0,397			
	0,555	0,001	0,556	8,896			
	0,018	-	0,018	0,284			
	0,089	-	0,089	1,423			
	0,005	-	0,005	0,086			
1 ^{er} traitement (05 au 09 août)	0,047	0,001	0,048	0,759	0,035 ± 0,083	0,0010	0,005 %
	0,003	-	0,003	0,041			
	0,019	0,001	0,019	0,305			
	12,664	0,023	12,686	202,973			
	0,074	< 0,0001	0,074	1,185			
	0,151	< 0,0001	0,151	2,423			
2 ^{ème} traitement (14 au 26 août)	0,804	-	0,804	12,856	0,106 ± 0,132	0,0280	0,005 %
	2,165	-	2,165	34,640			
	15,157	0,011	15,169	242,699			
	18,988	0,018	19,006	304,096			
	1,107	0,003	1,110	17,752			
	1,332	0,001	1,332	21,314			
3 ^{ème} traitement (31 août au 20 septembre)	13,372	0,021	13,393	214,28	0,156 ± 0,095	0,1555	0,005 %
	0,287	0,001	0,287	4,588			
	17,656	-	17,657	282,515			
	8,128	0,005	8,132	130,121			
	11,306	0,004	11,310	180,961			
	7,388	0,006	7,394	118,307			
4 ^{ème} traitement (20 au 29 septembre)	6,528	0,007	6,535	104,562	0,132 ± 0,053	0,1208	0,005 %
	8,029	0,003	8,032	128,509			
	11,617	0,006	11,623	185,960			
	7,053	0,015	7,068	113,094			
	3,608	0,010	3,618	57,879			
	12,435	0,003	12,438	198,999			
5 ^{ème} traitement (29 septembre au 06 octobre)	12,023	0,027	12,050	192,795	0,068 ± 0,086	0,0240	0,005 %
	10,190	0,017	10,207	163,308			
	-	0,001	0,001	0,013			
	1,655	0,001	1,656	26,500			
	1,336	0,005	1,341	21,453			
	0,219	0,003	0,223	3,560			
6 ^{ème} traitement (06 au 18 octobre)	-	0,002	0,002	0,029	0,002 ± 0,005	< 0,0001	0,005 %
	-	0,001	0,001	0,021			
	-	0,001	0,001	0,012			
	-	-	-	< 0,0001			
	-	0,001	0,001	0,020			
	0,746	0,001	0,747	11,957			
Après traitement (18 au 20 octobre)	-	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,001 ± 0,002	< 0,0001	0,005 %
	0,001	< 0,001	0,001	0,015			
	-	-	-	< 0,001			
	-	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001			
	0,001	0,001	0,003	0,039			
	0,306	< 0,0001	0,306	4,899			

A titre indicatif, le pourcentage de ruissellement (P%) calculé sur base de la valeur médiane est de 0,003%

Tableau 26 : Quantité de chlorpyrifos retrouvée dans l'eau et les sédiments des collecteurs installés (n = 6 collecteurs), en fonction des dates / période de prélèvement, quantité totale, moyenne et médiane. Ruissellement exprimé en pourcentage de la quantité totale de chlorpyrifos appliquée dans le bassin autour de Gambanè (*Quantité totale appliquée dans le bassin $Q_T = 32.700$ g*).

Période (Date de prélèvement)	Chlorpyrifos						
	Quantités (mg) retrouvées		Quantité totale ruisselée (Q_R , mg)	Quantité ruisselée par hectare (mg/ha)	Quantité moyenne ruisselée par hectare (en g/ha)	Médiane (en g/ha)	Ruissellement (P en %)
	Eau (Q_{EAU})	Sédiment (Q_{SED})					
Avant traitement (02 août)	0,0038	0,0003	0,0042	0,067	0,001 ± 0,001	0,0001	0,0003 %
	0,0024	0,0002	0,0026	0,042			
	0,0176	0,0001	0,0177	0,283			
	0,0008	0,0001	0,0009	0,015			
	0,0041	< 0,0001	0,0042	0,067			
	0,2056	0,0001	0,2056	3,290			
1 ^{er} traitement (05 au 09 août)	0,0010	-	0,0010	0,016	< 0,001	< 0,0001	
	0,0002	-	0,0002	0,003			
	0,0023	-	0,0023	0,037			
	-	-	0,0000	< 0,0001			
	0,0002	0,0000	0,0002	0,003			
	0,0081	-	0,0081	0,130			
2 ^{ème} traitement (14 au 26 août)	0,0043	-	0,0043	0,069	< 0,001	< 0,0001	
	0,0067	-	0,0067	0,108			
	-	-	0,0000	< 0,0001			
	0,0032	-	0,0032	0,051			
	0,0009	-	0,0009	0,014			
	0,0008	-	0,0008	0,012			
3 ^{ème} traitement (31 août au 20 septembre)	0,0156	-	0,0156	0,249	0,020 ± 0,017	0,0238	
	0,9595	1,6008	2,5603	40,965			
	0,0110	0,0018	0,0128	0,206			
	0,8265	0,5497	1,3762	22,020			
	1,3388	0,7173	2,0561	32,898			
	0,5379	1,0658	1,6037	25,659			
4 ^{ème} traitement (20 au 29 septembre)	0,2524	0,7260	0,9784	15,654	0,023 ± 0,012	0,0200	
	0,3699	0,4121	0,7821	12,513			
	0,6951	0,7916	1,4867	23,787			
	0,3344	2,5017	2,8361	45,378			
	0,1443	1,2850	1,4293	22,868			
	0,7261	0,3486	1,0747	17,196			
5 ^{ème} traitement (29 septembre au 06 octobre)	3,5095	4,4320	7,9415	127,065	0,039 ± 0,048	0,0147	
	1,4357	2,5974	4,0330	64,529			
	0,3141	0,1588	0,4728	7,565			
	0,2749	0,1446	0,4195	6,712			
	0,0860	1,0122	1,0982	17,572			
	0,0756	0,6682	0,7438	11,901			
6 ^{ème} traitement (06 au 18 octobre)	0,5350	0,1668	0,7017	11,228	0,007 ± 0,003	0,077	
	0,0024	0,2405	0,2428	3,885			
	0,0037	0,1530	0,1566	2,506			
	0,4339	0,0001	0,4339	6,943			
	0,3029	0,2578	0,5607	8,97			
	-	0,5281	0,5281	8,450			
Après traitement (18 au 20 octobre)	-	0,0003	0,0003	0,005	0,004 ± 0,004	< 0,0001	
	-	0,0018	0,0018	0,029			
	-	0,0002	0,0002	0,004			
	-	-	0,0000	< 0,0001			
	-	0,6221	0,6221	9,953			
	-	0,0021	0,0021	0,033			

A titre indicatif, le pourcentage de ruissellement (P%) calculé sur base de la valeur médiane est de 0,0002%

Tableau 27 : Synthèse des valeurs moyennes et extrêmes des concentrations de toutes les substances actives (en mg/L) retrouvées dans les échantillons d'eaux et de sédiments prélevés dans les collecteurs installés sur les 6 parcelles de coton de Gambanè au cours de la campagne de production 2016 – 2017.

Substances actives retrouvées	Période de prélèvement	COLLECTEURS						RETENUE D'EAU	
		Concentrations des S.A (mg/L) dans les eaux			Concentrations des S.A (mg/Kg) dans les sédiments			Dans les eaux (mg/L)	Dans les sédiments (mg/Kg)
		Min	Max	Moyenne	Min	Max	Moyenne		
Acétamipride Chlorpyrifos	Avant traitement	0,011	2,643	0,501 ± 1,052	0,001	0,095	0,048 ± 0,066	0,914	-
		0,002	0,411	0,087 ± 0,162	0,004	0,033	0,014 ± 0,012	0,487	-
Acétamipride Chlorpyrifos	1 ^{er} traitement	1 ^{ère} fenêtre							
		0,005	25,329	4,342 ± 10,282	0,0004	2,12	0,426 ± 0,947	0,129	0,0001
Acétamipride Chlorpyrifos	2 ^{ème} traitement	0,0004	0,017	0,005 ± 0,007	0,002	-	0,002	0,008	-
		2,664	49,968	16,008 ± 19,764	0,013	1,992	0,854 ± 0,008	5,422	0,0004
Acétamipride Chlorpyrifos	3 ^{ème} traitement	2 ^{ème} fenêtre							
		0,573	44,143	22,785 ± 14,894	0,026	2,096	0,712 ± 0,803	28,247	0,689
Chlorpyrifos Cyperméthrine	3 ^{ème} traitement	0,028	3,719	1,438 ± 1,376	0,198	172,710	80,012 ± 64,409	0,297	22,874
		0,048	0,097	0,070 ± 0,025	4,405	8,876	7,183 ± 2,425	-	2,099
Lambda-cyhalothrine Deltaméthrine	traitement	0,043	0,086	0,065 ± 0,030	4,148	7,997	6,073 ± 2,722	-	-
		-	0,018	0,018	-	1,757	1,757	-	-
Acétamipride Chlorpyrifos	4 ^{ème} traitement	13,056	24,870	19,468 ± 4,267	0,256	1,4657	0,683 ± 0,435	14,482	0,4798
		0,505	1,452	0,971 ± 0,378	36,331	238,396	96,958 ± 73,440	0,941	53,891
Deltaméthrine	5 ^{ème} traitement	3 ^{ème} fenêtre							
		0,015	0,018	0,017 ± 0,002	1,296	3,5987	2,394 ± 0,988	-	2,002
Acétamipride Chlorpyrifos	5 ^{ème} traitement	1,044	24,046	20,290 ± 10,992	0,085	2,723	0,906 ± 1,081	0,898	1,724
		0,378	7,019	1,976 ± 2,649	184,856	452,513	152,215 ± 174,570	0,378	184,856
Cyperméthrine Deltaméthrine	traitement	0,077	0,136	0,106 ± 0,042	5,528	7,279	6,403 ± 1,238	-	-
		-	-	-	0,477	13,066	6,895 ± 6,092	-	1,290
Acétamipride Chlorpyrifos	6 ^{ème} traitement	1,492	-	1,492	0,071	0,179	0,127 ± 0,038	15,988	0,011
		0,007	2,169	0,809 ± 0,891	0,006	49,078	21,681 ± 16,272	1,700	0,058
Deltaméthrine	Fin de la campagne de pulvérisation du cotonnier	-	-	-	0,560	2,187	1,260 ± 0,599	0,007	-
		0,002	1,531	0,513 ± 0,881	0,0004	0,137	0,028 ± 0,061	0,093	0,122
Chlorpyrifos Endosulfan	Après traitement	-	-	-	0,020	60,532	12,189 ± 27,025	0,777	208,80
		-	-	-	-	-	-	0,001	-
Deltaméthrine	Après traitement	-	-	-	0,570	-	0,570	0,001	0,962
		-	-	-	-	-	-	-	-

Tableau 28 : Caractéristiques des substances actives identifiées sur les emballages des insecticides utilisés dans le bassin versant de Gambanè au cours de la campagne cotonnière 2016 à 2017 (les valeurs sont indiquées telles mentionnées dans la base de données)

Substances actives	Familles chimiques	Paramètres*			Classification CLP		Classification OMS
		DT ₅₀ (jours)	Koc	Log P _{ow}	Code de toxicité	Code d'écotoxicité	
Acétamipride	Néonicotinoïdes	3	200	0,8	H302	H412	II
Chlorpyrifos	Organophosphorés	27,6	5509	4,7	H301	H400; H410	
Endosulfan	Organochlorés	86	11500	-	H300; H312; H330	H400; H410	
Cyperméthrine	Pyréthroïdes	21,9	307558	6,6	H302; H332; H335	H400; H401	
Lambda-cyhalothrine		33,4	283703	5,5			
Deltaméthrine		60	10240000	4,6	H300; H331	H400; H410	

Légende : DT₅₀ : temps de demi-vie ; Koc : coefficient d'adsorption sur le carbone organique ; Log P_{ow} : coefficient de partage octanol/eau

Mentions H301 : Toxique en cas d'ingestion ; H302 : Nocif en cas d'ingestion ; H312 : Nocif par contact cutané ; H330 : Mortel par inhalation ; H332 : Nocif par inhalation ; H335 : Peut irriter les voies respiratoires

Mentions H400 : Très toxique pour les organismes aquatiques ; H410 : Très toxique pour les organismes aquatiques, entraîne des effets néfastes à long terme ; H412 : Nocif pour les organismes aquatiques, entraîne des effets à long terme.

Classe II OMS = Modérément toxique (sur base de la DL₅₀ orale)

* : source des données pour les paramètres : *Pesticide Properties DataBase* (PPDB, University of Hertfordshire)

Tableau 29 : Indices de risques environnementaux pour les substances actives identifiées (n = 6) dans les eaux du bassin de Gambanè (IRE = indice de risque environnemental)

Substances actives	Familles	Paramètres (valeurs)							Indice de risque (IRE)
		Ecotoxicologiques			Physicochimiques				
		Impact sur les invertébrés terrestres (T) Vers de terre	Impact sur les oiseaux (O)	Impact sur les organismes aquatiques (A))	Mobilité (M)	Persistance dans le sol (P)	Bioaccumulation (B)		
Acétamipride	Néonicotinoïdes	0	0	1	0	0	0	4	
Chlorpyrifos	Organophosphorés	0	4	2	3	0	0	2	272
Endosulfan	Organochlorés	4	4	2	4	0	2	2	380
Cyperméthrine		0	2	0	3	0	2	2	123
Lambda-cyhalothrine	Pyréthrinoides	0	2	0	4	0	0	2	110
Deltaméthrine		0	4	0	4	0	0	2	196

Légende : IRE_{substance active} = [1,75 x (T + O) + A + M + P + B + 1]² (Samuel *et al.*, 2012) (voir Annexe 2).

4.2.4.5. Estimation du temps de transfert des champs vers la retenue d'eau

Le **tableau 30** reprend les résultats des essais réalisés avec le colorant, la pluviométrie enregistrée et la distance entre le point d'émission et la retenue d'eau.

Tableau 30 : Résultats des essais avec la fluorescéine pour l'estimation du temps de transfert par ruissellement de la parcelle à la retenue d'eau

Numéro de l'essai	Distance à la retenue d'eau (m)	Pluviométrie enregistrée (mm)	Temps du transfert (min)	Vitesse du flux (en m/s)
Essai n°1	100	8,6	2 min 03 s	0,81
Essai n°2	200	9,2	3 min 57 s	0,84
Essai n°3	300	10,6	5 min 34 s	0,90
Essai n°4	400	9,4	5 min 58 s	1,12
Essai n°5	500	17,0	10 min 47 s	0,77

Il ressort de l'analyse du **tableau 30** que le temps de transfert par ruissellement entre le lieu d'émission et la retenue est relativement court quelle que soit la distance entre le point d'émission et la retenue d'eau. Les résultats montrent en effet que le transfert de la fluorescéine ne prend que quelques minutes, même pour des distances de 500 m (environ 10 - 11 min), ceci malgré une pente moyenne relativement faible (1 à 2% sur les parcelles et maximum 3% entre le point le plus élevé du bassin versant et la retenue d'eau) et malgré une pluviométrie moyenne.

4.2.4.6. Evaluation du risque pour l'environnement

Le **tableau 28** reprend les codes de toxicité et d'écotoxicité des substances actives identifiées selon la classification CLP, ainsi que les paramètres qui influencent le transfert et la contamination de l'écosystème. Il s'agit : du coefficient d'adsorption sur le carbone organique (K_{oc}), la demi-vie dans l'eau en condition aérobie (DT_{50}) et du coefficient de partage octanol-eau ($\log P_{ow}$).

Les IRE calculés pour les six matières actives identifiées dans les échantillons d'eau et de sédiment analysés sont présentés dans le **tableau 29**. Il ressort de l'analyse de ce tableau que toutes les substances actives identifiées présentent un risque de toxicité élevé pour les organismes aquatiques. Chez les invertébrés terrestres, seul l'acétamipride ne présente pas de risque écotoxicologique (aussi bien chez les vers de terre que les abeilles) contrairement aux autres qui présentent un risque notamment chez les abeilles. Chez les Oiseaux, seuls l'endosulfan et le chlorpyrifos sont potentiellement écotoxiques. Dans tous les cas, l'endosulfan présente le risque le plus

élevé pour l'environnement, avec un IRE de 380, suivi du chlorpyrifos (IRE = 272) et de la deltaméthrine (IRE = 196).

4.2.4.7. Influence de quelques facteurs sur le transfert des pesticides

Plusieurs facteurs, autres que les propriétés intrinsèques des substances actives, peuvent influencer le ruissellement de celles-ci vers la retenue d'eau. Par exemple, la pente et le sens d'orientation des billons par rapport à celle-ci. Ou encore, la présence d'adventices qui peuvent ralentir le flux.

Le **tableau 31** reprend les mesures de pente effectuées sur chaque parcelle. Les pentes sont relativement faibles sur les six parcelles (1 à 2 %) ; elle est de 3% au niveau du sous bassin versant (calculé entre le point le plus élevé et la retenue d'eau). Par contre, on observe que tous les producteurs font un labour et un billonnage, indispensables pour un bon rendement du cotonnier. Mais les billons sont orientés majoritairement dans le sens de la pente (**figure 32**), favorisant le ruissellement sur un sol généralement dégradé assez imperméable aux pluies, et par conséquent le transfert de sédiments vers le point bas.



Source : A.I. Gouda

Figure 32 : Orientation des billons dans les champs de coton cultivés dans le bassin versant de Gambanè dans le sens de la pente. La direction du ruissellement est indiquée sur les images par les flèches rouges. Remarquer l'état de dégradation du sol.

En ce qui concerne la présence des adventices dans les parcelles, l'enquête montre que l'ensemble des cotonculteurs utilisent des herbicides totaux, dont le Kalach® (herbicide à base de glyphosate – cf. Chapitre 3), en combinaison avec d'autres produits commerciaux à base d'atrazine appliqués en post-levée. L'utilisation des

herbicides limite les opérations de sarclage dans le coton. Malgré l'utilisation de ces herbicides totaux et sélectifs, les comptages effectués dans les parcelles démontrent néanmoins une certaine infestation des champs de coton par les plantes adventices (**tableau 31**). La liste des adventices identifiées sur les parcelles, avec des figures, est présentée en **Annexe 5**

Tableau 31 : Résultats des mesures de la pente et densité des adventices sur les parcelles

N° de la parcelle (correspondant au n° du collecteur)	Valeurs de la pente (%)	Présence des adventices	
		Nombre moyen d'adventices / m ²	Appréciation de la densité
1	2,0	6 ± 3	Elevée
2	1,2	4 ± 2	Moyenne
3	1,3	4 ± 2	Moyenne
4	2,0	2 ± 1	Faible
5	1,2	4 ± 2	Moyenne
6	2,0	2 ± 2	Faible

Les comptages réalisés sur le terrain (**tableau 31**) et l'interview des producteurs permettent de comparer les résultats obtenus entre concentrations des différentes substances actives détectées dans les six collecteurs, afin de voir s'il existe une relation entre le transfert des sédiments, arrachés à la croûte terrestre du sol, et la densité des adventices sur la parcelle.

Les **tableaux 32** et **33** reprennent respectivement les quantités totales de chacune des substances actives ruisselées dans le sédiment et dans l'ensemble eau + sédiment des six collecteurs installés.

Tableau 32 : Quantités totales de chacune des substances actives (n = 5) qui ont ruisselé dans les sédiments (Q_{SED}) pour chaque collecteur et densité des adventices dans la parcelle correspondante.

Collecteurs	Quantités de substances actives ruisselées (Q_{SED}) (mg)					Nombre moyen d'adventices par m ²
	Acétamipride	Chlorpyrifos	Cyperméthrine	Lambda-cyhalothrine	Deltaméthrine	
Collecteur 1	0,06	5,33	0,00	-	0,17	6 ± 3
Collecteur 2	0,02	4,85	0,08	-	0,10	4 ± 2
Collecteur 3	0,02	1,11	-	-	0,04	4 ± 2
Collecteur 4	0,06	3,20	0,20	-	0,02	2 ± 1
Collecteur 5	0,02	3,89	0,12	0,05	0,19	4 ± 2
Collecteur 6	0,01	2,61	0,14	0,08	0,04	2 ± 2

Tableau 33 : Quantités totales de chacune des substances actives (n = 5) qui ont ruisselé dans les sédiments et dans l'eau ($Q_{EAU} + Q_{SED}$) pour chaque collecteur et densité des adventices dans la parcelle correspondante

Collecteurs	Quantités de substances actives ruisselées (Q_R) (mg)					Nombre moyen d'adventices par m ²
	Acétamipride	Chlorpyrifos	Cyperméthrine	Lambda-cyhalothrine	Deltaméthrine	
Collecteur 1	32,85	9,65	0,07	-	0,17	6 ± 3
Collecteur 2	20,72	7,63	0,15	-	0,10	4 ± 2
Collecteur 3	45,02	2,15	-	-	0,05	4 ± 2
Collecteur 4	48,57	5,07	0,20	-	0,03	2 ± 1
Collecteur 5	17,54	5,77	0,08	0,08	0,19	4 ± 2
Collecteur 6	22,60	4,17	0,10	0,10	0,04	2 ± 2

Les résultats ne permettent pas d'établir statistiquement une corrélation entre les quantités qui ruissellent et la densité des adventices. On pourra juste relever, par

exemple, que la quantité d'acétamipride ayant ruisselé est plus importante (48,57 mg) pour le collecteur n°4 installé sur une parcelle de densité relativement faible.

Par contre, les résultats démontrent bien que le transfert par ruissellement des substances actives est plus important sous la forme solubilisée que sous la forme adsorbée aux particules de sol (ceci étant d'autant plus vrai que la substance est soluble dans l'eau). En effet, les valeurs $Q_{EAU} + Q_{SED}$ (**tableau 33**) sont largement supérieures aux valeurs des sédiments seuls Q_{SED} (**tableau 32**).

Pour mieux appréhender l'influence de la pluviométrie, de la pente et de la densité des adventices sur une parcelle dans le processus de transfert de l'acétamipride et du chlorpyrifos, un graphique représentant les quantités ruisselées dans chacun des six collecteurs par dates de prélèvement a été réalisé (**Figures 33 et 34**).

Il ressort de l'analyse de ces graphes que ce sont les propriétés intrinsèques des substances actives, et ensuite la pluviométrie, qui influencent le plus le processus de transfert des substances actives par ruissellement à la surface du sol.

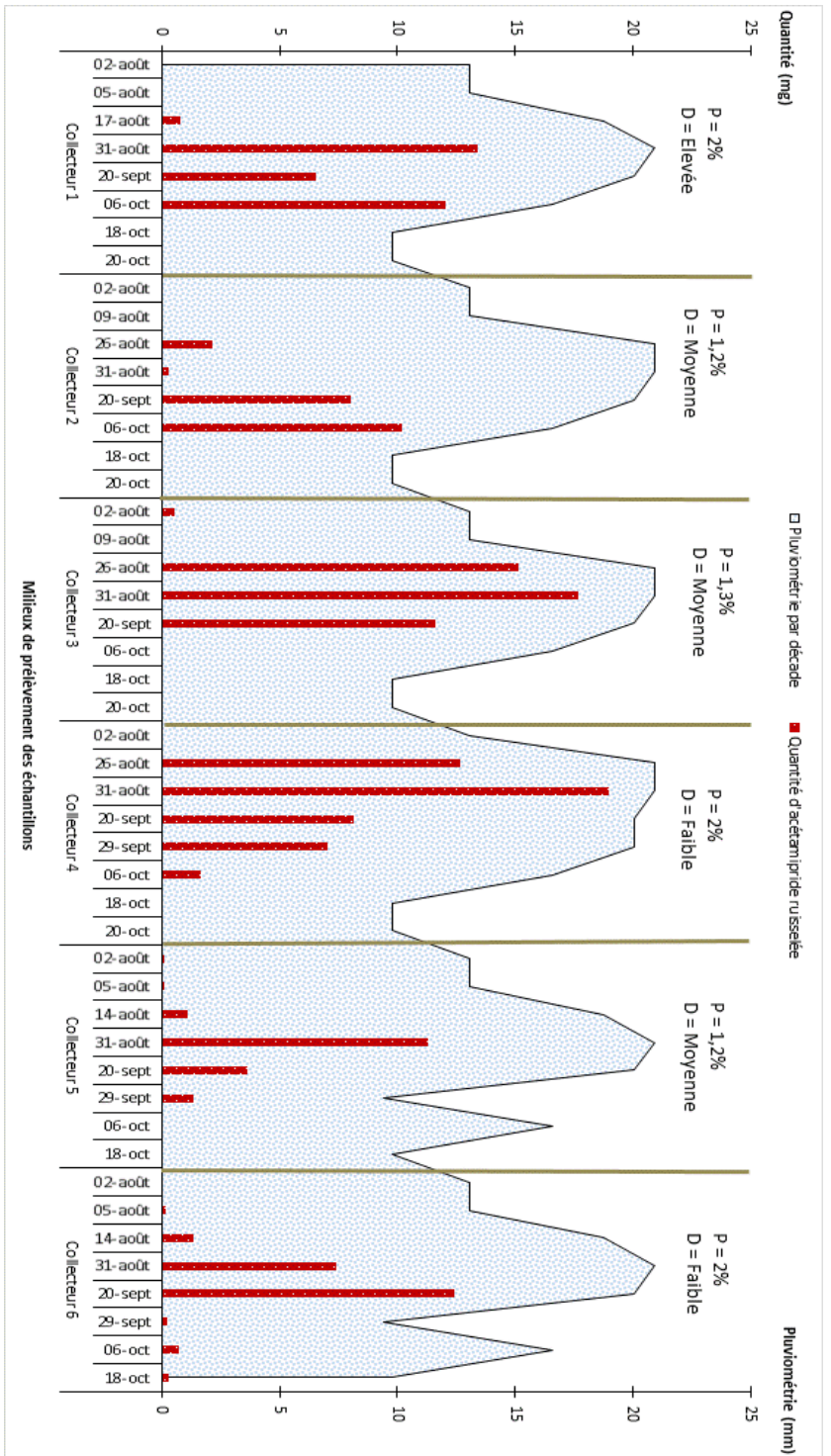


Figure 33 : Quantité d'acétamipride ruissee (mg) par date de prélèvement dans les collecteurs installés (n = 6) en fonction des pluies

P = Pente du collecteur (surface de 25 m x 2,5 m délimitée) ; D = densité des plantes adventices mesurée sur la parcelle.

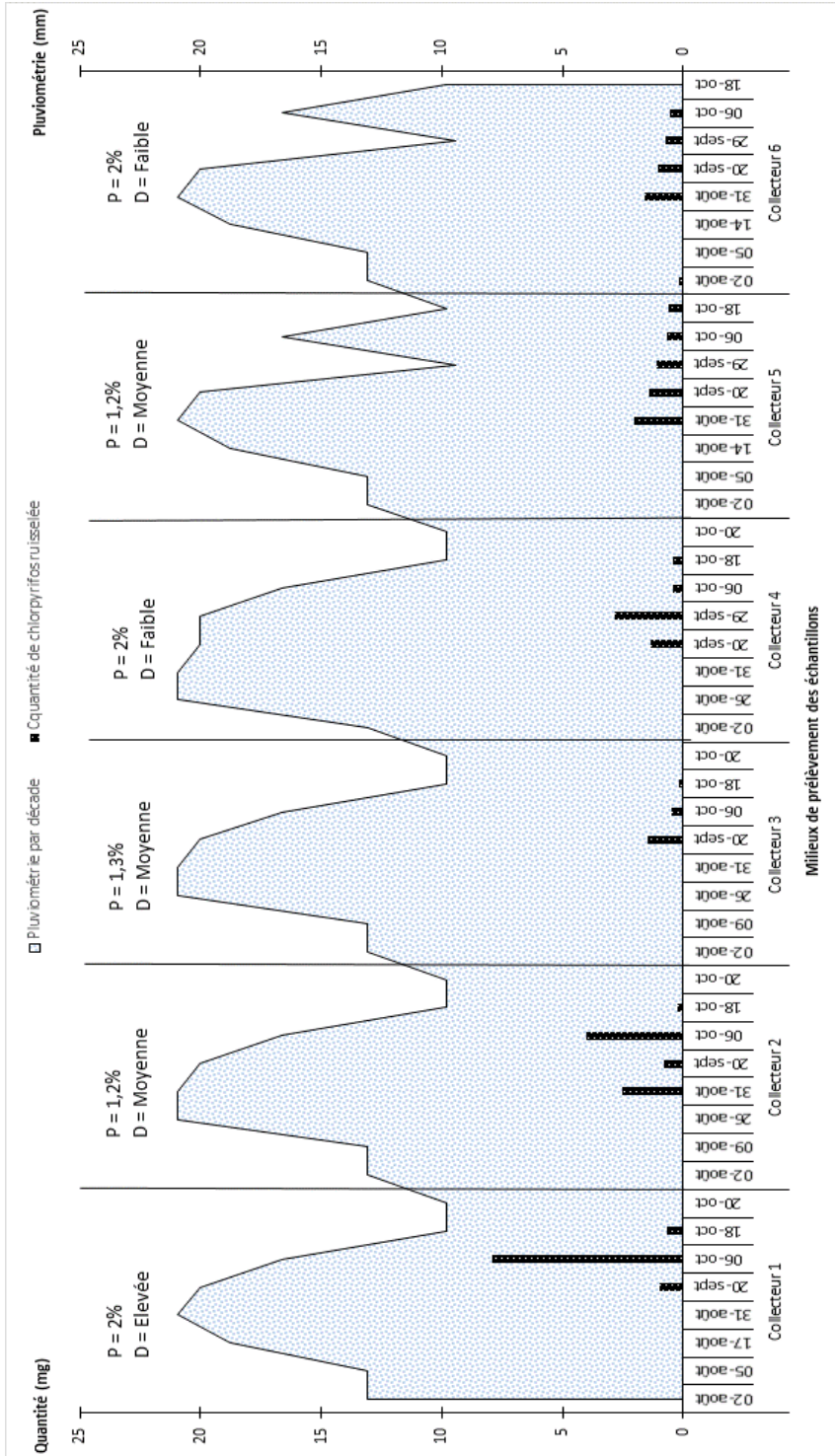


Figure 34 : Quantité de chlorpyrifos ruisselée (mg) par date de prélèvement dans les collecteurs installés (n = 6) en fonction des pluies.

P = Pente du collecteur (surface de 25 m x 25 m délimitée) ; D = densité des plantes adventices mesurée sur la parcelle

4.2.5. Discussion

4.2.5.1. Occupation des sols, utilisation des pesticides et pratiques culturales

Selon le CORPEN (1996), l'occupation du sol, les caractéristiques du milieu et les pratiques culturales sont des éléments à prendre en compte dans l'évaluation de la vulnérabilité et du risque de transfert des contaminants vers les masses d'eau. Par exemple, le couvert végétal peut intercepter la dérive et ralentir le flux de ruissellement, alors que le labour ou le billonnage peuvent influencer le transfert par ruissellement de l'eau de pluie et des sédiments. Ainsi, Benoit *et al.* (2004) montrent qu'en surface du sol, l'abondance de la végétation, notamment la présence d'adventices, est un facteur déterminant de la rétention des pesticides présents dans les eaux de ruissellement. De manière générale, divers auteurs (Calvet *et al.*, 2005; Savadogo *et al.*, 2006) ont mis en évidence l'importance de la végétation dans les processus de rétention et de dégradation des pesticides. Dao (1996) et Streit *et al.* (2002) ont ainsi montré que la présence d'un mulch végétal peut intercepter 80% des produits appliqués.

Dans le bassin de Gambanè, le coton est cultivé sur environ 33 % de la superficie totale, soit 34 % des terres cultivables, et cette culture reçoit des quantités importantes de produits phytopharmaceutiques, car six traitements insecticides sont systématiquement programmés durant la saison culturale, sans compter l'application de quelques herbicides qui remplacent le sarclage traditionnel. Cinq familles d'insecticides ont été identifiées lors d'une enquête, en examinant les emballages. L'acétamipride, l'émamectine benzoate et le chlorpyrifos sont les substances actives les plus utilisées dans la bassin de Gambanè, suivi des pyrèthrinoides malgré la résistance avérée du principal ravageur du cotonnier (*H. armigera*) à cette famille chimique (Martin *et al.*, 2005 ; Achaleke et Brévault, 2009 ; Abou-Yousef *et al.*, 2010 ; Houndété *et al.*, 2010 ; Gnankiné *et al.*, 2013), ce qui conduit les producteurs à dépasser les doses recommandées à l'hectare.

La pratique généralisée du billonnage en coton, contrairement à la théorie en vigueur, accroît le risque de ruissellement dans le bassin de Gambanè. En effet, les billons sont le plus souvent orientés dans le sens de la pente moyenne du terrain, favorisant l'écoulement. En plus, ils diminuent la cohésion du sol et concentrent les eaux de ruissellement sur une ligne. Ainsi, cette pratique culturale accentue l'érosion, qui croît de façon exponentielle avec la pente du terrain (Roose, 1973), drainant ainsi une grande quantité de sédiments vers le point bas de la parcelle. De même, l'emploi fréquent des herbicides (glyphosate, atrazine), qui réduisent considérablement le nombre d'adventices dans les parcelles de coton, augmente encore le risque de ruissellement et la vitesse du flux. C'est ce qu'indiquent les essais avec la fluorescéine qui montrent que le temps de transfert par ruissellement vers la retenue d'eau est relativement court entre le lieu d'émission et la retenue d'eau (quelques minutes lorsqu'il pleut). Si le temps de transfert s'allonge avec la distance au lieu d'application, par ailleurs l'intensité des pluies augmente le ruissellement et donc le

transfert des sédiments contaminés vers la retenue (Pantone *et al.*, 1992 ; Orhon, 1993; Patty, 1997).

4.2.5.2. Variabilité des concentrations d'acétamipride et de chlorpyrifos dans l'eau et les sédiments

L'analyse des échantillons indique que les teneurs en acétamipride sont plus élevées dans l'eau que dans les sédiments au contraire du chlorpyrifos. Ainsi, les teneurs en acétamipride détectées dans l'eau des collecteurs varient de 0,002 mg/l à presque 50 mg/l, et de 0,093 mg/l à environ 30 mg/l dans les échantillons d'eau de la retenue. Dans les sédiments, des teneurs de chlorpyrifos de plus de 450 mg/kg ont été détectées dans les collecteurs et d'environ 210 mg/kg dans la retenue d'eau. Ces différences s'expliquent par les propriétés physico-chimiques de ces deux composés, particulièrement la solubilité, la persistance, la volatilité, la mobilité et l'adsorbabilité (Calvet *et al.*, 2005). Transfert, concentrations résiduelles et persistance de ces deux substances actives, que l'on retrouve principalement dans le milieu à Gambané durant la saison de culture du coton, dépendent essentiellement de leurs propriétés intrinsèques qui sont fondamentalement différentes. La valeur Sw de l'acétamipride montre qu'il est très soluble dans l'eau, et d'après son Koc il aura peu tendance à s'adsorber sur les sédiments (**tableau 34**), ce qui explique que cette substance soit aussi mobile et concentrée dans les échantillons d'eau (EPA, 2002). Selon ARLA (2002), La biodégradation sera la principale voie d'élimination de l'acétamipride car cette substance n'est pas hydrolysée à la température ambiante et pour des pH entre 4 à 9 (ce qui est le cas ici). En conditions aérobies, l'acétamipride sera faiblement persistant dans le sol et modérément persistant dans l'eau. En conditions anaérobies, la vitesse de dégradation sera plus lente. Au contraire, le chlorpyrifos, sera modérément mobile, voire immobile dans les sols. Sa solubilité dans l'eau est très faible et sa constante d'adsorption sur le carbone organique (Koc) est élevée. Ces paramètres expliquent les fortes concentrations enregistrées dans les sédiments des collecteurs et de la retenue, et sa faible concentration dans les échantillons d'eau. D'autant plus que le chlorpyrifos est faiblement persistant dans l'eau en condition aérobie (demi-vie de 5 jours) et que sa vitesse d'hydrolyse varie avec le pH du milieu. Pour des pH entre 5 et 7, sa demi-vie est de 72 jours, mais au pH de 8 elle n'est que de 16 jours.

Tableau 34 : Paramètres de solubilité, de mobilité et de bioaccumulation de l'acétamipride et du chlorpyrifos (Source : Pesticide Properties DataBase, University of Hertfordshire)

Substances actives	Paramètres				
	Koc (ml/g)	Kd	Kow	Sw (mg/l)	DT ₅₀
Acétamipride	200	1,1 ²	6,31	2950	3
Chlorpyrifos	5509	126,6	5,01.10 ⁴	1,05	5

Avec : Koc : coefficient de partition eau-carbone organique (indique la fixation d'une substance active sur le carbone organique) ; Kd : coefficient de partition sol/eau, dit coefficient d'adsorption (indique l'intensité de la fixation d'une substance active sur la phase solide) ; Sw = Solubilité aqueuse (indique la quantité d'une substance pouvant être dissoute par litre d'eau, à 20°C) ; DT₅₀ : temps de demi-vie dans l'eau (en jours, temps pour que la concentration diminue de 50% dans les conditions de l'essai normalisé).

4.2.5.3. Le ruissellement : principale voie de transfert des substances actives

Lors l'émission du pesticide, le dépôt obtenu dans la culture est de loin inférieur au dépôt théorique à cause des phénomènes d'interception par les plantes, de dérive, de volatilisation et de ruissellement (Schiffers, 2011). Les essais réalisés sur la dérive dans les conditions pratiques (Gouda *et al.*, 2018) ont montré que la dérive peut engendrer des contaminations pour les cultures adjacentes, mais que le transfert par cette voie vers la retenue sera limité aux fines gouttelettes qui se volatiliseront dans l'air et seraient emportées au loin. Par contre, les concentrations de substances actives mesurées dans les eaux et les sédiments des collecteurs installés dans les parcelles de coton nous permettent d'affirmer que le ruissellement est la voie la plus importante pour le transfert des pesticides vers les milieux aquatiques. Ces résultats confirment d'autres travaux sur le ruissellement (Baker *et al.* 1978 ; Wauchope, 1978 ; Wu *et al.*, 1983 ; Leonard, 1990 ; Huber *et al.*, 1998 ; Besnard, 1999 ; Hladik *et al.*, 2014). Selon ces auteurs, l'importance du ruissellement dépend du climat, du type de culture, de l'état du sol et des pratiques agricoles.

Dans le bassin de Gambanè, hormis l'influence des pratiques culturales, deux facteurs expliquent l'importance des quantités de substances actives transférées vers la masse d'eau par ruissellement : d'une part la pluviométrie, d'autre part les mauvaises pratiques phytosanitaires (sur-dosages répétés). On observe en effet que, lorsque les précipitations dépassent quelques dixièmes de millimètres, le ruissellement de surface commence et transporte les substances actives. Cette observation est en accord avec d'autres auteurs qui ont montré que, dans ces conditions, de fortes concentrations sont observées dans les quelques heures qui suivent

² La valeur du coefficient de partition sol/eau Kd de l'acétamipride a été approximée par calcul sur la base suivante : $Kd = Koc \times f_{oc}$, avec la fraction de carbone organique $f_{oc} = MO / (100 \times 1,724)$; dans les sols ferrugineux de la zone d'étude la teneur en matière organique est de 0,98%

les épisodes pluvieux (Louchart *et al.*, 2001 ; Schulz, 2001 ; Neumann *et al.*, 2003). Pour Labreuche *et al.* (2005), les transferts de produits phytosanitaires par ruissellement sont très fortement liés aux volumes d'eau ruisselée. Selon Chocat *et al.* (2007), le ruissellement des eaux s'accompagne souvent de phénomènes d'érosion et d'entraînement de particules déposées auparavant sur le sol par temps sec (retombées du traitement notamment). Selon Moilleron *et al.* (2002) et Saget (1994), le ruissellement constitue ainsi un des principaux processus d'apport en polluants dans les compartiments non ciblés de l'environnement. Les quantités totales qui ont été transférées par ruissellement vers les retenues d'eau sont relativement faibles (respectivement 0,005% pour l'acétamipride et 0,0003% pour le chlorpyrifos), cohérentes au regard des propriétés physico-chimiques des substances et comparables aux valeurs de la littérature.

4.2.5.4. Risques pour l'environnement liés à la présence de résidus d'acétamipride et de chlorpyrifos

La classification selon le règlement CLP (Classification, Labelling and Packaging of substances and mixtures) montre que l'acétamipride et le chlorpyrifos sont très toxiques pour les organismes aquatiques ; le chlorpyrifos est nocif et entraîne des effets néfastes à long terme pour les organismes aquatiques. Le rapport de la FAO (1997) indique que les poissons sont particulièrement en danger à chaque fois que le chlorpyrifos est utilisé près des eaux de surface, et selon l'ARLA (2002) l'acétamipride pose un risque pour les invertébrés aquatiques. Mamadou *et al.* (2005) ont montré que l'utilisation du chlorpyrifos dans la vallée du Niger a des risques pour l'environnement avec des effets délétères sur les insectes. Selon Emans *et al.* (1992) l'impact environnemental d'un produit phytosanitaire dépendra du degré d'exposition, résultant de sa dispersion et de sa concentration dans l'environnement, et de ses propriétés toxicologiques.

D'après le calcul de l'IRE, le chlorpyrifos présente un risque plus élevé pour les organismes aquatiques (IRE = 272) que l'acétamipride (IRE = 4). Les essais réalisés avec le chlorpyrifos par Giesy *et al.* (1999) ont montré qu'en eau douce les invertébrés, comme les crustacés et les larves d'insectes (essentiels pour la chaîne alimentaire), sont plus sensibles au chlorpyrifos que les mollusques, les rotifères ou même les vertébrés. Même si son IRE est faible, la présence récurrente de l'acétamipride dans les divers compartiments de l'environnement constitue un risque pour la biodiversité car plusieurs auteurs ont montrés que les néonicotinoïdes agissent en général à des doses très faibles sur le système nerveux central, affectant les insectes et particulièrement les abeilles. Ils affectent leur mobilité par des symptômes tels que des tremblements, des mouvements non coordonnés et l'hyperactivité (Lambing *et al.*, 2001 ; Nauen *et al.*, 2001 ; Medrzycki *et al.*, 2003 ; Colin *et al.*, 2004). Chez les mammifères, l'acétamipride entraîne également l'épuisement et l'appauvrissement des lymphocytes et des hémorragies chez des rats exposés (Mondal *et al.*, 2009). En outre, l'inhibition de la croissance a été retrouvée chez le poisson-chat australien (*Tandanus tandanus*) exposé à 2 ou 10 µg/L de chlorpyrifos (Huynh

et Nugedoda, 2012). Malheureusement, la période de production intense de coton (caractérisée par de fortes pluies qui ruissellent vers les écosystèmes aquatiques) correspond à la période de forte utilisation des produits phytopharmaceutiques et coïncide avec la période de reproduction de plusieurs espèces de poissons vivant dans ces cours d'eau, tels que les clarias, les tilapias, *Chrysichthys*, *Heterobranchus*, etc. (Legendre *et al.*, 1992).

En comparant la concentration estimée de l'acétamipride aux valeurs de CL_{50} établies à 264,50 mg/l pour les fingerlings de *Clarias gariepinus* et de 182,90 mg/l pour les fingerlings de *Oreochromis niloticus* (valeurs obtenues dans le cadre du projet AquaTox), nous pouvons grossièrement estimer que le risque serait nul en ce qui concerne cette substance active pour les poissons.

En ce qui concerne le chlorpyrifos, la CE_{50} - 48 h pour *Daphnia magna* est de 0,0001 mg/litre (*Pesticide Properties DataBase*, University of Hertfordshire). Nous pouvons donc estimer que pour cette substance il y a un risque pour les invertébrés aquatiques d'eau douce, dont *Daphnia magna*, dont on connaît l'importance pour l'écosystème aquatique.

Ces conclusions sont cohérentes par rapport aux résultats de l'analyse de risque (IRE calculés précédemment dans le cadre de l'étude), et elles sont en concordance avec les informations relatives à la classification CLP de ces deux substances actives ou à celles de la littérature et des données des bases internationales consultées (SAGE pesticides, *Pesticide Properties DataBase*, etc.).

4.2.6. Conclusion

Cette étude a permis de mettre en évidence l'importance du phénomène de transfert par ruissellement des produits phytopharmaceutiques. Lors des fortes précipitations et en absence de tout obstacle, le transfert des substances actives du point d'émission à la retenue d'eau est possible en quelques minutes. L'acétamipride et le chlorpyrifos, retrouvés majoritairement sur les emballages des produits phytopharmaceutiques utilisés au cours de la campagne cotonnière se retrouvent également dans les eaux après un épisode pluvieux. Les composés les moins solubles, se fixent sur les particules du sol et sur la matière organique. Ils sont ensuite entraînés par érosion lors de ruissellements importants, en même temps que les particules de sol.

Chapitre 5

Discussion générale

Dans ce chapitre, les réponses aux questions de recherches posées au départ de la thèse seront abordées en vue d'évaluer les risques liés à la contamination des écosystèmes aquatiques par les résidus de pesticides agricoles. En effet, cinq questions de recherche ont fait l'objet d'investigations dans le cadre de la présente thèse. Elles ont été abordées dans les différents chapitres développés. L'étendue et la qualité des réponses apportées à ces questions permettront d'apprécier l'atteinte des objectifs énoncés.

5.1. Analyse macroéconomique de la filière coton au Bénin

Une synthèse documentaire et bibliographique réalisée sur l'importance de la culture du coton au Bénin nous a permis de comprendre à quel point le coton était un secteur économiquement stratégique pour le Bénin. Mais en réalité, il s'agit d'un « colosse aux pieds d'argile » car ce secteur est en proie à de nombreuses difficultés, dont l'effet dévastateur des intrants sur l'environnement qui a pourtant été souvent mis en exergue par les chercheurs.

Il ressort de l'analyse réalisée que le coton occupe aujourd'hui une place prépondérante dans l'économie nationale du Bénin (largement dépendante du secteur agricole qui contribue pour 33% du PIB). En effet, le coton représente, 75% des recettes d'exportation, 90% des recettes agricoles et 24% des recettes globales de l'Etat (ONS, 2012), 45% des entrées fiscales hors douanes et contribue, en termes de valeur ajoutée, pour 13% à la formation du produit intérieur brut (PSRSA, 2011 ; MAEP, 2014). Pour Ton et Vodouhè, (1994), le coton constitue « le moteur blanc du développement » pour l'économie du Bénin car depuis 1992, c'est la filière coton qui domine, représentant à elle seule plus de 35% des exportations (Myers et Stolton, 1999). Cette observation, se confirme car aujourd'hui le coton est cultivé dans la quasi-totalité des communes du Bénin et se généralise comme partout en Afrique de l'Ouest et du Centre, où environ deux à trois millions de ménages cultivent le coton sur une partie de leurs champs sur une superficie moyenne proche de 1 ha (Hussein et al., 2005). En outre, le coton remplit des fonctions tant macro ou microéconomiques que sociales (Hugon et Mayeyenda, 2003 ; Bourdet, 2004 ; Hugon, 2007 ; Tschirley et al., 2008).

Malheureusement, cette culture qui procure aux producteurs agricoles de la zone Nord du Bénin environ deux-tiers à trois-quarts de leurs revenus monétaires (Ton et al., 2004), est caractérisée par une faible productivité malgré l'utilisation d'engrais minéraux pour la fertilisation du sol et de pesticides chimiques pour la lutte contre les adventices et les bioagresseurs. On assiste aussi à une utilisation intensive de produits phytopharmaceutiques, en partie d'origine et de qualité douteuses.

La production de coton au Bénin a connu une augmentation de 38,1% de 1993 à l'an 2000 (OBEPAB, 2002) parallèle à une consommation croissante de pesticides. Ainsi, durant cette même période, la consommation de pesticides au Bénin est passée de 1.972.764 litres en 1993 à 2.314.127 litres en 2000, soit une augmentation de 17,3%

en huit ans (OBEPAB, 2002), puis de 1.869.400 litres en 2006 à 2.436.500 litres en 2015, soit une nouvelle augmentation de plus de 30% (MAEP, 2015). Cependant, malgré l'emploi des engrais et pesticides, si la production globale augmente grâce à l'extension des surfaces cultivées, les rendements du coton stagnent et engendrent des effets néfastes sur l'environnement (Monkiédjé *et al.*, 2000 ; Saiyed *et al.*, 2003 ; Soclo, 2003 ; Sanborn *et al.*, 2004 ; Toé *et al.*, 2004 ; Mamadou *et al.*, 2005 ; Démbélé, 2006 ; Kodjo, 2007 ; Bonicelli *et al.*, 2012 ; Eddaya *et al.*, 2015). Plusieurs auteurs ont rapporté que la baisse de la fertilité des sols constitue le principal impact environnemental et obstacle au développement agricole dans les zones cotonnières (Van der Pol et Traoré, 1993 ; Quak *et al.*, 1996).

5.2. Analyse des facteurs qui conduisent à une utilisation intensive des produits phytosanitaires

Il ressort de l'analyse DPSIR (*Driver-Pressure-State-Impact-Response*) (Van den Bosch *et al.*, 1999) et des enquêtes réalisées que la forte pression parasitaire (en partie à cause de la résistance des ravageurs du fait de l'emploi des mêmes familles d'insecticides sur de longues périodes), le faible taux d'instruction et le manque de formation des producteurs de coton, constituent autant de facteurs conduisant à une utilisation abusive des produits phytopharmaceutiques. Ces résultats rejoignent ceux de Ahouangninou *et al.*, (2011), Naré *et al.* (2015) au Burkina Faso, Wognin *et al.* (2013) en Côte d'Ivoire, Wade (2003) et Badiane (2004) au Sénégal, Kanda (2011) et Kanda *et al.* (2013) au Togo. Par ailleurs, cette méthode d'analyse de filière a été également utilisée par Son *et al.* (2017) au Burkina Faso pour identifier les facteurs (*drivers*) qui poussent à l'utilisation intensive des produits phytopharmaceutiques.

Ces forces motrices produisent une pression sur l'environnement à cause des quantités croissantes de produits phytopharmaceutiques utilisés (avec des sur-dosages répétés face aux résistances), qui dégradent l'état de l'environnement, avec des impacts sur la santé humaine et sur la biodiversité des écosystèmes (perte de biodiversité, perte de services écosystémiques).

Un ensemble de réponses / mesures devraient être prises soit pour réduire l'usage des intrants, soit pour en atténuer les effets identifiés. Le plan d'action devrait correspondre à une palette d'actions, préventives ou correctives, individuelles ou collectives (ex : législations), qui réduiraient la puissance des forces motrices, les pressions et les impacts sur l'environnement. L'analyse fait apparaître que les réponses apportées par l'Etat béninois ou le secteur ne sont pas, jusqu'ici à la hauteur des défis posés dans le secteur du coton. Comme réponse, il s'agit essentiellement de dispositions constitutionnelles (prévues par la Constitution du 11 décembre 1990 de la République du Bénin en son article 27 qui stipule que « *toute personne a droit à un environnement sain, satisfaisant et durable et a le devoir de le défendre. L'Etat veille à la protection de l'environnement* »), renforcées par les engagements internationaux pris par le Bénin à travers la ratification de presque toutes les conventions et accords internationaux relatifs à la protection de l'environnement en matière de gestion des

produits phytosanitaires. Sur le terrain, ces dispositions très générales ont très peu d'impact.

5.3. Risques sanitaires et environnementaux liés aux pratiques culturelles

5.3.1. Facteurs d'exposition des paysans et risques sanitaires

Le risque sanitaire pour les paysans s'explique d'une part par les mauvaises pratiques observées et d'autre part par la toxicité des substances et produits employés dans le bassin cotonnier.

La majorité des producteurs de coton du bassin cotonnier connaissent mal la toxicité réelle des pesticides utilisés et sont ignorants de leur mode d'utilisation. Les mauvaises pratiques observées chez les producteurs proviennent de leurs niveaux d'instruction relativement bas. Dans notre enquête, 76% des enquêtés n'ont aucun niveau d'instruction, 17% ont atteint un niveau primaire et seulement 7% le secondaire. Mais il est également important de rappeler que les 17% ayant atteint le primaire n'ont pas un niveau suffisant pour lire et comprendre les instructions et les pictogrammes présents sur les emballages des produits phytopharmaceutiques.

Plusieurs auteurs (Monkiédjé *et al.*, 2000, Saiyed *et al.*, 2003, Soclo, 2003 ; Cissé *et al.*, 2006 ; Toé, 2010 ; Ahouangninou *et al.*, 2011 ; Ngom *et al.*, 2012 ; Gnankiné *et al.*, 2013 ; Adechian *et al.*, 2015 ; Roditakis *et al.*, 2015 ; Lehmann *et al.*, 2016 ; Son *et al.*, 2017) ont montré les conséquences d'un manque d'instruction et/ou de formation qui se traduisent le plus souvent par une intoxication des agriculteurs qui s'exposent sans précaution et des consommateurs via les résidus.

Cela explique pourquoi dans le bassin cotonnier au Bénin, les pratiques phytosanitaires, le stockage des produits phytopharmaceutiques dans les magasins de stockages communaux, la gestion des emballages vides ne respectent pas les normes des Bonnes Pratiques Phytosanitaires (BPP). Ainsi, pour Gomgnimbou *et al.*, 2009, l'utilisation des emballages vides de produits phytopharmaceutiques après ou sans lavage pour conditionner les eaux de consommation est une source de danger sanitaire pour les populations.

De mauvaises pratiques quasi identiques sont observées dans la sous-région. Les mêmes constats ont été faits par Fanou *et al.* (2005) au Sud du Bénin, Adechian *et al.* (2015) et Zoumenou *et al.* (2018) dans le bassin cotonnier au Bénin également, Doumbia et Kwadjo (2009) en Côte d'Ivoire, Kanda *et al.* (2013) au Togo, Ilyassou *et al.* (2015) au Niger, Son *et al.* (2017) au Burkina Faso. Tous ont souligné la mauvaise gestion des produits phytopharmaceutiques et signalé les menaces de risques sanitaires pour les utilisateurs ou les consommateurs.

En ce qui concerne les substances actives qui ont été identifiées sur les emballages de pesticides répertoriés sur le terrain, leur classification selon le règlement CLP montre que la quasi-totalité des substances actives sont toxiques ou nocives en cas d'ingestion et par contact cutané. La situation est inquiétante dans la mesure où 85%

des producteurs enquêtés utilisent des doses d'insecticides plus élevées que celles recommandées, sans se protéger. En effet, le risque d'intoxication est accru quand les doses sont élevées et que la protection est inexistante. Les mêmes constats ont été faits par Duemmler (1993), Kumar (1991) et Guissou *et al.* (1996) qui estiment que l'exposition des producteurs de coton lors des traitements, pendant une longue durée et sans matériel de protection adéquat, constitue une source majeure de risque pour leur santé.

Les EPI jouent un rôle très important dans la réduction de l'exposition des opérateurs aux produits phytosanitaires. Malheureusement, par manque d'EPI adaptés aux conditions locales, chers ou peu disponibles, les producteurs de coton béninois, ignorants des conséquences pour leur santé s'exposent à ces produits lors des manipulations et des pulvérisations. La principale raison évoquée à l'absence de port des EPI est la chaleur excessive ressentie lors des pulvérisations lors du port de ces combinaisons. Pourtant, nos calculs prédictifs montrent que le risque d'exposition pourrait être considérablement réduit si les agriculteurs portaient un équipement complet. Ces résultats sont similaires à ceux d'Illyassou *et al.* (2015) au Niger, de Son *et al.* (2017) au Burkina Faso chez les producteurs maraîchers, de Gomgnimbou *et al.* (2009) chez les producteurs de coton au Burkina Faso, de Fanou *et al.* (2005) et Adechian *et al.* (2015) chez les producteurs de coton au Bénin.

Par ailleurs, les affections ressenties par les producteurs après un traitement phytosanitaire dans la majorité des cas sont des irritations cutanées (60% de l'échantillon d'enquête), de la toux (13%), des céphalées (11%), des nausées (8%), des affections oculaires (7%) et des vertiges (3%). Plusieurs études réalisées dans les mêmes conditions environnementales ont relevé les mêmes affections suite à l'utilisation de produits phytopharmaceutiques (Guissou *et al.*, 1996 ; Toé, 2007 ; Gomgnimbou *et al.*, 2009 ; Illyassou *et al.*, 2015 ; Son *et al.*, 2017). Par contre, certains producteurs (environ 15% de notre échantillon), compte-tenu du fait que les affections ressenties ne sont pas immédiates, ne s'estiment pas affectés par les pulvérisations et pensent même avoir développé une immunité à l'égard de ces produits. Les producteurs qui sont potentiellement exposés n'arrivent pas à faire le lien entre leurs problèmes de santé et l'usage des produits phytopharmaceutiques (Nicourt et Girault, 2009), alors que certaines substances actives ingérées, même à de faibles doses, sont toxiques (Richard *et al.*, 2005).

De nos calculs à l'aide des modèles, il apparaît que toutes les substances actives identifiées auprès des producteurs présentent des risques d'exposition potentielle plusieurs fois plus élevés que le niveau d'exposition reconnu comme acceptable pour l'opérateur (AOEL): les pourcentages d'AOEL fournis par le modèle varient entre 165% et 54580%. Plus les doses utilisées sont élevées, plus cette tendance se renforce (ainsi, pour l'acétamipride, à la dose recommandée sans EPI, l'exposition est de 88% AOEL mais en utilisant doublant la dose recommandée l'exposition passe à 175% AOEL). Les risques sont critiques, par ordre d'importance, pour le chlorpyrifos, l'émamectine benzoate, la lambda-cyhalothrine, l'acétamipride et la cyperméthrine.

Abondant dans le même sens, Lincer *et al.* (1981), ont remarqué que de faibles concentrations de résidus de pesticides peuvent avoir des conséquences biologiques

significatives et causer des cancers ou provoquer des transformations génétiques. En outre, de nombreuses études *in vitro* ont montré que l'endosulfan est un perturbateur endocrinien (Colborn *et al.*, 1997 ; ATSDR, 2000 ; US EPA, 2002 ; Okoumassoun *et al.*, 2002 ; Yèhouéno, 2005). Les personnes exposées courent ainsi le risque de troubles de la reproduction et d'infertilité, de cancer du foie, de malformations congénitales, de problèmes neurologiques, de troubles de cognitifs ou d'altération du développement, d'un système immunitaire affaibli, voire encourent une issue fatale (PRSE, 2010 ; INSERM, 2013). Malheureusement les enfants sont encore plus vulnérables en cas d'exposition (PRSE, 2010).

5.3.2. Influence des pratiques culturelles et phytosanitaires sur les écosystèmes terrestres et aquatiques

L'analyse des résultats obtenus dans le cadre de notre étude indique que, lors de l'application des produits phytopharmaceutiques, les pertes par dérive d'une part, et par ruissellement d'autre part, en direction des différents compartiments de l'environnement varient suivant l'état de développement des cultures, du réglage du pulvérisateur, du type de pulvérisateur utilisé, de la composition de la bouillie, de la technique et de la hauteur d'application et des conditions météorologiques.

Toutes les voies de dispersion n'ont pu être étudiées durant la thèse, mais nos résultats sont similaires à ceux trouvés par plusieurs auteurs dans d'autres pays (BCPC, 1986 ; Solie et Alimardani, 1986 ; Gil et Sinfort, 2005 ; Qi *et al.*, 2008 ; Bahrouni, 2010 ; Al Heidary *et al.*, 2014). Même si l'on ne dispose que de peu de données sur les pertes à l'épandage, Aubertot *et al.* (2005) indiquent que les pourcentages des substances actives n'arrivant pas sur leurs cibles peuvent être très importants. Ainsi, tous les compartiments du bassin cotonnier sont sujets à une contamination par les produits phytosanitaires dont les effets, directs ou indirects, se manifesteront parfois longtemps après l'exposition (Aubertot *et al.*, 2005).

Parmi les aspects liés à l'impact des produits phytopharmaceutiques, nous avons choisi d'aborder la « vulnérabilité » d'un bassin versant. En se référant au Comité d'Orientation pour les Pratiques agricoles respectueuses de l'Environnement (CORPEN, 2003), nous entendons par « vulnérabilité » la propension d'un milieu à être atteint par un polluant.

A cet effet, nous avons donc étudié un ensemble de facteurs qui pouvaient expliquer cette vulnérabilité de la masse d'eau tels que l'occupation des sols, les produits utilisés sur les cultures, le couvert végétal, la topographie, la distance entre les champs et la retenue d'eau, les pratiques en vigueur dans le bassin, etc. Notre choix s'est porté sur Gambanè (Nord-Bénin) village dans lequel se trouve une retenue d'eau utilisée par les populations locales non seulement pour la pêche, la pisciculture, le maraîcher, l'abreuvement des animaux mais également pour le rinçage des appareils de pulvérisation par plusieurs cotonculteurs.

Dans le bassin étudié, 33% de la superficie est occupée par le coton. Les résultats de notre enquête indiquent que tous les cotonculteurs utilisent des produits

phytopharmaceutiques (surtout des insecticides, mais aussi des herbicides), pour 85% d'entre eux à des doses plus élevées que celles recommandées pour lutter contre les ravageurs. Cette pratique est contraire à celle recommandée car elle facilite le développement de résistances chez les ravageurs du cotonnier (Kumar, 1991 ; Georgiou et Taylor, 1977) - dont celle du redoutable ennemi du cotonnier *Helicoverpa armigera* vis-à-vis des pyréthrinoïdes (Martin *et al.*, 2005 ; Abou-Yousef *et al.*, 2010 ; Houndété *et al.*, 2010 ; Gnankiné *et al.*, 2013) - et certaines années des dégâts importants causés par des acariens (PR-PICA, 2015), ce qui engendre des traitements répétés sur les champs (Le Clech, 1998), avec aussi une augmentation des doses (Son *et al.*, 2017 ; Adechian *et al.*, 2015).

Le dépassement réitéré des doses recommandées et, en général, l'excès des intrants utilisés en agriculture peuvent réduire l'abondance des auxiliaires mais aussi des autres insectes, qui constituent une source importante de proies vivantes pour de nombreuses espèces des écosystèmes (reptiles, oiseaux, batraciens,...) et réduire le nombre des espèces de mauvaises herbes en cas d'usage des herbicides totaux ou sélectifs. Les herbicides utilisés peuvent changer les habitats en altérant la structure de la végétation, et finalement conduire au déclin des populations d'insectes auxiliaires. Boatman *et al.* (2007) démontre que cela conduit au déclin de la biodiversité.

Les résultats de nos analyses indiquent la présence dans le milieu de substances actives de la famille des organochlorés (endosulfan), en faible concentration, et des organophosphorés (chlorpyrifos), avec des teneurs beaucoup plus élevées. Les mauvaises pratiques et l'usage intensif de tels produits phytopharmaceutiques se traduiront très probablement par un dérèglement faunistique. On constate un risque de disparition des ennemis naturels et de déstabilisation de la biodiversité avec l'apparition d'autres formes de ravageurs dans le réseau trophique des écosystèmes, entraînant les producteurs dans un cercle vicieux. Selon Liess *et al.* (2005), le suivi des populations d'invertébrés terrestres exposées aux produits phytopharmaceutiques est presque exclusivement centré sur l'abeille domestique. Or, la quasi-totalité des substances actives identifiées (83% des substances actives identifiées dans les échantillons) présentent un risque pour les abeilles selon l'indicateur de risque pour l'environnement (IRE). A titre d'exemple, la lambda-cyhalothrine (l'une des substances actives les plus utilisées contre les ravageurs du cotonnier) entrave jusqu'à deux semaines le niveau d'infestation et de colonisation des pucerons par les parasitoïdes (Rafalimanana, 2003). Langley et Stark (1996), cité par Son *et al.* (2017) expliquent ce retard d'apparition des insectes auxiliaires dans les parcelles traitées, soit par la toxicité et l'action directe des produits phytopharmaceutiques sur l'activité des auxiliaires qui sont exposés au produit pulvérisé et aux résidus sur le feuillage ou dans la nourriture contaminée (nectars, pollens, exsudats foliaires), soit par la formulation utilisée (les formulations concentrées émulsionnables se montrent plus toxiques pour les auxiliaires que d'autres formulations comme les granulés ou les suspensions concentrées). Le retard pourrait également s'expliquer par l'action répulsive des pesticides sur la faune utile comme cela a été montré pour l'abeille avec les pyréthrinoïdes (Demolis, 1992, cité par Rafalimanana, 2003).

Kasai et Hanazato (1995a) ajoutent que cette perturbation des niveaux inférieurs des réseaux trophiques des différents écosystèmes peut avoir des conséquences néfastes qui se propagent jusqu'aux niveaux les plus élevés (prédateurs, super-prédateurs).

Le calcul des paramètres écotoxicologiques de l'IRE pour les substances actives de ces deux familles montre aussi un risque élevé pour les oiseaux. La mauvaise utilisation des produits phytopharmaceutiques au Bénin affecte déjà des espèces protégées au Bénin comme l'indique la liste rouge de l'UICN (Nevenschwander *et al.*, 2011). Parmi les substances actives, celles de la famille des organochlorés (ex : endosulfan) présentent des risques pour les vers de terre. Un impact sur la macrofaune suppose également un effet indirect sur les oiseaux.

En ce qui concerne la faune aquatique, abondant dans le même sens, Agbohessi (2014), a montré que l'une des raisons du ralentissement de croissance des poissons exposés à un mélange de substances actives dont l'endosulfan, est la disparition de certaines espèces non résistantes aux produits phytopharmaceutiques qui étaient une source d'aliments pour ces poissons. Ainsi, selon cette même source, les changements de structure des communautés aquatiques peuvent en théorie entraîner des modifications de l'abondance et/ou de la composition de certains groupes de poissons et notamment des poissons herbivores.

5.4. Mécanismes de transfert des produits phytopharmaceutiques vers les écosystèmes aquatiques

Les produits phytopharmaceutiques rejoignent les écosystèmes aquatiques par divers mécanismes. Deux principaux mécanismes de transfert ont fait l'objet d'essais dans cette recherche : il s'agit de la dérive et du ruissellement.

Pour *le transfert par dérive*, il apparaît que, dans les mêmes conditions météorologiques ($35^{\circ} \pm 1^{\circ}\text{C}$; H.R. : $64 \pm 4\%$; vent stable d'environ 3 m/sec), la hauteur de pulvérisation de 1,5 m et la canne de pulvérisation centrifuge engendrent des pourcentages de dérive significativement supérieurs à ceux générés respectivement pour la hauteur de pulvérisation de 1 m et le pulvérisateur à dos. En outre, avec une vitesse moyenne du vent plus ou moins constante lors des essais et égale à $3,0 \pm 0,4$ m/s ($10,8 \pm 1,6$ km/h), l'examen des résultats obtenus avec les deux type d'appareils indique des traces de tartrazine, hors de la zone ciblée par le traitement, jusqu'à une distance maximale de 16 m à partir du point d'émission. Ces valeurs enregistrées pour les conditions météorologiques sont dans la fourchette recommandée pour la pulvérisation du coton avec ces appareils (Schiffers, 2011 ; Salah *et al.*, 2015). Les résultats indiquent également que la quantité de tartrazine obtenue lors des pulvérisations est inversement proportionnelle à la distance de collecte quels que soient le type de pulvérisateur utilisé et la hauteur de pulvérisation. Les mêmes observations ont été faites par Stainier (2004), Bauwens (2008), et Nandjui (2009), lors des essais de quantification de dérive et de contamination.

En outre, il apparaît que traiter à plus grande hauteur conduit donc théoriquement à une perte plus importante du produit utilisé. Ces résultats sont conformes à ceux de Asman *et al.* (2003) ; Gil et Sinfort (2005) ; Baetens *et al.* (2009) qui ont aussi constaté que la hauteur de pulvérisation a une forte influence sur la répartition du produit lors des pulvérisations. De même, pour les mêmes conditions météorologiques, une hauteur de pulvérisation identique et à distance égale, les pourcentages de dérive engendrés par la canne centrifuge sont nettement supérieurs à ceux obtenus avec le pulvérisateur à dos quel que soit le niveau de collecte.

Pour le *transfert par ruissellement*, il ressort de l'analyse des résultats qu'au cours de la campagne cotonnière 2016 - 2017, six substances actives utilisées dans le cadre des traitements phytosanitaires se retrouvent dans les eaux et les sédiments après des épisodes pluvieux. Les quantités moyennes ruisselées varient entre $0,002 \pm 0,004$ à $0,156 \pm 0,095$ g/ha pour l'acétamipride et de $0,001 \pm 0,001$ à $0,039 \pm 0,048$ g/ha pour le chlorpyrifos retrouvées dans la quasi-totalité des échantillons prélevés dans les collecteurs et dans la retenue d'eau.

Il ressort de l'analyse des résultats de nos essais que hormis les pratiques (culturales et phytosanitaires), le processus de transfert par dérive est pondéré par les conditions météorologiques du milieu, et le ruissellement par les caractéristiques du milieu (pente, densité des adventices, structure du sol) et la pluviométrie.

Plusieurs études ont montré qu'une des voies les plus importantes de transfert des produits phytopharmaceutiques vers les milieux aquatiques est le ruissellement provenant des surfaces agricoles, et qu'un ensemble de paramètres en détermine l'importance: le climat, le type de culture, l'état du sol, les pratiques agricoles... (Baker *et al.*, 1978 ; Wauchope, 1978 ; Wu *et al.*, 1983 ; Leonard, 1990 ; Huber *et al.*, 1998 ; Besnard, 1999). Abondant dans le même sens, plusieurs auteurs (Kirby et Morgan, 1980 ; Foster *et al.*, 1982a ; Foster *et al.*, 1982b ; Govers *et al.*, 1987 ; Govers *et al.*, 1994a ; Boudjemline *et al.*, 1993 ; Martin, 1997) ont montré qu'il existe une relation directe et significative entre la pente, la longueur des parcelles et le taux de ruissellement et aussi avec l'érosion diffuse. A cela nous pouvons ajouter la couverture végétale du sol qui représente l'un des facteurs le plus efficace pour réduire le ruissellement et l'érosion parcelnaires. De même, Orou Seko (2013) fait un lien avec la baisse de la fertilité des sols qui pourrait être due à l'érosion parcelnaire due aux mauvaises pratiques culturales. Pour Devine et Furlon (2007), cette érosion parcelnaire en lien avec l'utilisation des produits phytosanitaires peut être également un indice de perturbation de l'activité de la macrofaune.

5.5. Niveaux de contamination atteints dans les eaux après une campagne cotonnière et risques pour les organismes aquatiques

Les résultats des analyses des échantillons d'eau et de sédiments prélevés au cours de la campagne 2016 - 2017 indiquent des niveaux de contamination élevés en résidus

de produits phytopharmaceutiques en fonction du milieu de prélèvement (que ce soit dans l'eau ou dans les sédiments, et que ce soit dans les collecteurs ou la retenue).

Les concentrations de l'acétamipride et celui du chlorpyrifos sont les plus élevées et ils sont présents dans quasi tous les échantillons prélevés quelle que soit la fenêtre de traitement.

Pour l'acétamipride, les concentrations varient de 0,002 mg/l à presque 50 mg/l dans l'eau des collecteurs, et de 0,093 mg/l à environ 30 mg/l dans les échantillons d'eau de la retenue et sont beaucoup plus faibles dans les sédiments : elles atteignent 2,7 mg/l dans les échantillons des collecteurs et 1,7 mg/l dans ceux de la retenue d'eau.

Pour le chlorpyrifos, par contre, les résultats indiquent des concentrations importantes dans les sédiments (jusqu'à plus de 450 mg/kg dans les collecteurs et presque 210 mg/kg dans la retenue d'eau) ; elles sont relativement faibles dans l'eau, que ce soit dans les collecteurs (0,0004 mg/l à 7 mg/l) ou au niveau de la retenue (0,008 mg/l à 1,7 mg/l).

En outre, des résidus de cyperméthrine, de lambda-cyhalothrine, de deltaméthrine et d'endosulfan (0,001 mg/l, dans un seul échantillon d'eau de la retenue à la fin de la campagne de pulvérisation), sont retrouvés seulement plus tardivement, à partir de la deuxième fenêtre de traitement (du 3^{ème} au 6^{ème} traitement).

Sur base des résultats, il est peut être possible de tenter d'estimer *le niveau de concentration maximale possible des substances actives pour l'ensemble de la masse d'eau* afin de savoir si, en théorie et en prenant le « worst case », les valeurs de CL₅₀ ou de PNEC pourraient être excédées pour les espèces vivant dans la retenue. Cette approche est maximaliste (car on considère que les substances ne se dégradent pas au cours de la saison), et elle est à prendre avec toute la prudence requise pour une extrapolation à une aussi large échelle.

Pour ce calcul, on considère que le transfert par ruissellement représente un pourcentage (**P%**) de 0,005% pour l'acétamipride et de 0,0003% pour le chlorpyrifos des quantités totales appliquées (**Q_T**) dans le bassin de Gambanè, qui sont respectivement de 10.464 g pour l'acétamipride et de 32.700 g pour le chlorpyrifos.

Pour estimer le volume d'eau de la retenue de Gambanè, la superficie a été estimée à 1,23 ha (12.300 m²) et la profondeur de 3 m (en période de crue dans les mois d'août et septembre, d'après les personnes ressources et le plan de gestion de la retenue d'eau), soit un volume d'environ 36.300 m³.

Sur cette base, le **tableau 35** reprend les concentrations estimées suivantes :

Tableau 35 : Calcul des concentrations maximales possibles dans l'eau de l'acétamipride et du chlorpyrifos à Gambané en fin de saison pour un volume de 36.300 m³ (ou 36.300.000 litres)

Substances actives	Paramètres de calcul		
	Quantité totale appliquée dans le bassin (en g) (Q _T)	Quantité attendue dans la retenue d'eau (en g) (Q _T x P%)	Concentrations dans la retenue d'eau (mg/l)
Acétamipride	10.464	52,32	0,0014
Chlorpyrifos	32.700	9,81	0,0003

A titre indicatif, le pourcentage de ruissellement (P%) calculé sur base de la valeur médiane est de 0,003% pour l'acétamipride et de 0,0002% pour le chlorpyrifos

En comparant la concentration estimée de l'acétamipride aux valeurs de CL₅₀ établies à 264,50 mg/l pour les juvéniles de *Clarias gariepinus* et de 182,90 mg/l pour les juvéniles de *Oreochromis niloticus*, nous pouvons grossièrement estimer que le risque serait nul en ce qui concerne cette substance active pour les poissons.

En ce qui concerne le chlorpyrifos, la CE₅₀ - 48 h pour *Daphnia magna* est de 0,0001 mg/l (Pesticide Properties DataBase, University of Hertfordshire). Nous pouvons donc estimer que pour cette substance il y a un risque pour les invertébrés aquatiques d'eau douce, dont *Daphnia magna*, dont on connaît l'importance pour l'écosystème aquatique.

Ces conclusions sont cohérentes par rapport aux résultats de l'analyse de risque (IRE calculés précédemment dans le cadre de l'étude), et elles sont en concordance avec les informations relatives à la classification CLP de ces deux substances actives ou à celles de la littérature et des données des bases internationales consultées (SAGe pesticides, Pesticide Properties DataBase, etc.).

Par ailleurs, l'intérêt pour la pollution de l'eau causée par les produits phytopharmaceutiques est récurrent en Europe (Carluer *et al.*, 1996), mais néanmoins plusieurs études ont été déjà réalisées en Afrique sur d'autres pesticides. Ainsi, au Bénin, Gbaguidi *et al.* (2011) ont relevé des concentrations d'atrazine variant de 0,05 à 0,475 µg/litre, de glyphosate variant de 0,10 à 1,316 µg/litre et des insecticides pyréthrinoides de 0,75 à 4,450 µg/litre dans les eaux de la rivière Agbado à Savalou. Dans cette même dynamique, des teneurs en DDT de 1 à 100 µg/litre et en endosulfan de 58 à 746 µg/litre pour l'eau de surface dans les zones cynégétiques du Pendjari, du Djona et du Parc W ont été relevées par (Agbohessi *et al.*, 2014).

Les teneurs retrouvées dans les eaux sont largement supérieures à la concentration létale pour les crevettes (Ritter *et al.*, 1997) et celles susceptibles de provoquer la mortalité et la déformation chez les larves issues des géniteurs d'*Oreochromis mossambicus* (Mlambo *et al.*, 2009). Par ailleurs, Okoumassoun *et al.* (2002), signalent la présence du lindane (105 µg/g), de la dieldrine (75 µg/g), de l'heptachlore (30 µg/g), du pp-TDE (28 µg/g) chez les tilapias mâles (*Sarotherodon melanotheron* Rüppell, 1852) capturés le long du fleuve Ouémé, ainsi qu'une concentration plasmatique en vitellogénine atteignant 38 µg/ml. En Côte d'Ivoire, Traoré *et al.* (2006), signalent une contamination de l'eau souterraine par les pesticides organophosphorés et organochlorés utilisés dans la production du cacao et les cultures maraîchères. Les produits phytopharmaceutiques répandus de manière intentionnelle ou non dans les eaux douces et saumâtres béninoises, sont accusés depuis 1997 de la disparition de 40 espèces de poissons en plus de phénomènes de féminisation de *Sarotherodon melanotheron* (Agbohessi, 2014). L'auteur indique également que l'endosulfan et le THIAN sont responsables du ralentissement de croissance chez les clarias africain prélevés dans le bassin cotonnier. En outre, l'inhibition de la croissance a été retrouvée chez le poisson-chat australien (*Tandanus tandanus*) exposé à 2 ou 10 µg/L de chlorpyrifos (Huynh et Nuggedoda, 2012), chez le tambour rouge (*Sciaenops ocellatus*) exposé à des concentrations de 40 à 80 µg/L d'atrazine, 1 à 10 µg/L de malathion (McCarthy et Fuiman, 2008).

Des essais sur la concentration environnementale de l'endosulfan ont été effectués au labo sur des clarias ; ils se sont soldés par la mort de tous les sujets exposés. Cette situation indique le drame écologique que subissent les écosystèmes aquatiques pendant les périodes d'utilisation intense des produits phytopharmaceutiques dans les champs de coton et d'autres spéculations. A cet effet, une étude réalisée dans le bassin cotonnier sur l'impact des doses aiguës de pesticides agricoles utilisés dans le bassin cotonnier sur les phases embryo-larvaire et juvénile du clarias africain a révélé que les substances actives de ces produits phytopharmaceutiques (en l'occurrence l'endosulfan) retardent ou empêchent l'éclosion des larves, engendrent des anomalies au niveau de larves et ont des effets néfastes sur les juvéniles (Agbohessi *et al.*, 2013).

Malheureusement, la période de production intense de coton (caractérisée par de fortes pluies qui ruissellent vers les écosystèmes aquatiques) correspond à la période de forte utilisation des produits phytopharmaceutiques et coïncide avec la période de reproduction de plusieurs espèces de poissons vivant dans ces cours d'eau, tels que les clarias, les tilapias, *Heterobranchus*, etc. (Legendre *et al.*, 1992).

La source de contamination de ces écosystèmes aquatiques résulte non seulement des mauvaises pratiques agricoles, mais surtout du non-respect des bonnes pratiques phytosanitaires.

Chapitre 6

**Conclusion générale, perspectives et
recommandations**

6.1. Synthèse des principaux acquis de la thèse

Les investigations menées dans le cadre de l'analyse macroéconomique de la filière coton selon l'approche « Drivers-Pressure-State-Impact-Réponse » de cette thèse nous ont permis de comprendre qu'elle joue un rôle prépondérant dans l'économie du Bénin par sa contribution au PIB. Malgré la pression parasitaire, qui constitue la principale contrainte de cette culture, on assiste à un engouement pour la filière coton. Pour garantir ainsi cette activité économiquement rentable pour le pays et les cotonculteurs, l'usage des produits phytopharmaceutiques reste le seul recours des producteurs de coton. Chaque année, ce sont des milliers de litres de produits phytopharmaceutiques, parfois d'origine et de qualité douteuses malgré l'existence de textes législatifs et la ratification de Conventions Internationales, qui sont pulvérisés dans les champs. L'usage de ces produits (dont certains sont souvent prohibés et même obsolètes) se fait sans un minimum de respect de bonnes pratiques agricoles et phytosanitaires, sans protection des utilisateurs et sans respecter les doses recommandées. Ces mauvaises pratiques engendrent à long terme des problèmes sanitaires pour les populations et des impacts environnementaux. C'est dans ce contexte que cette étude a été initiée afin de caractériser les pratiques et d'évaluer les risques liés à l'usage des produits phytopharmaceutiques pour les écosystèmes aquatiques du bassin cotonnier au Nord-Bénin.

L'existence des risques pour la santé et pour l'environnement est consubstantiel à la nature des substances actives présentes dans les produits phytopharmaceutiques, qui sont par définition toxiques pour l'homme et nuisibles à la biodiversité (effets néfastes sur les organismes cibles et non cibles), même à de très faibles concentrations. Les effets sont entre autres les intoxications accidentelles, la mortalité de certains organismes, les effets directs et indirects sur le comportement des bioagresseurs et des auxiliaires, les effets sur la reproduction des organismes cibles et non cibles, les effets indirects sur les réseaux trophiques, et donc globalement sur le milieu, la biodiversité et les services écosystémiques. Il s'ensuit en effet une dégradation physique du milieu due aux mauvaises pratiques agricoles et une contamination de ce dernier. La production cotonnière, qui demeure fortement dépendante des produits phytopharmaceutiques, produit des effets indésirables avec des conséquences potentielles pour la santé des producteurs et pour l'environnement.

Les différents compartiments de l'environnement (eaux, sol, air) sont contaminés par les résidus des produits phytopharmaceutiques, sans que les zones de production ne disposent de moyens ou de dispositions permettant de quantifier, même de façon approximative, les niveaux de contamination des différents milieux, d'alerter les autorités, d'informer les populations ou de vulgariser les mesures appropriées pour réduire l'exposition à ces résidus. Les données concernant l'impact de la production cotonnière sur le milieu et les risques induits par l'usage des produits phytopharmaceutiques sont encore peu nombreuses, ne favorisant pas une évaluation objective des risques.

La réalisation d'une analyse de la filière, d'une enquête auprès des producteurs et d'une série d'essais portant sur l'exposition des opérateurs, sur les voies de transfert des résidus de produits phytopharmaceutiques (par voie aérienne ou par ruissellement) et la quantification de ces transferts, ont permis de réunir de précieuses informations en vue d'objectiver les risques liés à la lutte chimique en cotonculture au Bénin.

Ainsi, sur base des résultats obtenus, nous pouvons affirmer que dans le bassin cotonnier au Nord-Bénin, les pratiques agricoles et phytosanitaires dans la culture du coton qui se font sans respect des bonnes pratiques agricoles (BPA) et des bonnes pratiques phytosanitaires (BPP) exposent d'une part les opérateurs et d'autre part l'écosystème aquatique, aux dangers que constituent les produits phytopharmaceutiques

Pour les opérateurs, sur base des scénarios issus des observations de terrain et des valeurs prédictives fournies par les modèles pour les diverses substances actives identifiées, il a été possible de constater que les niveaux d'exposition potentielle dépassaient de plusieurs fois le niveau d'exposition acceptable (AOEL). Faute de protections adéquates, les paysans sont donc le plus souvent significativement exposés à des niveaux de risque inacceptables.

Pour l'écosystème aquatique, l'analyse des résultats obtenus indique que la plupart des substances actives contenues dans les produits pulvérisés se retrouvent dans les eaux et dans les sédiments. Cette présence induit un risque pour les poissons élevés dans la retenue d'eau de Gambanè et, éventuellement, pour les consommateurs de ces poissons. Le ruissellement sous l'effet des pluies est la principale voie de transfert et son importance dépend des propriétés physico-chimiques des substances actives. Ainsi, le ruissellement pour un produit soluble dans l'eau et peu absorbable sur les colloïdes du sol comme l'acétamipride représente 0,005% de la quantité appliquée. Et il est d'environ dix-sept fois supérieur à celui d'une substance peu soluble dans l'eau et plus fortement adsorbée comme le chlorpyrifos.

6.2. Limites de la thèse

La présente thèse, qui a permis de mettre en évidence de mauvaises pratiques agricoles et phytosanitaires adoptées par les producteurs dans le bassin cotonnier au Bénin, avec des risques pour les opérateurs et les écosystèmes aquatiques présente plusieurs limites.

La première limite concerne l'analyse macroéconomique de la filière coton au Bénin : la faible disponibilité des données, économiques ou scientifiques, mais aussi la difficulté d'avoir accès aux données récentes relatives au coton, limitent la qualité de l'analyse ou invalident partiellement certaines conclusions.

La seconde limite tient à la méthode d'investigation utilisée pour collecter les données auprès des paysans : même s'il y a eu un recoupement partiel de l'information collectée auprès de certains producteurs enquêtés par un suivi rapproché de leurs pratiques phytosanitaires sur le terrain, les résultats des interviews pourraient ne pas toujours correspondre à la réalité de leurs pratiques (les producteurs pouvant affirmer

ce qu'ils auraient dû faire et non ce qu'ils ont réellement fait). Cependant vu le nombre de paysans interviewés la marge d'erreur ne devrait pas remettre en cause les scénarios vu la variabilité des pratiques généralement constatée dans le monde agricole.

La troisième limite concerne l'effectif relativement faible des échantillons d'eaux et de sédiments collectés pour les analyses des résidus de pesticides effectuées. Les essais de transfert par ruissellement et l'échantillonnage dans les eaux et sédiments ont du se limiter à un bassin versant et à une seule saison de culture. Il aurait été plus intéressant de pouvoir répéter cette expérience dans diverses situations, sur plusieurs années, mais les temps impartis ne le permettaient pas. Néanmoins, grâce à une étude approfondie préalable du terrain et à un essai préliminaire mené durant la saison qui précédait, le choix de la retenue d'eau étudiée, l'implantation des collecteurs et le calendrier d'échantillonnage ont pu être décidés judicieusement. En ce qui concerne les analyses, le stockage et surtout l'envoi par fret aérien des échantillons ont engendré la perte de certains d'entre eux. Tous les prélèvements n'ont donc pas pu être analysés et un certain nombre de données sont ainsi manquantes dans les tableaux.

6.3. Perspectives scientifiques

Dans l'optique de documenter davantage et appréhender la problématique de risques environnementaux liés aux pratiques phytosanitaires dans le bassin cotonnier et de proposer des solutions efficaces et réalistes aux différents problèmes relevés par la présente étude, des investigations complémentaires s'avèrent indispensables.

A tout le moins, il conviendrait de :

- Poursuivre les travaux d'évaluation du risque d'exposition des producteurs, en les répétant (répétition dans l'espace et dans le temps), en les étendant à un plus grand nombre de cotonculteurs, en l'effectuant dans d'autres communes productrices de coton et en conduisant les essais avec divers produits phytopharmaceutiques et pas seulement un traceur, même si cette méthode est validée. Les essais pourraient être à réaliser par la méthode dite « du corps entier », avec une ou plusieurs substances actives et avec différents équipements de protection.
- Etudier la persistance des substances actives dans les sédiments, dans l'eau
- Envisager une approche par bio-monitoring (analyse du sang, des urines, des cheveux, etc.) permettrait d'avoir une idée complète et réaliste de l'exposition systémique non seulement des opérateurs, mais aussi des différents acteurs de la filière coton en contact avec les produits phytopharmaceutiques.
- Mettre en place un bio-monitoring à l'aide des espèces reconnues comme « bioindicatrices de pollution » des retenues d'eaux permettant l'identification et la mesure des effets des résidus.
- Mettre en place dans les retenues d'eau des « capteurs passifs » (ex : feuilles de polymères et autres) pour pouvoir mesurer, après extraction, les faibles niveaux de pollution des eaux et des sédiments par certaines substances actives. Ces capteurs passifs pourraient être installés à divers endroits et être relevés périodiquement. Ils seraient plus faciles à collecter et à transporter jusqu'au

- laboratoire d'analyse. Toutefois, une validation de la méthode (collecte et extraction) sera alors nécessaire.
- Tester différentes options permettant de réduire le transfert des pesticides vers les retenues d'eau (aménagement autour de la retenue, aménagements en amont) en collaboration avec les paysans pour que les aménagements soient respectés. L'objectif serait de pouvoir émettre des recommandations pertinentes, c'est-à-dire efficaces, économiquement réalisables et socialement acceptables.
 - Revoir les programmes de lutte chimique, en passant à la lutte intégrée et en remplaçant les substances actives les plus dangereuses pour les organismes aquatiques par d'autres substances moins nocives (ex : microorganismes et biopesticides) ou par l'emploi d'autres méthodes de protection du cotonnier.
 - Envisager un programme national pour contrôler les résidus de pesticides (respect des LMR) sur tous les produits alimentaires consommés localement, en particulier les produits vivriers et les fruits et légumes produits à proximité des bassins de production et donc d'utilisation des produits phytosanitaires. Ainsi, il serait intéressant de rechercher les résidus sur les denrées qui sont fortement consommées dans ces zones, comme le riz (produit dans les plaines d'inondation) et le maïs fréquemment stocké avec des produits phytopharmaceutiques en protection.

6.4. Recommandations

Au regard de l'importance de la filière coton dans l'économie nationale, il serait impossible de penser à une suppression de cette culture au détriment d'une autre malgré les impacts négatifs liés à sa production sur la santé humaine et l'environnement. Néanmoins, des mesures peuvent être prises pour limiter les risques liés à cette culture, notamment la contamination et la pollution des écosystèmes aquatiques qui constituent les réceptacles finaux des produits phytopharmaceutiques utilisés.

Les rendements obtenus dans des essais de production de coton biologique réalisés au Bénin (OBEPAB, 2002) ouvrent des perspectives intéressantes. S'ils étaient confirmés, cela démontrerait qu'il est possible de se passer des produits phytopharmaceutiques dans les principaux bassins de productions.

Dans le but de contribuer à une gestion durable et intégrée des productions agricoles dans le bassin cotonnier, nous formulons les recommandations suivantes :

○ *L'endroit des décideurs politiques*

Pour éviter les dommages pour l'environnement, la promotion de produits phytopharmaceutiques à base de substances actives moins toxiques pour l'homme et plus sélectives pour la faune utile (comme certains biopesticides par exemple) devrait être soutenue par des initiatives publiques (ex : réduction des taxes à l'importation ;

soutien à la recherche d'alternatives non chimiques ; ...). En outre, les services de contrôle au niveau des frontières doivent être renforcés pour empêcher l'importation de produits phytopharmaceutiques non autorisés ou homologués par le CNAC. Cette approche permettra de limiter l'approvisionnement des cotonculteurs du bassin cotonnier en pesticides de qualité douteuse dans les marchés locaux à travers les circuits informels.

○ *A l'endroit des structures d'encadrement technique*

En se référant au niveau d'instruction des cotonculteurs, les services de vulgarisation doivent continuer à sensibiliser et former les producteurs de coton sur les risques liés à l'utilisation des produits phytopharmaceutiques aussi bien pour l'homme que pour l'environnement. Ces formations nécessitent également la prise en compte et le rappel des textes règlementant les pratiques phytosanitaires et culturelles d'une part et l'occupation des zones humides (l'éloignement des champs de coton des points d'eau) d'autre part. A cet effet, l'encadrement technique doit être moins laxiste dans l'application des textes et interdire des cultures nécessitant l'usage des intrants chimiques sur les plaines d'inondation.

Par ailleurs, les fortes teneurs en substances actives obtenues dans les eaux aussitôt après un épisode pluvieux nécessite la mise en place un système local d'alerte sur les conditions météorologiques afin d'éviter les pulvérisations les jours (précédant) de fortes pluies. Cette disposition permettra de réduire le transfert par ruissellement des produits phytopharmaceutiques utilisés. En outre, pour minimiser les risques de contamination par dérive des parcelles voisines et des retenues d'eau situées dans le sous bassin versant, il est aussi à envisager l'utilisation des pulvérisateurs à dos car ils engendrent moins de dérive. La création de zones « tampons » (bandes enherbées, haies qui ralentissent le transfert par ruissellement et limitent les effets de la dérive) devra être encouragée et vulgarisée. La vulgarisation du port d'EPI efficaces doit être promue pour mettre les opérateurs à l'abri d'une exposition excessive.

A long terme, des initiatives / pratiques durables et écologiques sont à promouvoir. Il s'agit entre autres de la promotion et la vulgarisation de la lutte intégrée pour réguler les ravageurs, combinant la lutte chimique avec des méthodes culturales et des méthodes de lutte biologiques, l'emploi de variétés résistantes, la promotion d'une rotation culturale efficace afin de rompre le cycle vital des organismes nuisibles aux cultures, notamment des arthropodes et des champignons qui sont souvent très spécifiques.

○ *A l'endroit des producteurs*

Pour préserver leur santé et créer moins de dommages à l'environnement les cotonculteurs sont tenus de respecter les Bonnes Pratiques Phytosanitaires vulgarisées par les services d'encadrement techniques et les doses recommandées pour chaque produit phytopharmaceutique lors de son utilisation.

Dans les différents sous bassins versants, l'occupation des sols doit respecter les textes qui régissent l'installation des champs de coton aux alentours des points d'eau. Ces dispositions sont prises dans le but de limiter, non seulement la contamination des écosystèmes aquatiques, mais aussi celle des animaux qui utilisent les ressources de ces écosystèmes et celle de l'homme qui représente le consommateur final du produit de ces écosystèmes. A cet effet, dans les champs de coton, les billons doivent être réalisés perpendiculairement au sens de la pente pour ralentir, voire empêcher, l'écoulement des précipitations vers les retenues d'eau.

Par ailleurs, pour éviter les cas d'intoxications fréquentes auxquels sont exposés les populations et les affections récurrentes dues à la manipulation des pesticides, les producteurs doivent abandonner l'usage des emballages vides de produits phytopharmaceutiques à d'autres fins et utiliser que les produits homologués et distribués par les services officiels de l'Etat. Ils ne doivent plus s'approvisionner en produits phytopharmaceutiques sur les marchés locaux.

○ *A l'endroit ONG et autres acteurs de la société civile*

A travers leur rôle d'interface entre les producteurs, la recherche et les structures étatiques, les ONG et autres acteurs de la société civile actifs dans le bassin cotonnier doivent renforcer la veille citoyenne en vue de dénoncer les mauvaises pratiques liées à la culture cotonnière. Ils peuvent initier ou entreprendre des activités de préservation et de protection de l'environnement pour le bien-être des populations. Par exemple, la mise en place de collaborations avec les producteurs et les populations locales d'un système de récupération des emballages des produits phytopharmaceutiques et des produits obsolètes.

Au niveau des retenues d'eau, ils peuvent également mettre en place, en collaboration avec les producteurs et les populations locales, des bandes enherbées, des haies, des fossés, etc. autour des cours d'eau et des retenues d'eau afin de minimiser le transfert des produits phytopharmaceutiques, faciliter l'infiltration des eaux et permettre la biodégradation des substances actives dans le sol.

Liste des productions scientifiques

Publications

- 1) **Gouda A.I.**, Mehoba H.M.L., Imorou Toko I., Scippo M.L., Kestemont P. & Schiffers B. Comparaison de la dérive engendrée par deux types de pulvérisateurs utilisés en production cotonnière au Bénin. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*. 2018 22(2).
- 2) **Gouda A.I.**, Mehoba H.M.L., Imorou Toko I., Scippo M.L., Kestemont P. & Schiffers B. Exposure assessment of operators in northern Benin. *Communications in Agricultural and Applied Biological Sciences*.
- 3) **Gouda A.I.**, Imorou Toko I., Salami S., Richert M., Scippo M.L., Kestemont P., Schiffers B. Analyse des pratiques phytosanitaires et évaluation du niveau d'exposition des producteurs de coton du nord Benin. *Cahiers Agricultures*.
- 4) **Gouda A.I.**, Imorou Toko I., M. Imorou, Spanoghe P., Scippo M.L., Kestemont P. & Schiffers B. Etude du transfert de deux insecticides utilisés en production cotonnière vers les écosystèmes aquatiques du bassin cotonnier au Nord Bénin.

Présentations orales

- 1) **Gouda A.I.**, Mehoba H.M.L., Imorou Toko I., Scippo M.L., Kestemont P. & Schiffers B. Comparaison de la dérive engendrée par deux types de pulvérisateurs utilisés en production cotonnière au Bénin. 2^{ème} colloque scientifique international de l'université de Kara, tenue du 11 au 15 Septembre 2017 à Kara (Togo).
- 2) **Gouda A.I.**, Imorou Toko I., Salami S., Richert M., Scippo M.L., Kestemont P., Schiffers B. Analyse des pratiques phytosanitaires et évaluation du niveau d'exposition des producteurs de coton du nord Benin. 2^{ème} colloque scientifique international de l'université de Kara, tenue du 11 au 15 Septembre 2017 à Kara (Togo).
- 3) **Gouda A.I.**, Mehoba H.M.L., Imorou Toko I., Scippo M.L., Kestemont P. & Schiffers B. Contamination de l'opérateur lors des traitements phytosanitaires : cas du bassin cotonnier au Bénin. VI^{ème} Colloque scientifique de l'Université d'Abomey – Calavi (Bénin) tenue du 25 au 30 Septembre 2017.
- 4) **Gouda A.I.**, Imorou Toko I., Scippo M.L., Kestemont P., Schiffers B Analyse macroéconomique de la filière coton au BENIN (Approche DPSIR). Communication au premier congrès scientifique international de la société de pharmacologie et de toxicologie du Burkina (SOPHATOX-B) tenu du 17 au 19 Octobre 2017 à Ouagadougou (Burkina Faso)
- 5) **Gouda A.I.**, Mehoba H.M.L., Imorou Toko I., Scippo M.L., Kestemont P. & Schiffers B. Comparaison de la dérive pour deux types de pulvérisateurs utilisés en production cotonnière au Bénin. Communication au premier congrès scientifique international de la société de pharmacologie et de toxicologie du Burkina (SOPHATOX-B) tenu du 17 au 19 Octobre 2017 à Ouagadougou (Burkina Faso).

- 6) **Gouda A.I.**, Mehoba H.M.L., Imorou Toko I., Scippo M.L., Kestemont P. & Schiffers B. Exposure assessment of operators in northern Benin. 70th International Symposium on Crop Protection, tenue le 22 Mai 2018 à Gent (Belgique).

Posters

- 1) **Gouda A.I.**, Mehoba H.M.L., Imorou Toko I., Scippo M.L., Kestemont P. & Schiffers B. Contamination de l'opérateur lors des traitements phytosanitaires : cas du bassin cotonnier au Bénin. 2^{ème} colloque scientifique international de l'université de Kara, tenue du 11 au 15 Septembre 2017 à Kara (Togo).
- 2) **Gouda A.I.**, Imorou Toko I., Scippo M.L., Kestemont P. & Schiffers B. Analyse macroéconomique de la filière coton au Bénin : la DPSIR). 2^{ème} colloque scientifique international de l'université de Kara, tenue du 11 au 15 Septembre 2017 à Kara (Togo).

Références bibliographiques

- Aardema H., Meertens J.H., Ligtenberg J.J., Peters-Polman O.M., Tulleken J.E. & Zijlstra J.G. 2008. Organophosphorus pesticide poisoning: cases and developments. *Neth J Med.* 66 : 149-53.
- Abba A.A., Hofis J-L. & Mergeai G. 2006. Relever les défis environnementaux pour les filières cotonnières d'Afrique de l'Ouest et du Centre. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 10 (4): 351-359.
- Abbott P. & McCalla A. 2002. Agriculture in the macroeconomy : theory and measurement. *Handbook of agricultural economics*. B. Gardner & G. Rausser (eds). 2A Agriculture and its external linkages : 1659-1686.
- ABE. 2009. Rapport intégré sur l'état de l'environnement au Bénin. 300 pages.
- Abiola F.A., Diarra A., Biauou E.C. & Cissé B. 2004. Le comité sahélien des pesticides (CSP) : 10 ans au service des Etats du CILSS. Notes et communications. *RASPA*, 2 (1) : 83-90.
- Abou-Yousef H.M., Farghaly S.F., Singab M. & Ghoneim Y.F. 2010. Resistance to lambda-cyhalothrin in laboratory strain of whitefly *Bemisia tabaci* (Genn.) and cross-resistance to several insecticides. *American Eurasian Journal Agriculture & Environnement Sciences* 7 (6): 693–696.
- Achaleke J. & Brévault T. 2009. Inheritance and stability of pyrethroid resistance in the cotton bollworm *Helicoverpa armigera* (Lepidoptera: Noctuidae) in Central Africa. *Pest Manag. Sci.* 2009, 66, 137–141.
- Adam I. & Bouraima Y. 1999. Pesticides et Agriculture Tropicale : Danger et Alternatives. Actes de l'atelier sur les Pratiques Endogènes de Protection Durable du niébé au Bénin, Cotonou, Bénin 19 p.
- Adechian A.S., Baco M.N., Akponikpe I., Toko I.I., Egah J. & Affoukou K. 2015. Les pratiques paysannes de gestion des pesticides sur le maïs et le coton dans le bassin cotonnier du Bénin, *Vertigo - La revue électronique en sciences de l'environnement [En ligne]*, Volume 15 Numéro 2.
- Adigoun C. 2002. Impact des traitements phytosanitaires du niébé sur l'environnement et la santé des populations : cas de Klouékanmè et de la basse vallée de l'Ouémé (Bénin). Mémoire de Maîtrise professionnelle. *FLASH*. pp.31-32.
- Affedjou B.S. 1999. Niveau cholinestérasique et état de santé des enfants exposés aux pesticides dans la commune d'Aplahoué (République du Bénin). Thèse Méd. 79p.
- AFSCA. 2005. Terminologie en matière d'analyse des dangers et des risques selon le codex alimentarius 46 p.
- Agagbé A.A. 2008. Etude écotoxicochimique des résidus de pesticides dans le bassin-versant de la rivière Agbado par la technique d'analyse ELISA en phase solide. Thèse d'ingénieur des travaux en aménagement et protection de l'environnement, université d'Abomey-Calavi (Bénin).
- Agbohessi P.T., Toko I.I., Yabi J.A., Dassoundo-assogba J.F.C. & Kestemont P. 2011. Caractérisation des pesticides chimiques utilisés en production cotonnière et impact sur les indicateurs économiques dans la Commune de Banikoara au

- nord du Bénin. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, 5 (5), 1828-1841.
- Agbohessi T.P., Imorou Toko I. & Kestemont P. 2012. Etat des lieux de la contamination des écosystèmes aquatiques par les pesticides organochlorés dans le bassin cotonnier béninois. *Cahier d'Agriculture*, 21, 46-56.
- Agbohessi T.P., Toko I.I., Houndji A., Gillardin V., Mandiki M.N.R. & Kestemont P. 2013. Acute Toxicity of Agricultural Pesticides to Embryo-Larval and Juvenile African Catfish *Clarias gariepinus*. *Arch Environ Contam Toxicol* (2013) 64:692–700.
- Agbohessi T.P., Toko I.I., Ouédraogo A., Jauniaux T., Mandiki S.N.M. & Kestemont P. 2014. Assessment of the health status of wild fish inhabiting a cotton basin heavily impacted by pesticides in Benin (West Africa). *Science of the Total Environment* 506–507 (2015) 567–584.
- Agbohessi T.P., Toko I.I., N'tcha I., Geay F., Mandiki R. & Kestemont P. 2014. 'Exposure to agricultural pesticides impairs growth, feed utilization and energy budget in African Catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) fingerlings' *International Aquatic Research*, vol. 6, no. 4, pp. 229-243. DOI: 10.1007/s40071-014-0083-5.
- Agbohessi T.P. 2014. Impact des pesticides agricoles sur les performances de reproduction des poissons dans le bassin cotonnier béninois, Présenté en vue de l'obtention du grade de Docteur en Sciences, Université de Namur.
- Agbohessi P.T., Toko I.I., Atchou V., Tonato R., Mandiki R. & Kestemont P. 2015. 'Pesticides used in cotton production affect reproductive development, endocrine regulation, liver status and offspring fitness in African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822)' *Comparative Biochemistry and Physiology Part – C : Toxicology and Pharmacology*, vol. 167, pp. 157-172. DOI: 10.1016/j.cbpc.2014.10.002.
- Agboton-Geo B. 2013. Facteurs associés à l'issue de l'intoxication alimentaire dans la commune de Parakou, Tchaourou et Banikoara de Janvier 2002 à Août 2013. Mémoire de licence ; ENASTE (Ecole Nationale des Techniciens Supérieurs en Santé publique et en Surveillance épidémiologique).
- AGRITOX. 2018 : Base de données sur les substances actives phytopharmaceutiques. <http://www.agritox.anses.fr/> consulté le 13/06/2018.
- Agu G. 2006. The DPSIR framework used by the EEA, EEA Integrated Assessment Portal [en ligne] disponible sur http://ia2dec.ew.eea.europa.eu/knowledge_base/Frameworks/doc101182 consulté le 22.08.2014.
- Ahouangninou C., Fayomi B.E. & Martin T. 2011. « Evaluation des risques sanitaires et environnementaux des pratiques phytosanitaires des producteurs maraîchers dans la commune rurale de Tori-Bossito (Sud-Bénin) », *Cahiers Agricultures*, 20 (3) : 216-222.
- Ahouangninou C.C.A. 2013. Durabilité de la production maraichère au sud-bénin : un essai de l'approche écosystémique. Thèse de doctorat, 333 p.
- AIC (Association Interprofessionnelle du Coton). 2005. L'interprofession, rôle,

- enjeux et perspectives. Communication présentée à la Conférence Coton de l'Afrique de l'Ouest et du Centre à Cotonou les 10, 11 et 12 mai 2005.
- AIC (Association Interprofessionnelle du Coton). 2006. Statistiques de la production cotonnière au Bénin.
- Al Heidary M., Douzals J.P., Sinfort C. & Vallet A. 2014. Influence of spray characteristics on potential spray drift of field crop sprayers : a literature review. *Crop Prot.*, 63, 120-130.
- Alexander R.R. & Alexander M. 2000. Bioavailability of genotoxic compounds in soils. *Environ. Sci. Technol.*, 34 : 1589-1593 APR 15 2000.
- Alexander M. 2000. Aging, bioavailability, and overestimation of risk from environmental pollutants. *Environmental Science & Technology*, 34 : 4259-4265.
- Ambassade de France. 2002. La filière coton. Ambassade de France, Mission Économique de Cotonou. Août 2002, 8p.
- Ambroise B. 1999. La dynamique du cycle de l'eau dans un bassin versant : processus, facteurs, modèles, Ed. a2a-Bucuresti, Editura *H*G*A, Bucarest, 200 p.
- Amiard J-C. 2017. Les risques chimiques environnementaux. Méthodes d'évaluation et impact sur les organismes. 2ème édition, 712 p.
- Amoussou A. 2001. Arrangement institutionnel pour la promotion d'une innovation : cas du coton biologique au Bénin. Thèse d'Ingénieur Agronome. FSA. Abomey-Calavi. 143p.
- Antle A & Prabhu L. 2001. Pesticides, productivity and farmer health: A Philippines case study, 27p.
- Aprobes - Bénin RTI. 2007. Etat de la gouvernance de la filière coton au Bénin : Mauvaises pratiques et approches de solutions. Rapport de consultation.
- ARLA (Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire). 2002. Note réglementaire (REG2002-05), 140 pages. <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/securite-produits-consommation/pesticides-lutte-antiparasitaire.html>.
- ASECNA 2016. (Agence pour la sécurité de la navigation aérienne en Afrique et à Madagascar), Station de Kandi, Département de l'Alibori. Données mensuelles sur la température, la pluviométrie et l'humidité relative de 2003 à 2012.
- Asman W., Jørgensen A. & Jensen P. 2003. Dry deposition and spray drift of pesticides to nearby water bodies. Danish Environmental Protection Agency, Pesticides Research Nr. 66, 171 p.
- Assogba-Komlan F., Anihouvi P., Achigan E., Sikirou R., Boko A. & Adje C. 2007. Pratiques culturales et teneur en éléments antinutritionnels (nitrates et pesticides) du *Solanum macrocarpum* au Sud du Bénin. *African Journal of Food Agriculture Nutrition and Development* 7: 1-21.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2000. Toxicological profile for endosulfan. Atlanta, USA.

- Aubertot J.N., Barbier J.M., Carpentier A., Gril J.J., Guichard L., Lucas P., Savary S., Savini I. & Voltz M. 2005. Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux. Expertise Scientifique Collective INRA/CEMAGREF: 64 p.
- Ayadokoun A. 1992. Impacts de l'Utilisation des pesticides organochlorés et du trafic de produits pétroliers sur l'environnement côtier au Bénin: Exemple de la Lagune de Cotonou. Mémoire de fin d'étude pour l'obtention du Diplôme d'Ingénieur des Travaux. CPU /UNB 52p.
- Badarou S. & Coppieters Y. 2009. Intoxications alimentaires dues à l'endosulfan : mise en place d'un système de notification et de prise en charge au Bénin. *Environnement, Risques & Santé*. 8(2):133-136. doi:10.1684/ers.2009.0233.
- Badiane M. 2004. Utilisation des pesticides dans le système maraîcher périurbain : variations annuelle et impacts sur la santé des populations. Thèse doct., Med. Vét., Dakar, EISMV, 125 p.
- Baetens K., Ho Q.T., Nuyttens D., De Schampheleire M., Endalew A.M., Hertog M.L.A.T.M., Nicolai B., Ramon H. & Verboven P. 2009. A validated 2-D diffusion–advection model for prediction of drift from ground boom sprayers. *Atmos. Environ.*, 43, 1674-1682.
- Baffes J. 2004. Tanzania's Cotton Sector: Reforms, Constraints and Challenges. *Development Policy Review*, 22(1), pp. 75-96.
- Bahrouni H. 2010. Caractérisation de l'efficacité technique des systèmes de pulvérisation et des pertes de pesticides appliqués aux cultures basses dans les régions méditerranéennes : cas de la Tunisie. Thèse de doctorat : Université de Carthage (Tunisie) et Montpellier Supagro (France).
- Baker J., Laflen J. & Johnson H. 1978. Effect of tillage systems on runoff losses of pesticides, a rainfall simulation study. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 21:886-892.
- Banque mondiale. 2016. World Development Indicators : Perspectives agricoles de l'OCDE et de la FAO 2016-2025 © OCDE/FAO 2016 [consulté le 29 Juillet 2018] : <http://data.worldbank.org/data-catalog/world-development-indicators>.
- Barrault J. 2009. « Responsabilité et environnement : questionner l'usage amateur des pesticides », *Vertigo* - la revue électronique en sciences de l'environnement [En ligne], Hors série 6 | novembre 2009, mis en ligne le 24 novembre 2009, consulté le 12 août 2018. URL : <http://journals.openedition.org/vertigo/8937> ; DOI : 10.4000/vertigo.8937.
- Barriuso E. 2004. In Barriuso E. (Eds) Estimation des risques environnementaux des pesticides. INRA, Paris: pp 9-17.
- Barriuso E. & Calvet R. 1992. Soil Type and Herbicide Adsorption. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, no. 46:117-128.
- Barriuso E., Calvet R., Schiavon M. & Soulas G. 1996. Les pesticides et les polluants organiques des sols, Transformations et dissipation. *Etude et Gestion des Sols*, 3-4, 279-296.
- Barriuso E., Gaillardon P. & Schiavon M. 1994. Biodisponibilité des pesticides

- dans le sol. XXIV Congrès Groupe Français des Pesticides, Bordeaux.
- Barriuso E., Koskinen W.C. & Sadowsky M.J. 2004. Solvent extraction characterization of bioavailability of atrazine residues in soils. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 52, 6552-6556.
- Barthélemy P., Boisgontier D., Jouy L. et Lajoux P. 1990. Choisir les outils de pulvérisation. Institut Technique des Céréales et des Fourrages, 160 p.
- Baum E. J. 1998. Chemical Properties Estimation-theory and application. Edited by . Boca Raton, Boston, London, New York, Washington, D.C.: Lewis Publishers.
- Bauwens A. 2008. Modélisation de la dérive d'un pulvérisateur à partir de mesures effectuées par capteurs embarqués. Mémoire (3è cycle). Faculté Universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux, Belgique, 72 p.
- BCPC (British Crop Protection Council). 1986. Nozzle classification scheme. Alton, UK: BCPC.
- Bedos C., Cellier P., Calvet R. & Barriuso E. 2002. Occurrence of pesticides in the atmosphere in France. *Agronomie*, 22, 35 - 49.
- Belamie R. 1996. Contamination par les produits phytosanitaires : risque de transfert de la parcelle au bas-sin versant. Forum Sécheresse, Pollution, Inondation, Erosion. Poitiers, 29-30 septembre 1996.
- Belamie R., Calvet R., Chassin P. 1997. Les transferts sol-eaux des produits phytosanitaires. L'eau dans l'espace rural. I. Editions: 231-248.
- Benoit P., Pot V., Madrigal J-G., Lacas J-G., Gril J-J., Rea L B. 2004. Dissipation des pesticides dans les dispositifs tampon enherbés et boisés : principaux processus impliqués. XXXIVème Congrès du Groupe Français des Pesticides, 27 mai 2004, Dijon.
- Berrah A. 2011. Etude sur les pesticides. Mémoire de Master II de : Université de Tébessaen toxicologie appliquée, P.10-12.
- Besnard E. 1999. Influence d'amendements organiques sur la rétention du cuivre dans les sols du vignoble de Champagne : conséquences environnementales. Thèse de doctorat, UFR Sciences exactes et Naturelles, Université de Reims Champagne-Ardennes. 102 pp.
- Beyer A. & Matthies M. 2001. Criteria for Atmospheric Long-range Transport Potential and Persistence of Pesticides and Industrial Chemicals. Umweltforschungsplan des Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Stoffbewertung, Gentechnik, Förderkennzeichen (UFOPLAN) 299 65 402.
- Boatman N.D., Parry H.R., Bishop J.D. & Cuthbertson A.G. 2007. Impacts of agricultural change on farmland biodiversity in the UK, In: Hester RE, and Harrison RM (ed s), Biodiversity under threat, RSC Publishing, Cambridge, UK 2007, pp. 1 - 32.
- Bonicelli B., Fanlo J.L., Aubert B., Cotteux E., Sinfort C., Ruelle B., Moura D. & Diouloufet G. 2012. Mesure en continue de la qualité de l'air en aval d'une zone

- de traitement. 42^e congrès du Groupe Français des Pesticides, Mai 2012, Poitiers, France. GFP, 5 p.
- Boserup E. 1987. Population and Technology in Preindustrial Europe. *Population and Development Review*, 13,4 : 691 - 701.
- Bouchard D.C., Enfield C.G. & Piwoni D.M. 1989. Transport processes involving organic chemicals, pp. 349 - 373. In reaction and movement of organic chemicals in soils, Sawhney B.L. & K. Brown, Eds., Soil Science Society of America, American Society of Agronomy, Madison, USA.
- Boudjemline D., Roose E. & Lelong F. 1993. Effect of cultivation techniques on the hydrodynamic and mechanical behaviour of the « Lauragais-Terreforts » ; Farm land erosion in temperate plains environment and hills. S. Wicherek, pp 31-46.
- Bourdet Y. 2004. A tale of three countries - structure, reform and performance of the cotton sector in Mali, Burkina Faso and Benin. Caountry rapport 2. Stockholm, Sweden : Swedish International Development Cooperative Agency.
- BRGM. 2000b. Gestion et traitement des sites pollués. Diagnostic approfondi et évaluation détaillée des risques. Guide technique. Editions BRGM. [http://www.fasp.info/guidesmethodologiques/guidesevaluations/evaluationsimplifiee/TelechargementESR/ClassGestionSites\(pot\)Pollues-ESR.exe](http://www.fasp.info/guidesmethodologiques/guidesevaluations/evaluationsimplifiee/TelechargementESR/ClassGestionSites(pot)Pollues-ESR.exe)
- Briand O. Bertrand F. Seux R. & Millet M. 2001. Comparison of different sampling techniques for the evaluation of pesticide drift in apple orchards. *The Science of the Total Environment*, 288(2002), 199-213.
- Brigg G.G. 1981. Theoretical and Experimental Relationships between Soil adsorption, Octanol-Water Partition Coefficients, Water Solubilities, Bioconcentration Factors, and the Parachor. *J. Agric. Food Chem.*, no. 29:1050-1059.
- Briot C. & Vacquant C. 1869 : *Éléments de géométrie descriptive*, Paris, Hachette, 1869, 140 p., p. 122.
- Brown C.D., Hodgkinson R.A., Rose D.A., Syers J.K. & Wilcockson S.J. 1995. Movement of pesticides to surface waters from a heavy clay soil. *Pesticide Science* 43: 131-140.
- Burns C.J., Mahlburg W.M. & Dutra J.P. 2007. Pesticide exposure among farm workers. *Environ. Res.* 105, 285–286.
- Butcher J.T., Stewart P.M. & Simon T.P. 2003. A benthic community index for stream in the northern lakes and forests ecoregion. *Ecological Indicators*, 3: 181 – 193.
- Bylemans D. 2001. The importance of application technique and drift reduction for ecotoxicological risk assessment and risk management in fruit growing. *Parasitica*, 57 (1-2-3), 5-11.
- Calvet R., Barriuso E., Benoit P., Charnay M.P. & Coquet Y. 2005. Les pesticides dans le sol: conséquences agronomiques et environnementales. Editions, France Agricole, 637p.
- Calvet R. & Charnay M-P. 2002. Le devenir dans le sol des substances

- phytopharmaceutiques. In pesticide et protection phytosanitaire dans une agriculture en mouvement Ed ACTA, PARIS pp.805-833.
- Calvet R., Tercé M. & Arvieu J.C. 1980. Mise au point bibliographique-Adsorption des pesticides par les sols et leurs constituants-IV.Conséquences des phénomènes d'adsorption. Annales Agronomiques 31, no. 4:385-411.
- Carluer N., Gouy V., Gril J.J. 1996. Contamination des eaux par les produits phytosanitaires: apports de la modélisation. Ingénieries-EAT, n°6, 3.
- Castany G. 1967. Traitement pratique des eaux souterraines, Dunod,Paris,p. 661
- Castella J.C. & Deguine J.P. 2006. Durabilité écologique de la filière : Cycles phytosanitaires et viabilité des systèmes cotonniers, Cahiers Agricultures vol. 15, n° 1, janvier-février 2006.
- Castro Cano M.L., Martnez Vidal J.L., Egea Gonzalez F.J., Martinez Galera M., Cruz Marquez M. 2000. Gas chromatographic method and whole body dosimetry for assessing dermal exposure of greenhouse applicators to chlorpyrifos-methyl and fenitrothion. Ana. Chim. Acta 423, 127 – 136.
- Celini L. 2001. Le Puceron du cotonnier. *Aphis gossypii* (Glover) et son parasite *Aphelinus gossypii* Timberlake en République centrafricaine. Insectes, 122 (3), 7-10.
- Chao W., Guanghua L., Jing C. & Perfang W. 2009. Sublethal effects of pesticide mixtures on selected biomarkers of *Carassius auratus*, dans *Environmental Toxicology and Pharmacology* 28, 2009, pp. 414- 419.
- Chocat B., Bertrand-Krajewski J-L. & Barraud. 2007. Eaux pluviales urbaines et rejets urbains par temps de pluie. Techniques de l'Ingénieur - l'expertise technique et scientifique de référence.
- Chester G. (1993). Evaluation of agricultural worker exposure to, and absorption of pesticides. *Annals of Occupational Hygiene* 37: 509-524.
- Cissé I, Fall ST, Badiane M, Diop Y, Diouf A. 2006. Horticulture et usage des pesticides dans la zone des Niayes au Sénégal. Document de travail Écocité no 8. ISRA/LNERV, EISMV, LACT/Faculté de médecine pharmacie/UCAD. Disponible sur www.ecocite.org.14 p.
- Cissé I., Tandian A.A., Fall S.T. & Diop, E.S. 2003. Usage incontrôlé des pesticides en agriculture périurbaine : cas de la zone des Niayes au Sénégal. *Cahiers de l'Agriculture* 12: 181-186.
- CIPPB. 2008. Etude monographique sur le coton.
- Colborn T., Dumanoski D. & Peterson Meyers J. 1997. L'Homme en voie de disparition, édition Terre Vivante.
- Colin M.E., Bonmatin J.M., Moineau I., Gaimon C., Brun S. & Vermandere J.P. 2004. A method to quantify and analyze the foraging activity of honey bees: relevance to the sublethal effects induced by systemic insecticides. *Arch Environ Contam Toxicol.*, 47: 387-395.
- Coquet Y. & Barriuso E. 2002. Spatial variability of pesticide adsorption within the topsoil of a small agricultural catchment. *Agronomie* 22:389-398.

- CORPEN, 1996. Qualité des eaux et produits phytosanitaires : Propositions pour une démarche de diagnostic. 119 p
- CORPEN. Groupe Phytoprati-SIG. 2003. Eléments méthodologiques pour un diagnostic régional et un suivi de la contamination des eaux liée à l'utilisation des produits phytosanitaires : Utilisation des outils de traitement de l'information géographique. Paris : secrétariat du CORPEN. 84 p.
- CNAC. 2012. Liste des produits phytopharmaceutiques sous autorisation provisoire de vente (APV) et agrément homologation (AH). Bénin, Porto-Novo. 5 p.
- CRA (Centre de Recherche Agronomique-Bénin). 2012. Les ravageurs du cotonnier au Bénin.
- Cuppen J.G.M., Van den Brink P.J., Edith C., Uil K.F. & Theo C.M.B. 2000. Impact of the Fungicide Carbendazim in Freshwater Microcosms. I. Water Quality, Breakdown of Particulate Organic Matter and Responses of Macroinvertebrates. *Aquatic toxicology (Amsterdam, Netherlands)* 48(2-3) : 233 - 250.
- Da Silva A., Sinfort C., Bonicelli B. & Huberson S. 2001. Spray penetration within canopies at different vegetative stages, *Aspects of Applied Biology*, pp. 1-8.
- Da Silva A. 2003. "Modélisation numérique des dépôts de produits phytosanitaires." Thèse de doctorat en "Energétique et Génie des Procédés" de l'Université de Montpellier 2: 1-157
- Dao T. 1996. Tillage system and crop residue effects on surface compaction of a Paleustoll. *Agronomy Journal* 88 141-148 88, 141-148.
- Davis J.E. 1980. Minimizing occupational exposure to pesticides: personal monitoring. *Residue Reviews* 75: 35-50.
- De Jaeger C., Voronska E., Fraoucene N. & Cherin P. 2012. Exposition chronique aux pesticides, santé et longévité. Rôle de notre alimentation. *Médecine et longévité*, 4, 75-92.
- Delassus L. 2015. Guide de terrain pour la réalisation des relevés phytosociologiques. Brest : Conservatoire botanique national de Brest, 25 p., annexes (document technique).
- Delauney T., Gourdeau J., Hulin A., Monteirck S. & Pernot P. 2010. Atmospheric measurements of pesticides in France by the air quality monitoring networks. *Pollution Atmosphérique.*, 208: 437-452.
- Delgado P., Nocete F., Viguera J. & Glass R. 2003. Potential Dermal Exposure to Pesticides in Olive Trees and Carnation Greenhouses using Patch and Whole Body Methods. Paper XVI World Congress on Safety and Health at Work, Viena, Austria
- Démbélé K. 2006. Etude socio-économique de l'utilisation des pesticides chimiques de synthèse. Cas de la filière coton au Mali. « Mémoire de fin d'étude : Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux (Belgique) », 88 p.
- Devine G.J. & Furlong M.J. 2007. Insecticide use: Contexts and ecological

- consequences Agriculture and Human Values (2007) 24:281–306.
- Diop A. 2013. Diagnostic des pratiques d'utilisation et quantification des pesticides dans la zone des Niayes de Dakar (Sénégal), Thèse de doctorat de l'Université du Littoral Côte d'Opale, Sénégal.
- Direction des Pêche. 2009. Statistique de la production aquacole au Bénin. Rapport d'activité 2009. Cellule statistique.
- Djihinto C.A., Affokpon A., Dannon E. & Aboua C. 2016. Réduction de doses de cyperméthrine-triazophos et lutte raisonnée en culture cotonnière au Bénin. *Journal of Applied Biosciences*, 98, 9261-9269.
- Donguy G. 2011. L'Evaluation Des Risques Ecotoxicologiques (ERE) Un outil pour apprécier l'impact potentiel des substances ou des matrices sur les compartiments environnementaux. ENTPE - Laboratoire des Sciences de l'Environnement
- Doumbia M. & Kwadjo K.E. 2009. Pratiques d'utilisation et de gestion des pesticides par les maraîchers en Côte d'Ivoire : Cas de la ville d'Abidjan et deux de ses banlieues (Dabou et Anyama), *Journal of Applied Biosciences*, 18, 992-1002.
- Duemmler C. 1993. Pesticides et agriculture tropicale : dangers et alternatives. Paris : Dunod, 281p..
- Durham W.F. & Wolfe H.T. 1962. Measurement of the exposure of workers to pesticides. *Bulletin of the World Health Organization* 26: 75–91.
- ECHA. 2018. Classification des substances et des mélanges (European Chemicals Agency) www.echa.europa.eu/fr/regulations/clp/classification (19/06/2018).
- Echaubard. M. 2002. Pollution des eaux et des risques pour la faune aquatique. P 755-804. In pesticides et protection phytosanitaires dans une agriculture en mouvement. ACTA. Ed., ministère de l'écologie et du développement. Paris.
- Eddaya T., Boughdad A., Becker L., Chaimbault P. & Zaïd A. 2015. Utilisation et risque des pesticides en protection sanitaire de la menthe verte dans le Centre-Sud du Maroc (Use and risks of pesticides in sanitary protection spearmint in south-central Morocco). *J. Mater. Environ. Sci.*, 6(3), 656-665.
- El-Aissaoui A. 2015. Guide Pratique pour les Opérateurs Agricoles: Les Bases de L'application Rationnelle des Produits Phytosanitaires; INRA , Settat , Maroc; 32p.
- Emans H.J.B., Beek M.A. & Linders J.B.H.J. 1992. Evaluation system for pesticides (ESPE) 1. Agricultural pesticides. National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), report n0679101 004, Bilthoven, Pays-Bas. pp 83.
- EPA. 1996. Occupational and residential exposure test guidelines. Background for application exposure monitoring test guidelines. Office of prevention, Pesticides and Toxic substances, US. Environmental Protection Agency, OPPTS 875. 1000, Washington D.C.
- EPA. 1999. Organophosphate pesticides sw-846 method 8141 A.

- <http://www.epa.gov/method/htm>.
- European Food Safety Authority (EFSA). 2010. Scientific Opinion on Preparation of a Guidance Document on Pesticide Exposure Assessment for Workers, Operators, Bystanders and Residents. EFSA Journal 2010 8: 1501.
- Ernoul E. 2009. Étude de la contamination des bassins versants du layon et de l'aubance par les produits phytosanitaires et de leur bioaccumulation potentielle chez le poisson d'eau douce, Mémoire de Master en Eau Santé Environnement, Option : Qualité des écosystèmes aquatiques.
- Estur G.E. 2006. Le marché mondial du coton : évolution et perspectives, Le coton, des futurs à construire, Volume 15, numéro 1, 2006, Comité consultatif international du coton (CCIC). http://www.jle.com/fr/revues/agr/e-docs/le_marche_mondial_du_coton_evolution_et_perspectives_267819/article.phtml?tab=texte consulté le 26/07/2014.
- EU - Pesticides Database. 2018. European pesticides database. <http://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/public/?event=activeSubstance.detail&language=EN&selectedID=1755>, (20/06/2018).
- Fagot M. & Larrat J.P. 2002. Application des produits phytosanitaires sur les cultures in ANONYME, pesticides et protection phytosanitaire dans une agriculture en mouvement. ACTA. Pp: 517 - 530.
- FAO. 1982. Résistance aux pesticides et évaluation des pertes de récolte – 3 Rapport de la 3^è session du groupe d'expert. Rome, FAO, 39 p.
- FAO. 2003. Version révisée du code international de conduite pour la distribution et l'utilisation des pesticides, 40 p.
- FAO. 2007. Rapport national sur l'état des ressources phytogénétiques pour l'alimentation et l'agriculture : Bénin. Rome : FAO.
- FAO. 2016. Medium-term Outlook for Raw Materials, Horticulture and Tropical, Food and Agriculture Organisation Publications, Rome.
- FAO - OCDE. 1997. Guidance document for the conduct of studies of occupational Exposure to pesticides during agricultural application. Series on testing and assessment, N°9, 57p., www.oecd.org/ehs.
- FAOstat (2014). Economic indicators, Country profile. <http://www.fao.org/countryprofiles/index/en/?iso3=BEN>
- FAOSTAT. 2016. Situation de production de coton au Bénin, au Burkina Faso, en Côte d'Ivoire et au Mali. <http://www.fao.org/faostat/fr/#data/QC>, (03/07/2016).
- FAO-UNEP, 2004. Circulaire PIC- juin 2004. 369 p.
- FAO-WHO, 1988. Codex Alimentarius : limites maximales Codex pour les résidus de pesticides. Rome, FAO éd., vol. 13.
- Fanou J., Vodouhè D.S. & Assogba G. 2005. Processus de prise de décision en agriculture. Une analyse des déterminants du choix des cultures et de l'utilisation des produits chimiques de synthèse à Dridji, Article sous presse, Cotonou,

Bénin.

- Fenske R.A. & Day E.W. 2005. Assessment of exposure for pesticide handlers in agricultural, residential and institutional environments. In *Occupational and Residential Exposure Assessment for Pesticides*; John Wiley & Sons, Ltd.: Hoboken, NJ, USA, pp. 11–43.
- Fenske R.A. & Elkner K.P. 1990. Multi-Route Exposure Assessment and Biological Monitoring of Urban Pesticide Applicators During Structural Controls Using Chlorpyrifos. *Toxicology and Industrial Health* 6: 349–371.
- Feola G. & Binder C.R. 2010a. Identifying and investigating pesticide application types to promote a more sustainable pesticide use. The case of smallholders in Boyacá, Colombia. *Crop Prot* 2010a ; 29:612–22.
- Feola G. & Binder C.R. 2010b. Why don't pesticide applicators protect themselves? Exploring the use of personal protective equipment among Colombian smallholders. *Int. J. Occup. Environ. Health* 2010b ; 16:11–23
- Follin J.C. et Deat M. 2004. Le rôle des facteurs techniques. CIRAD, Montpellier, France, 4 p.
- Frenich A.G., Aguilera P.A., Egea Gonzalez F., Castro Cano M.L., Martinez Galera M., Vidal Martinez J.L. & Soler M. 2001. Dermal Exposure to Pesticides in Greenhouses Workers: Discrimination and Selection of Variables for the Design of Monitoring Programs. *Environmental Monitoring and Assessment* 80: 51–63.
- Frenich A.G., Aguilera P.A., Egea Gonzalez F., Castro Cano M.L., Martinez Galera M., Vidal Martinez J.L. & Soler M. 2002. *Environmental Monitoring and Assessment*, 80 : 51–63, 2002.
- FIDA. 2001. Evaluation de la pauvreté rurale en Afrique de l'Ouest et du Centre, Rome, 130 p. <http://www.ifad.org>.
- Flores A.P., Berenstein G.A., Hughes E.A., Zalts A. & Montserrat J.M. 2011. Pesticide risk assessment in flower greenhouses in Argentina: The importance of manipulating concentrated products. *J. Hazard. Mater.* 189(1–2), 222–228.
- Follin J.C. & Deat M., 2004. Le rôle des facteurs techniques. CIRAD, Montpellier, France, 4 p.
- Foster G.R., Johnson C.B. & Moldenhauer W.C. 1982a. Critical slope lengths for unanchored cornstalk and wheat straw residue. *Transactions of the American society of agricultural Engineers* 25 (4), pp 935-939.
- Foster G.R., Johnson C.B. & Moldenhauer W.C. 1982b. Hydraulics of failure of unanchored cornstalk mulches for erosion control. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 25(4), pp 935-939, 947.
- Gbaguidi M.A.N., Soclo H.H., Issa Y.M., Fayomi B., Dognon R., Agagbe A., Bonou C., Youssao A., Dovonou L. F. & Sanni A. 2011. Evaluation quantitative des résidus de pyréthrinoides, d'aminophosphate et de triazines en zones de production de coton au Bénin par la méthode ELISA en phase liquide : cas des eaux de la rivière Agbado, *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 5(4): 1476-1490, August 2011.

- Gbesso C.A. 2000. Etude comparée de rentabilité socio-économique du coton biologique et du coton conventionnel. 65p.
- Georghiou G.P. & Taylor C.E. 1977. Pesticides resistance as an evolutionary phenomenon. In: Proceedings of the 15th International congress of entomology, Washington, 759-785.
- Gerstl Z. 1990. Estimation of Organic Chemical Sorption by Soils. *Journal of Contaminant Hydrology*, no. 6:357-375.
- Giesy J.P., Solomon K.R., Coates J.R., Doxon K.R., Giddings J.M. & Kenaga E.E. 1999. Chlorpyrifos: Ecological risk assessment in North American environments. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 160:1-130.
- Gil Y. & Sinfort C. 2005. Emission of pesticides to the air during sprayer application: a bibliographic review. *Atmos. Environ.*, 39, 5183-5193.
- Gil Y. 2007. Caractérisation expérimentale des émissions de pesticides vers l'air pendant les pulvérisations viticoles. Thèse, Montpellier SupAgro, Centre International d'Etudes Supérieures en Sciences Agronomiques, Ecole doctorale, Sciences des procédés – Sciences des aliments, Doctorat en génie des procédés, 118 p.
- Gil Y., Sinfort C., Guillaume S., Brunet Y. & Palagos B. 2008. Influence of micrometeorological factors on pesticide loss to the air during vine spraying: Data analysis with statistical and fuzzy inference models. *Biosyst. Eng.* 100(2), 184–197.
- Gillium R.J. 2007. Pesticides in U.S. streams and groundwater. *Environ Sci Technol* 41:3407–3413.
- Gnankiné O., Mouton L., Savadogo A., Martin T., Sanon A., Dabire R.K., et al. 2013. Biotype status and resistance to neonicotinoids and carbosulfan in *Bemisia tabaci* (Hemiptera: Aleyrodidae) in Burkina Faso, West Africa. *International Journal of Pest Management* 59 (2) : 95–102. DOI:10.1080/09670874.2013.771806.
- Gomgnimbou A.P.K., Savadogo P.W., Nianogo A.J. & Millogo-Rasolodimby J. 2009. Usage des intrants chimiques dans un agrosystème tropical: diagnostic du risque de pollution environnementale dans la région cotonnière de l'est du Burkina Faso. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 13(4), 499–507.
- Gouda A.I., Mehoba H.M.L., Imorou Toko I., Scippo M.L., Kestemont P. & Schiffers B. Comparaison de la dérive engendrée par deux types de pulvérisateurs utilisés en production cotonnière au Bénin. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 2018 22(2).
- Gounou A., 2009. Etude d'impact environnemental et Social de l'Installation d'une réserve villageoise dans la Commune de Banikoara. Rapport définitif de la mission 003/08/ED/CGP. Presse de l'Association ED, CENAGREF Fondation IGF : Cotonou.
- Gouy V. et Gril J.J. 2001. Diagnostic de la pollution diffuse par les produits phytosanitaires et solutions correctives, Cemagref - Unité de Recherche Qualité

- des Eaux et Prévention des Pollutions. Ingénieries N° Spécial phytosanitaires. 10 p. 81 - 90
- Govers G., Everaert W., Poesen J., Raws G. & DePloey J. 1987. Susceptibilité d'un sol limoneux à l'érosion par rigoles: essais dans le Grand Canal de Caen, Bulletin 33 du centre de géomorphologie de Caen.
- Govers G., Vandaele K., Desmet P.J.J. & Poesen J. 1994a. Characterizing soil tillage as a geomorphological process. In: Jensen HE, Schjonning P, Mikkelsen SA, Madsen KB (Eds.), Proc. 13th Int. ISTRO Conf. on Soil Tillage for Crop Production and protection of the environment, vol. I. ISTRO, pp 269-274.
- Gramatica, P., M. Corradi, and V. Consonni. 2000. Modelling and prediction of soil sorption coefficient of non-ionic organic pesticides by molecular descriptors. *Chemosphere* 41, no. 5:763-777.
- Green R. E. & Karickhoff S.W. 1990. Estimating Pesticide Sorption Coefficient for Soils and Sediments. 1990. Washington DC, USDA Agriculture Research Service. ARS 80. of pesticide degradation on sorption: nonequilibrium model and application to soil reactor. *Journal of Contaminant*.
- Guissou I.P., Toe M.A., Domo Y. & Hema O.S. 1996. Contribution à la toxicologie agro-alimentaire au Burkina Faso : épidémiologie des intoxications aux pesticides et activités cholinérasiques sériques chez les producteurs de la zone cotonnière de la boucle du Mouhoun. *Étud. Rech.*, 4-5, 39-48.
- Hamaker J.W. & Thomson J.M. 1972. Adsorption. In : *Organic chemicals in the soil environment-vol 1*, edited by Goring, C. A. J. and J. W. Hamaker (New York : Marcel Dekker).
- Hance R.J. 1969. An empirical relationship between chemical structure and sorption of some herbicides by soils. *Journal of Agriculture and Food Chemistry* 17 : 667 - 668.
- Haraguchi K., Kitamura E., Yamashita T. & Kido A. 1995. Simultaneous determination of trace pesticides in urban precipitation. *Atmospheric Environment*, 29, 247-253.
- Hassett J.J., Banwart W.L., Wood S.G. & Means J.C. 1981. Sorption of a-naphtol: implication concerning the limit of hydrophobic sorption. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 45, no. 1:38-42.
- Herbst A. 2001. A method to determine spray drift potential from nozzles and its link to buffer zone restrictions. 2001 ASAE annual international meeting, Sacramento, California, USA, <http://asae.frymulti.com/request.asp?JID=5&AID=7333&v=&i=&CI..>
- Heydel L., Bénéoit M. & Schiavon M. 1999. reducing atrazine leaching by integrating reduced herbicide use with mechanical weeding in corn (*Zea mays*). *European Journal of Agronomy*, 11, p. 217 - 225.
- Hillocks R.J. 1992. Bacterial blight, In *Cotton diseases*, ed. RJ Hillocks, pp. 39-85, Wallingford, UK: CAB international Redwood press, Melksham.
- Hofman V. & Solseng E. 2001. Reducing Spray Drift. *Agricultural and*

- Biosystems Engineering. North Dakota State University. <http://www.ag.ndsu.edu/pubs/ageng/machine/ae1210w.htm> (23/02/2017).
- Houndékon A.V., De Groote H., Lomer C. 2006. Health cost and externalities of pesticide use in the sahel. In : Outlook on Agriculture vol 35, N°1, pp 25-31.
- Houndété T.A., Kétoh G.K., Hema O.S.A., Brévault T., Glitho I.A. & Martin T. 2010. Insecticide resistance in field populations of Bemisia tabaci (Hemiptera: Aleyrodidae) in West Africa. Pest Management Science 66: 1181–1185. DOI:10.1002/ps.2008.
- Huber A., Bach M. & Frede H. 1998. Modeling pesticide losses with surface runoff in Germany. The Science of the Total Environment 223 (2-3):177-191.
- Hugon Ph. & Mayeyenda A. 2003. Les effets des politiques des prix dans les filières coton en Afrique zone franc : analyse empirique. Économie Rurale, 275: 66-82.
- Hugon Ph. 2007. Méso analyse de filières et politiques publiques. Illustrations par les filières cotonnières en Afrique : Concept et méthode en économie des filières. Working paper, octobre-novembre 2007, Montpellier, 36 p.
- Hughes E.A., Zalts A., Ojeda J.J., Flores A.P., Glass R.C., & Montserrat J.M. 2006. Analytical method for assessing potential dermal exposure to captan, using whole body dosimetry, in small vegetable production units in Argentina. Pest. Manag. Sci. 62:811-818.
- Huynh H.P.V. & Nugegoda D. 2012. Effects of Chlorpyrifos Exposure on Growth and Food Utilization in Australian Catfish, *Tandanus tandanus*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. Volume 88, Issue 1, pp 25–29.
- IFDC. 2005. L'état du marché des intrants agricoles au Bénin. Projet Marché des Intrants. Régional (MIR).
- IFDC. 2007. Expériences d'apprentissage de la lutte étagée ciblée avec les producteurs à la Base dans les conditions de Banikoara. Rapport technique d'activités, campagne 2006-2007. Presse locale Cotonou.
- IFEN. 1998. Les pesticides dans les eaux. Collecte et traitement des données. Etude et travaux n°19. Paris, 188p.
- IFPRI - LARES. 1999. National Survey of Small Farmers in Benin. International Food Policy Research Institute (IFPRI), Washington DC, USA.
- Ilyassou K.M., Adamou R. & Schiffers B. 2017. Risk assessment for small farmers exposed to plant protection products in the Niger river valley. Communications in Agricultural and Applied Biological Sciences.. 81, 1–13.
- INRA-Agritox. 2006. Base de données sur les substances actives phytopharmaceutiques. Mise à jour le 14/10/2002. <http://www.inra.agritox>.
- INSAE. 2015. Quatrième Recensement Général de la Population et de l'Habitat (RGPH 4) au Bénin (4è édition). Cotonou : Presse Locale.
- INSERM. 2013. "Pesticides : Effets sur la santé. Rapport. Paris : Inserm, 2013, XII-1001 p. - (Expertise collective). - <http://hdl.handle.net/10608/4820>"
- Irace-Guigand, S., Aaron, J.J., Scribe, P., Barcelo, D. 2004. A comparison of the

- environmental impact of pesticide multiresidues and their occurrence in river waters surveyed by liquid chromatography coupled in tandem with UV diode array detection and mass spectrometry. *Chemosphere*, 55, 973-981.
- ISSEP. 2018. Rapport de l'étude EXPOPESTEN. www.veroniquewaroux.info/resultats-de-letude-expopesten/ consulté le 02/08/2018.
- Jensen P. & Splid N. 2003. Deposition of spray liquid on the soil below cereal crops after applications during the growing season. *European Weed Research Society Weed Research* 43, 362 - 370.
- Kadri Z., Sylla S., Lebeau F. & Schiffers B. 2012. Assessment of the risk of dermal exposure to pesticides during treatment with a back-pack sprayer in the presence and absence of vegetation. *Communications in Agricultural and Applied Biological Sciences*, 77 (7), 415-422
- Kan C.A. & Meijer G.A.L. 2007. The risk of contamination of food with toxic substances present in animal feed. *Animal Feed Science and Technology* 133 (1/2), pp. 84-108.
- Kanda M. 2011. Agriculture Maraîchère au Togo : Analyse Systémique et Environnementale, Thèse doct., Université de Lomé, Togo, 153 p.
- Kanda M., Djaneye-Boundjou G., Wala K., Gnandi K., Batawila K., Sanni A., et al. 2013. Application des pesticides en agriculture maraîchère au Togo. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* 13 (1): 1-17.
- Kasai F. & Hanazato T. 1995a. Effects of the triazine herbicide, simetryn, on freshwater plankton communities in experimental ponds. *Environ Pollut* 89: 197-202.
- Katé S., Dagbénonbakin G., Agbangba C.E., de Souza J.F., Kpagbin G., Azontondé A., Ogouwalé E., Tinté B. & Sinsin B. 2014. Perceptions locales de la manifestation des changements climatiques et mesures d'adaptation dans la gestion de la fertilité des sols dans la Commune de Banikoara au Nord-Bénin. *Journal of Applied Biosciences*, 82, 7418-7435.
- Kirby M.J. & Morgan R.P.C. 1980. *Soil Erosion*, Wiley Interscience Publication, 312 p
- Kim E., Moon J-k., Lee H., Kim S., Hwang Y-J., Kim B-J., Lee J., Lee D-H. & Kim J-H. 2013. Exposure and risk assessment of operators to insecticide acetamiprid during treatment on apple orchard. *Kor. J. Hort. Sci. Technol.* 31(2), 239-245.
- Kim S-H., Lee C-H. & Kim K-H. J.S.-H. 2016. Comparative estimation of exposure level and health risk assessment of highly produced pesticides to agriculture operators by using default dermal absorption rate or actual measurement values. *Biomed. Sci. Lett.* 22(4), 199-206.
- Knezovich J.P., Harrison F.L. & Wilhelm R.G. 1987. The bioavailability of sediment-sorbed organic chemicals: a review. *Water Air Soil Pollut.*, 32 : 233-45.

- Knoche M. 1994. Effect of droplet size and carrier volume on performance of foliage-applied herbicides. *Crop Protection*, 13, 163-178.
- Koch H., Weiber P. & Landfried M. 2003. Effect of drift potential on drift exposure in terrestrial habitat. *Nachrichtebl.Deut. Pflanzenschutzd* 55 (9), 181-188.
- Kodjo E.A. 2007. ANCE fights for the prohibition of the use of Endosulfan in Togo. *International POPs Elimination Network (IPEN)*. 57 p.
- Kumar R. 1991. La lutte contre les insectes ravageurs. *L'agriculture en régions tropicales*. Wageningen, Pays-Bas : Édition CTA/Karthala.
- Labreuche J., Viloingt T. & Beets B. 2005. Semis sous couvert, les conditions de semis sont primordiales ; La couverture du sol, un ingrédient à doser avec précaution. *Perspectives agricoles*, N°309, février 2005, 46-50.
- Lafia E. 1996. Facteurs de risque et taux d'acétylcholinestérase chez les utilisateurs de pesticides dans la sous-préfecture de Banikoara, n°661 Thèse de doctorat de l'université nationale du Bénin, Faculté des sciences
- Lambing M., Armengaud C., Raymond S. & Gauthier M. 2001. Imidacloprid-induced facilitation of the proboscis extension reflex habituation in the honeybee. *Arch Insect Biochem Physiol.*, 48: 129-134.
- Langley M. & Stark J.D. 1996. Analytical techniques for quantifying direct, residual, and oral exposure of an insect parasitoid to an organophosphate insecticide. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 57(5), 683-690.
- Lawson A.J., Akohou H., Lorge S. & Schiffers B., 2017. Three Methods to Assess Levels of Farmers' Exposure to Pesticides in the Urban and Peri-urban Areas of Northern Benin. *Tunisian Journal of Plant Protection*, Vol. 12, No. 1, 2017.
- Lebailly P., Bouchart V., Baldi I., Lecluse Y., Heutte N., Gislard A. & Malas J.-P. 2009. Exposure to pesticides in open-field farming in France-Abstract. *Ann. Occup. Hyg.*, 53, 69-81.
- Le Clech B.H., 1998. *Environnement et agriculture*. 2^e éd. Bordeaux, France : Edition Synthèse agricole.
- Lee K.T., Tanabe S. & Koh C.H. 2002. Distribution of organochlorine pesticides in sediments from Kyeonggi bay and neary ares, Korea. *Environmental pollution* 114: 207-213.
- Legendre M., Teugels G.G., Cauty C. & Jalabert B. 1992. A comparative study on morphology, growth rate and reproduction of *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822), *Heterobranchus longifilis* (Valenciennes, 1840), and their reciprocal hybrids (Piscies, Clariidae). *Journal of Fish Biology*, 40: 59-79.
- Lehmann E., Oltramare C., Nfon D.J.J., Konaté Y. & De Alencastro L.F. 2016. Assessment of occupational exposure to pesticides with multi-class pesticide residues analysis in human hairs using a modified QuEChERS extraction method, case study of gardening areas in Burkina Faso. In: *Annual Meeting of the International Association of Forensic Toxicologists (TIAFT)*, Brisbane, Australia.
- Leonard R.A. 1990. Movement of pesticides into surface waters. In : Cheng H.H.

- (ed). *Pesticides in the soil environment: Processes, impacts, and modeling*. Madison, WI, USA : Soil Science Society of America, p. 303 - 349 (Book Series, n.2).
- Leone A.D., Amato S. & Falconer R.L. 2001. Emission of chiral organochlorine pesticides from agricultural soils in the Cornbelt region of the United States. *Environ. Sci. Technol.* 35: 4592-4596.
- Liess M., Brown C., Dohmen P., Duquesne S., Hart A., Heimbach F., Kreuger J., Lagadic L., Reinert W., Maund S., Strelake M. & Tarazona J. 2005. Effects of Pesticides in the Field. EU & SETAC Europe Workshop, Octobre 2003, Le Croisic, France. SETAC Press, Sous presse.
- Lincer J.L., Zalkind D., Brown L.H. & Hopcraft J. 1981. Organochlorine residues in Kenya's Rift valley lakes. *J. Appl. Ecol.*, 18, 157-171.
- Louchart X., Voltz M., Andrieux P. & Moussa R. 2001. Herbicides runoff at field and watershed scales in a Mediterranean vineyard area. *Journal of Environmental Quality*, may-june issue (in press).
- MAAF. 2016. Les politiques agricoles à travers le monde : quelques exemples (Le Bénin. www.agriculture.gouv.fr ; www.alimentation.gouv.fr. Consulté le 18/10/2018.
- Machera K., Goumenou M., Kapetanakis E., Kalamarakis A. & Glass C. R. 2003. Determination of potential dermal and inhalation operator exposure to malathion in greenhouses with the whole body dosimetry method. *Ann. occup. Hyg.*, Vol. 47, No. 1, pp. 61-70.
- Machera K., Kapetanakis E., Charistou A., Goumenaki E. & Glass R.C. 2002. Evaluation of potential dermal exposure of pesticide spray operators in greenhouses by use of visible tracers. *J. Environ. Sci. Heal. B.* 37:113-121.
- MAEP. 2005. Étude sur l'analyse des services - conseils agricoles au Bénin. Ministère de l'Agriculture, de l'Élevage et de la Pêche Rapport, Tome 1, octobre 2005, Cotonou, 134 p.
- MAEP. 2009. Annuaire statistique ; Ministère de l'Agriculture, de l'Élevage et de la Pêche campagne agricole 2008-2009, pp 80-81.
- MAEP (Ministère de l'Agriculture, de l'Élevage et de la Pêche). 2014. Définition d'un nouveau cadre institutionnel de gestion de la filière coton au Bénin. Janvier 2014 ; 24 pages.
- MAEP (Ministère de l'Agriculture, de l'Élevage et de la Pêche). 2015. Liste des produits phytosanitaires disponibles pour la campagne agricole 2015-2016 dans les départements du Borgou-Alibori au Bénin.
- MAEP. 2016. Rapport d'activités Ministère de l'Agriculture, de l'Élevage et de la Pêche - Définition d'un nouveau cadre institutionnel de gestion de la filière coton au Bénin (Document techniques de réflexion).
- MAEP. 2017. Cadre programmatique du secteur agricole - Ministère de l'Agriculture, de l'Élevage et de la Pêche - Document validée, Septembre 2017, 154 p.

- Mlambo S.S., Van Vuren J.H.J., Barnhoorn I.E.J. & Bornman M.S. 2009. Histopathological changes in the reproductive system (ovaries and testes) of *Oreochromis mossambicus* following exposure to DDT. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 28 : 133-9, doi:10.1016/j.etap.2009.03.011
- Mamadou A., Mazih A. & Inezdane A. 2005. L'impact des pesticides utilisés en lutte contre le criquet pèlerin (*schistocerca gregaria* Forskål, 1775) (orthoptera, acrididae) sur deux espèces de pimelia (coleoptera, tenebrionidae) au Niger, Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement, Volume 6 Numéro 3, URL : <https://vertigo.revues.org/3665>, consulté le 10 mai 2015.
- Martin P. 1997. Pratiques culturales, ruissellement et érosion diffuse sur les plateaux limoneux du Nord Ouest de l'Europe : applications aux intercultures du Pays de Caux, Thèse INAPG, Paris.
- Martin T., Ochou O.G., Djihinto A., Traoré D., Togola M., Vassal J.M. et al. 2005. Controlling an insecticide-resistant bollworm in West Africa. Short communication. *Ecosystems and Environment* 107: 409-411. DOI:10.1016/j.agee.2004.11.006.
- Matthews A. 1992. Pesticide application methods. Longmans UK . 2nd Edition. 404 p.
- Matthess A., Van den Akker E., Chougourou D. & Midingoyi G.S., 2005. Compétitivité et durabilité de cinq systèmes culturaux cotonniers dans le cadre de la filière. ProCGRN/GTZ et MAEP. 201p.
- McCarthy I.D. & Fuiman L.A. 2008. Growth and Protein Metabolism in Red Drum (*Sciaenops ocellatus*) Larvae Exposed to Environmental Levels of Atrazine and Malathion. *Aquat. Toxicol.* 88: 220-229.
- Medrzycki P., Montanari R., Bortolotti P., Sabatini A.G., Maini S. & Porrini C. 2003. Effect of imidacloprid administered in sublethal doses on honey bee behaviour. *Laboraty Tests Bull. Insectol.*, 56: 59-62.
- Myers D. & S. Stolton (eds.) 1999. Organic cotton. From field to final product. Intermediate Technology Publications Ltd., Londres, Royaume-Uni, 267p.
- Miller P.C.H., Butler Ellis M.C. 2000. Effects of formulation on spray nozzle performance for applications from ground-based boom sprayer. *Crop Protection*, 19, 609-615.
- Moilleron R., Gonzalez A., Chebbob G. & Thévenot D.R. 2002. Determination of aliphatic hydrocarbons in urban runoff samples from the "Le Marais" experimental catchment in Paris centre. *Water Research* 36, 1275-1285.
- Mokwunye U.A., de Jager A. & Smaling E.M.A. (Eds). 1996. Restoring the Productivity of West African Soils : Key to Sustainable Development. IFDC-Africa, Lomé, Togo / LEI. The Hague, The Netherlands.
- Mondal S., Ghosh R.C., Mate M.S., Karmakar D.B. 2009. Effects of acetamiprid on immune System in female rats. *Proc Zool Soc.*, 62: 109-107.
- Monkiédjé A., Njiné T., Tamatcho B. & Démanou J. 2000. Assessment of the acute toxic effects of the fungicide Ridomil plus 72 on aquatic organisms and soil micro-organisms. *Environmental Toxicology* 15: 65-70. doi:

- 10.1002/(sici)1522-7278.
- Morère J-L. & Pujol R. 2003. Dictionnaire raisonné de biologie (Eds) Frison-Roche, 1250 p.
- Muirhead-Thomson R.C. 1987. Pesticide impact on stream fauna with special reference to macroinvertebrates. Cambridge University Press, Cambridge, 271.
- Murray R.A., Cross J.V. & Ridout M.S. 2000. The measurement of multiple spray deposits by sequential application of metal chelate tracers. *Ann. appl. Biol.*, 137, 245-252.
- Nandjui J. 2009. Quantification de la dérive en conditions réelles. TFE, Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, Belgique. 64 p.
- Naré R.W.A., Savadogo P.W., Gnankambary Z. & Nacro H.B.S.M.P. 2015. Analyzing Risks Related to the Use of Pesticides in Vegetable Gardens in Burkina Faso. *Agric. For. Fish.* 4(4), 165–172.
- Nauen R., Ebbinghaus-Kintscher U. & Schmuck R. 2001. Toxicity and nicotinic acetylcholine receptor interaction of imidacloprid and its metabolites in *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae). *Pest Manag. Sci.*, 57: 577-586.
- Nebie R.C., Yameogo T.R. & Sie S. 2002. Résidus de pesticides dans quelques produits alimentaires de grande consommation au Burkina Faso. *Bull. Inf. SOACHIM*, 4, 68-78.
- Neuenschwander P., Sinsin B. & Georgen G. 2011. Protection de la nature en Afrique de l'Ouest : une liste rouge pour le Bénin, International Institut of Tropical Agriculture, Ed Ibadan, Nigeria, 365pp.
- Neumann M., Liess M. & Schulz R. 2003. A qualitative sampling method for monitoring water quality in temporary channels or point sources and its application to pesticide contamination. *Chemosphere*. 51(6); 509-513.
- Ng H.Y.F., Gaynor J.D., Tan C.S. & Drury C.F. 1995. Dissipation and loss of atrazine and metachlor in surface and subsurface drain water: a case of study. *Water research*, 10, p. 2309 - 2317.
- Ngom S., Traore S., Thiam M.B. & Anastasie M. 2012. Contamination des produits agricoles et de la nappe phréatique par les pesticides dans la zone des Niayes au Sénégal. *Rev Sci Technol, Synthèse* 25: 119–130.
- Nicourt C. & Girault JM. 2009. Le coût humain des pesticides : comment les viticulteurs et les techniciens viticoles français font face au risque, *Vertigo* - la revue électronique en sciences de l'environnement, Volume 9 Numéro 3, [En ligne] URL : <http://vertigo.revues.org/9197>; DOI : 10.4000/vertigo.9197
- Oerke EC, Dehne HW. 1997. Global crop protection and the efficacy of crop protection, current situation and future trends. *European journal of plant pathology* 103. 203-215.
- Norman N., Frederick M.F. & Mark M. 1993. Toxicity of Pesticides. This document is PI-13 one of a series of the Pesticide Information Office Food Science and Human Nutrition Department, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida

- .Document publié en juin 1993 et révisé en juin 2005 par Fishel F.M. et Mossler M. A. pp 1-12.
- OBEPAB. 2002. Le Coton au Bénin: rapport de consultation sur le coton conventionnel et le coton biologique au Bénin. A report for PAN UK's Pesticides Poverty and Livelihoods project Organisation Béninoise pour la Promotion de l'Agriculture Biologique – Août 2002.
- OCDE. 2001. Une approche locale de la coopération régionale dans la zone S.K.Bo : ce qu'en disent les opérateurs privés de Sikasso et de Bobo Dioulasso, 33 pp.
- OCDE/FAO. 2016. « L'agriculture en Afrique subsaharienne : Perspectives et enjeux de la décennie à venir », dans Perspectives agricoles de l'OCDE et de la FAO 2016-2025, Éditions OCDE, Paris. DOI: http://dx.doi.org/10.1787/agr_outlook-2016-5-fr5.
- Oerke E.C. & Dehne H.W. 1997. Global crop protection and the efficacy of crop protection, current situation and future trends. *European journal of plant pathology* 103. 203-215.
- Okoumassoun L.E., Brochu C., DeBlois C., Akponan S., Marion M., Averill-Bates D. & Denizeau F. 2002. Vitellogenin in tilapia male fishes exposed to organochlorine pesticides in Ouémé River in Republic of Benin. *Sci Total Environ.*, 299, 163–72.
- Olivier M. 2010. *Matières Résiduelles et 3R V-E*, 3e édition, Québec, les productions Jacques Bernier 294 P.
- OMS. International Programme on Chemical Safety. The WHO recommended classification of pesticides by hazard and guidelines to classification 2000-2002. WHO/PCS/01.5
- ONS. 2012. *Le coton dans l'économie Béninoise*.
- Orhon L. 1993. *Influence de la distance des épandages au ruisseau collecteur sur le transfert par ruissellement des pesticides*. Mémoire de DEA : École Nationale de Santé Publique, Rennes (France).
- Orou Seko R. 2013. Contribution a la restauration des sols agricoles dans la commune de Banikoara, pour l'obtention du Diplôme d'Etudes Approfondies, Faculté des sciences et techniques, Université d'Abomey-Calavi.
- Ouédraogo P. 2005. Problématique de la pratique du maraîchage périurbain à Ouagadougou. Cas des sites de Boulmiougou, Dayongo et de Tanghin. Juillet 2005. Rapport de stage.
- Ouédraogo R., Toé A.M., Ilboudo S. & Guissou P.I. 2014. Risk of workers exposure to pesticides during mixing/loading and supervision of the application in sugarcane cultivation in Burkina Faso. *Int. J. Environ. Sci. Toxicol. Res* 2, 143–151.
- Pantone D.J., Young R.A., Buhler D.D., Eberlein C.V., Koskinen W.C. & Forcella F. 1992. water quality impacts associated with pre- and postemergence applications of atrazine on maize. *Journal of environmental quality* 21 : 567-573.
- Patty L. 1997. Limitation du transfert par ruissellement vers les eaux superficielles

- de deux herbicides (isoproturon et diflufenicanil). Méthodologie analytique et étude de l'efficacité de bande enherbées. Thèse de doctorat de l'université Joseph Fourier de Grenoble, 217 p.
- Pazou E.Y.A., Boko M., Van Gestel C.A.M., Ahissou H., Laleye P., Akpona S., Van Hattum B., Swart K. & Van Straalen N.M. 2006a. Organochlorine and organophosphorous pesticide residues in the Ouémé river catchment in the Republic of Benin. *Environment International*, 32, 616-23, (07/05/2017).
- Pazou E.Y.A., Boko M., Van Gestel C.A.M., Ahissou H., Laleye P., Akpona S., Van Hattum B., Swart K. & Van Straalen N.M. 2006b. Contamination of fish by organochlorine pesticide residues in the Ouémé river catchment in the Republic of Bénin. *Environment International*, 32, 594-9, (07/05/2017).
- Phyu Y.L., Warne M.S. & Lim R.P. 2004. Toxicity of atrazine and molinate to the cladoceran *Daphnia carinata* and the effect of river water and bottom sediment on their bioavailability. *Arch. environ. Contam. Toxicol.*, 46: 308-315.
- Pimentel D. 1995. Arouds of pesticides reaching target pests: environmental impacts and ethies. *J. Agric. Environ. Ethics*. 8 : 17-29.
- Pimentel D., Culliney T.W., Bashore T. 1996. Public health risks associated with pesticides and natural toxins in foods. *Integrated pest management world textbook*. New York, USA: Universidad de Minnesota.
- Pimentel D & Levitain L.C. 1986. Pesticides. Amounts applied and amount reaching pests. Often, less than 0.1% of pesticides applied to crop reach target pests. *Biosci* 36:86–91.
- Pingault N., Pleyber E., Champeaux C., Guichard L., Omon, B. 2009. Produits phytosanitaires et protection intégrée des cultures: l'indicateur de fréquence de traitement (IFT). *Notes et études socio-économiques* 32, 61–94.
- Pionke H.B. et G. Chesters. 1973. Pesticide-Sediment-Water interaction. *J. Environ. Quality*. 2 (1): 29-45.
- PR-PICA. 2015. Programme Régional de Production Intégrée du Coton en Afrique. Guide pratique de protection du cotonnier en Afrique. 1^{ère} édition.
- PSRSA. 2011 : Plan Stratégique de Relance du Secteur Agricole au Bénin (PSRSA), 2011. 117 pages.
- PRSE. 2010. (Programme Régional Santé Environnement), Pesticides et santé : état des connaissances sur les effets chroniques en 2009. Etude commanditée et financée par la Direction Régionale des Affaires Sanitaires et Sociales de Bretagne en Mai 2010.
- PWRP. 2013. http://agriculture.wallonie.be/pwrp/programme_complet.pdf. Etat des lieux et perspectives. 60 pages. Consulté le 02/08/2018.
- Qi L., Miller P.C.H. & Fu Z. 2008. The classification of the drift risk of sprays produced by spinning discs based on wind tunnel measurements. *Biosyst. Eng.*, 100, 38-43.
- Quak W., Hengsdijk H., Bakker E.J., Sissoko K. & Touré M.S.M. 1996. Description agronomique quantitative des systèmes de production végétale en

- zone Soudano-Sahélienne. Wageningen, PSS.
- Rachadi T. 2010. Manuel de lutte antiacridienne. Ed. Quae & CTA, 176 p.
- Rafalimanana H.J. 2003. Evaluation des effets d'insecticides sur deux types d'Hyménoptères auxiliaires des cultures, l'abeille domestique (*Apis mellifera* L.) et des parasitoïdes de pucerons : études de terrain à Madagascar et de laboratoire en France, Thèse de doctorat de l'Institut National Agronomique Paris-Grignon, France, 205 p.
- Ramade F. 1992. *Éléments de l'écologie : écologie appliquée*. Paris : Ediscience international, 4e édit., 287p. ISBN 2-84074-012-5.
- Ramos L.M., Querejeta G.A., Flores A.P., Hughes E.A., Zalts A. & Montserrat J.M. 2010. Potential dermal exposure in greenhouses for manual sprayers: analysis of the mix/load, application and re-entry stages. *Sci. Total Environ.* 2010, 408: 4062-8.
- Real B., Malaval C., Bonin L., Labreuche J., Barriuso E., Benoit P., Bedos C., Koller R., Heddadj D., Quere L., Cariolle M. & Caboulet D. 2007. Impacts des TCSL sur les transferts de Produits Phytosanitaires. In.: *Evaluation des impacts environnementaux des Techniques Culturelles Sans Labour (TCSL) en France*, Ch IV, 105-114.
- Reichenberger S., Bach M., Skitschak A. & Frede H.G. 2007. Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness. A review, *Sci Total Environ* 384, 1-35.
- Renard J.F., Cheikh L. & Knips V. 2004. L'élevage et l'intégration régionale en Afrique de l'Ouest, Ministère des Affaires étrangères - FAO-CIRAD. 37 p.
- Richard O., Toé A.M., Ilboudo S. & Guissou PI. 2014. Risk of workers exposure to pesticides during mixing/loading and supervision of the application in sugarcane cultivation in Burkina Faso. *International Journal of Environmental Science and Toxicology Research* 2(7), 143-151.
- Richard S., Moslemi S., Sipahutar H., Benachour N. & Seralini G.E. 2005, Differential effects of glyphosate and roundup on human placental cells and aromatase, *Environ Health Perspect*, 2005 Jun, 113(6), pp. 716-20.
- Ritter L., Solomon K.R. & Forget J. 1997. Les polluants organiques persistants : DDT-aldrine-dieldrine-endrine-chlordane-heptachlore-exachlorobenzène-mirex-toxaphène-biphényles polychlorés-dioxines et furanes, Rapport d'évaluation pour le programme international sur la sécurité des substances chimiques (PISSC) dans le cadre du programme interorganisations de gestion écologiquement rationnelle des produits chimiques (IOMC), Canada, [En ligne] URL : <http://www.chem.unep.ch/pops/ritter/fr/ritterfr.pdf>.
- Rivière J-L. 2001. Ecotoxicologie et toxicologie des produits phytosanitaires. De l'obligation réglementaire à la protection des milieux. Avril 2001, 8p, 276 - 283.
- Rivière J-L. 2010. Modèles d'évaluation du risque environnemental (hier, aujourd'hui et demain). Extrait de "Evaluation du risque écologique des sols pollués". Association RECORD, Paris: Tee. & Doc. Lavoisier, 1998, 230 p.
- Roditakis E., Vasakis E., Grispuou M., Stavrakaki M., Nauen R., Gravouil M., et

- al.* 2015. First report of *Tuta absoluta* resistance to diamide insecticides. *Journal of Pest Science* 88: 9–16. DOI:10.1007/s10340-015-0643-5.
- Roose E. 1973. Dynamique actuelle des sols ferrallitiques et des sols ferrugineux d'Afrique Occidentale. Paris ORSTOM. Travaux et Document. 130 p.
- Russell E.W. 1973. Soil conditions and plant growth. Longman, London.
- SAGÉ PESTICIDES. 2018. Toxicité des substances actives. <http://www.sagepesticides.qc.ca/Recherche/RechercheMatiere>, (19/06/2018).
- Saget A. 1994. Base de données sur la qualité des rejets urbains de temps de pluie : distribution de la pollution rejetée, dimensions des ouvrages d'interception. Phd thesis, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, France. 227p.
- Saiyed H., Dewan A., Bhatnagar U., Shenoy R., Patel K., Kashyap R., Kulkarni P. & Rajan B. 2003. Effect of endosulfan on male reproductive development. *Environ. Health Perspect.* 111:1958–1962.
- Salah S.O.T., De Cock N., Massinon M., Schiffers B., Dorbolo S. & Lebeau F. 2015. Étude des potentialités des systèmes d'application contrôlée des gouttes (CDA) pour les traitements phytosanitaires en céréaliculture (synthèse bibliographique). *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 2016 20(S1), 287-298.
- Samuel O., Dion S., St-Laurent L. & April M.H. 2012. Indicateur de Risque des Pesticides du Québec-IRoEQ-Santé et Environnement; Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation/Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs/Institut National de santé Publique du Québec : Canada, 48p.
- Samuel O., & St-Laurent L. 2005. Profil toxicologique des insecticides retenus pour le contrôle des insectes adultes impliqués dans la transmission du virus du Nil occidental au Québec. Institut national de santé publique Québec.
- Samuel O. & St-Laurent L. 2001. Guide de prévention pour les utilisateurs de pesticides en agriculture maraîchère. Institut de recherche en santé et en sécurité du travail, Québec, Canada, 87 p.
- Sanborn M., Cole D., Kerr K., Akil C., Sanin L.H. & Bassil K. 2004. Pesticides literature Review. Toronto : Ontario College of Family Physicians.
- Savadoogo P.W., Traoré O., Topan M., Tapsoba K.H., Sedogo 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*, Vol. 1, pp. 29-39..
- Schiffers B. 2011. Itinéraire technique de la tomate cerise (*Lycopersicon esculentum*), COLEACP/PIP, 46 p.
- Schiffers B. & Mar A. 2011. Sécurité des Opérateurs et Bonnes Pratiques Phytosanitaires, Manuel n° 4 : COLEACP/PIP Press. Bruxelles / Belgique : Programme PIP/COLEACP, 246 p.
- Schiffers B. & Moreira C. 2011. Fondements de la protection des cultures, Manuel n° 7 : COLEACP/PIP Press. Bruxelles / Belgique : Programme PIP/COLEACP, 294 p.

- Schiffers B., Samb B., 2011. Analyse des risques et autocontrôle en production, Manuel n° 3 : COLEACP/PIP Press. Bruxelles / Belgique : Programme PIP/COLEACP, 154 p.
- Schilter C. 1991. L'agriculture urbaine à Lomé. Approches agronomiques et socioéconomiques, Paris, IUED, Karthala, 334 p.
- Schulz R. 2001. Rainfall-induced sediment and pesticide input from orchards into the Lourens River, Western Cape, South Africa: importance of a single event. *Water Res.* 35(8); 1869-1876.
- SDQPV. 2002. Sous-Direction de la Qualité et de la Protection des Végétaux. 251, rue de Vaugirard, 75732 Paris Cedex 15 - <http://www.agriculture.gouv.fr>.
- Siati M. 2005. Etude de quelques paramètres permettant une évaluation et une réduction des risques de dérive lors de l'application des traitements phytosanitaires: Cas de pulvérisateur à dos. Mémoire (3e cycle), Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, Belgique, 87 p.
- Skuterud R., Nordby A. & Tyldum A. 1988. Effects of application methods, spray volumes, pressures and herbicide rates on weed control in spring cereals. *Crop Prot.*, 7, 303-308.
- Smith K. & Fernando C.H. 1978. A guide to the Calanoid and Cyclopoid austrea of Ontario. Dept of Biol., University of Waterloo., Ont. Can.: 1-74.
- Smith T.M. & Stratton G.W. 1986. Effects of synthetic pyrethroid insecticides on nontarget organisms. *Residue Rev* 97, 93-120.
- Soclo H.H. 2003. Étude de l'impact de l'utilisation des engrais chimiques et des pesticides par les populations riveraines sur les écosystèmes (eaux de surface, substrat des réserves de faune) dans les complexes des aires protégées de la Pendjari et du W. Rapport d'étude. Cotonou CENAGREF.
- Solie J.B. & Alimardani R. 1986. Predicting spray patterns of a vertical rotary disc atomizer. *Trans. ASAE*, 29(5), 1193-1198.
- Somerhausen E. 2006. Les mesures de réduction de la dérive lors des traitements phytosanitaires. <http://www2.fiwap.be/uploads/File/Bibliotheques/Technique/Pulveetprodphyto/0606reductionderivepulverisation.pdf> (consulté le 19/02/2016).
- Son D., Somda I., Legreve A. & Schiffers B. 2017. Pratiques phytosanitaires des producteurs de tomates du Burkina Faso et risques pour la santé et l'environnement. *Cah. Agric.* 26: 25005.
- SONAPRA. 2015. Tableau de consommation intrants coton campagne 2014-2015. Maquette tableaux carrés insecticides ; commune de Kandi - Banikoara - Gogounou.
- SONAPRA. 2015. Evolution de la production cotonnière au Bénin/période de 2009 à 2012. Tableau Excel - synthèse de la production par commune (statistiques campagne PARFC-B et campagne spéciale: 2012/ 2013 au 25/04/2013)
- Sougnabe S.P., Yandia A., Acheleke J., Brevault T., Vaissayre M. & Ngartoubam L.T. 2009. Pratiques phytosanitaires paysannes dans les savanes d'Afrique

- centrale, In : Savanes africaines en développement : innover pour durer, 20-23 avril 2009, Garoua, Cameroun, 1-13.
- Soutar S., Semple R., Aitken J. & Robertson A. 2000. Use of Patches and Whole Body Sampling for the Assessment of Dermal Exposure. *Ann. occup. Hyg.*, Vol. 44, No. 7, pp. 511–518, 2000
- SRPV. 2002. Service Régional de la Protection des Végétaux Midi-Pyrénées. Duportal, 31074 Toulouse Cedex. pvregionmp@agriculture.gouv.fr.
- Stainier C. 2004. Influence des propriétés de mélanges phytosanitaires sur la dérive générée par trois types de buse de pulvérisation. Mémoire (3e cycle), Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, Belgique, 62 p.
- Streit B., Rieger S., Stamp P. & Richter W. 2002. The effect of tillage intensity and time of herbicide application on weed communities and populations in maize in central Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 92:211-224.
- Silvie P. & Gozé E. 1991. Estimation des pertes de production dues aux ravageurs du cotonnier au Tchad. *Coton et Fibres Tropicales*, 46 (1) : 15-32.
- Syamimi I., Tengku Hanidza T.I. & Puziah A.L. 2011. Estimation of the pesticide exposure during spraying among applicators. *Health and the Environment Journal*, 2011, Vol. 2, No. 1. 5 pges.
- Tannahill S.N., Robertson A., Cherrie B., Donnan P., Mac-Connell E.L.A. & MacLeod G.J. 1996. A comparison of two different methods for assessment of dermal exposure to non-agricultural pesticides in three sectors. IOM report TM/96/07, Institute of Occupational Medicine, Edinburg.
- Thiam A. & Sagna M.B. 2009, Monitoring des pesticides au niveau des communautés à la base, Rapport Régional Afrique, Dakar, Sénégal, Pesticide Action Network Africa, 57 p.
- Tissut M., Delval P., Mamarot J. & Ravanel P., 2006. Plantes, herbicides et désherbage. *Acta*, p : 635.
- Toé M.A. 2007. Utilisation des pesticides chimiques en cultures maraîchères et cotonnières dans la région Est du Burkina Faso, Campagne 2005-2006 et 2006-2007, Rapport d'étude, IRSS, Bobo Dioulasso, Burkina Faso.
- Toé A.M. 2010. Étude pilote des intoxications dues aux pesticides agricoles au Burkina Faso. Secrétariat de la Convention de Rotterdam, 94 p. Disponible sur : www.pic.int/Portals/5/download.aspx?d=UNEP-FAO-RC-SHPFsPilotstudyBurkina.Fr.pdf.
- Toé A.M., Domo Y., Hema S.A.O. & Guissou P. 2000. Épidémiologie des intoxications aux pesticides et activité cholinestérasique sérique chez les producteurs de coton de la zone cotonnière de la Boucle du Mouhoun. *Études et Recherches Sahéliennes*. Numéro spécial. Les pesticides au Sahel. Utilisation, Impact et Alternatives, 39-48.
- Toé A.M., Guissou P. & Héma O.S. 2002. Contribution à la Toxicologie Agro-

- Industrielle au Burkina Faso. Étude des intoxications d'agriculteurs par des pesticides en zone cotonnière du Mouhoun. Résultats, analyse et propositions de prise en charge du problème. *Revue de médecine de travail*, tome XXIX, numéro unique, 59-64.
- Toé A.M., Kinane M.L., Kone S. & Sanfo-Boyarm E. 2004. Le non-respect des bonnes pratiques agricoles dans l'utilisation de l'endosulfan comme insecticide en culture cotonnière au Burkina Faso : quelques conséquences pour la santé humaine et l'environnement. *Revue Africaine de Santé et de Production Animale (RASPA)*, vol. 2, N°3-4, 275-278.
- Ton P. 2001. Cotton production and rural livelihoods in West Africa. Situation and trends in the context of trade liberalisation and structural adjustment. *African Environment, Occasional Papers*, No. 219. Oxfam-GB & ENDA-Tiers Monde, Dakar, Senegal, 87p.
- Ton P. 2002. Organic cotton production in Sub-Saharan Africa: the need for scaling up. Brighton, Pesticide Action Network UK.
- Ton P. 2004. La production du coton au Bénin : Projet d'analyse d'une spéculation agricole par pays, financé par le programme "Renforcement des capacités commerciales" de la F.I.P.A. (Fédération Internationale des Producteurs Agricoles) Février - mars 2004, Cotonou et Amsterdam.
- Ton P., S. Tovignan & Vodouhè S.D. 2000. Endosulfan deaths and poisonings in Benin. Dans : *Pesticides News*, No. 47 (mars 2000), pp. 12-14 + 20. PAN-UK, Londres, Royaume-Uni. Voir : <http://www.getipm.com/articles/benin-deaths.htm>.
- Ton P. & Vodouhè S.D. 1994. Des opportunités d'établir des liens commerciaux en coton durable entre le Bénin et les Pays Bas. 82p.
- Tovignan S., Vodouhè S.D. & Dinham B. 2001. Cotton pesticides cause more deaths in Benin. Dans : *Pesticides News*, No. 52 (juin 2001), pp. 12-14. PAN-UK, London, Royaume-Uni.
- Traoré S.K., Mamadou K., Dembele A., Lafrance P., Mazelliert P. & Houenou P. 2006. Contamination de l'eau souterraine par les pesticides en régions agricoles en Côte-d'Ivoire (centre, Sud et Sud-Ouest). *Journal Africain des Sciences de l'Environnement* 1, 1-9.
- Truhaut R. 2002. *Toxicologie*, Encyclopaedia universalis.
- Tschirley D., Poulton C., Gergely N., Baffes J., Boughton D. & Estur G. 2008. Comparative analysis of organization and performance of African cotton sectors : learning from reform experience. Report, World Bank, may 2008, 153 p.
- Tschirley D., Poulton C. & Labaste P. 2009. Organization and Performance of Cotton Sectors In Africa. Learning from Reform Experience. Washington DC: The International Bank for Reconstruction and Development /The World Bank.
- Tuomainen A., Kangas J.A., Meuling W.J.A. & Glass R.C. 2002. Monitoring of pesticide applicators for potential dermal exposure to malathion and biomarkers in urine. *Toxicol. Lett.* 134:125-132.
- UE. 2004b. Proposal for the adoption of an EU-Africa partnership in support of

- cotton sector development. COM(2004) 87 final. Union Européenne, Bruxelles, Belgique, le 12 février 2004, 12p.
- US EPA. 2002. Reregistration eligibility decision for endosulfan. November 2002. United States Environmental Protection Agency, Washington D.C..
- Van Den Berg F., Kubiak R., Benjey W.G., Majewski M.S., Yates S.R., Reeves G.L., Smelt J.H. & Van der Linden A.M.A. 1999. Emission of the pesticides into the air. *Water Air Soil Pollut.*, 115, 195-218.
- Van den Bosch F., Volberda H. & de Boer M. 1999. Coevolution of firm absorptive capacity and knowledge environment : Organizational forms and combinative capabilities. *Organization Science*, 10 (5), 551 – 568.
- Van Der Pol F. & Traoré B. 1993. Soil nutrient depletion by agricultural production in Southern Mali. *Fertilizer Research*, 36: 79-90.
- Van der Werf H. M. G. 1997. Evaluer l'effet des pesticides sur l'environnement, *Courrier de l'environnement de l'INRA N°31*, Colmar, août 1997.
- Van Hemmen J.J. & Brouwer D.H. 1995. Assessment of dermal exposure to chemicals. *The Science of the Total Environment* 168: 131-41.
- Van Rooij J.G.M., Maassen L. M., Bodelier-Bade M. & Jongeneelen F.J. 1994. Determination of skin contamination with exposure pads among workers exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Applied Occupational and Environmental Hygiene* 9, 693–699.
- Vodouhè D.S. & Moumouni I. 2002. Relations entre la libéralisation du commerce, les pesticides et la sécurité alimentaire au Bénin, OBEPAB, Cotonou, Bénin, Non publié.
- Voltz M. & Louchart X. 2001. Les facteurs-clés de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface. *ingénieries EAT spécial* 2001: 45-54.
- Wade C.S. 2003. L'utilisation des pesticides dans l'agriculture périurbaine et son impact sur l'environnement. Etude menée dans la région de Thiès, Thèse Pharmacie, Dakar, UCAD, 55 p.
- Walker A. & Crawford D.C. 1968. The role of organic matter in adsorption of the triazine herbicides by soils, pp. 91 - 108. In isotopes and relations in soil organic matter studies. International Atomic Energy Agency, Ed. Vienna, Austria.
- Wall K.D. 2011. The kaplan and garrick definition of risk and its application to managerial decision problems 15 p.
- Wauchope R. 1978. The pesticide content of surface water draining from agricultural fields. a review. *Journal of Environmental Quality* 7 :459-472.
- Weber J.B., Wilkerson G.G. & Reinhardt C.F. 2004. Calculating pesticide sorption coefficient (Kd) using selected soil properties. *Chemosphere* 55, no. 2:157-166.
- Wheeler J.P. & Warren N.D. 2002. A Dirichlet Tessellation-based Sampling Scheme for Measuring Whole-body Exposure. *Annals of Occupational Hygiene*, 46(2); 209-217.
- WHO. 1982. Standard Protocol Ref. VBC/82.1: Field Surveys of Exposure to Pesticides. World Health Organisation, Geneva.

- WHO. 1998. Guidelines for drinking water quality: Health criteria and other supporting information. 2nd ed. Addendum to vol. 2. Geneva (Switzerland): WHO.
- Wognin A.S., Ouffoue S.K., Assemmand E.F. & Tano K. 2013. Perception des risques sanitaires dans le maraîchage à Abidjan, Côte d'Ivoire. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 7(5), 1829–1837.
- Worrall F. & Kolpin, D.W. 2004. Aquifer vulnerability to pesticide pollution – combining soil, land-use and aquifer properties with molecular descriptors. *Journal of Hydrology*, 293, 191-204.
- Wu T., Correll D. & Remenapp H. 1983. Herbicide runoff from experimental watersheds. *Journal of Environmental Quality* 12 :330-336.
- Wumbei A. 2013. Risk assessment of applicator exposure to pesticides on cotton farms in Ghana. *Journal of Environment and Earth Science* 3(1), 156-171.
- Yèhouénoù Azéhou P. 2005. Les résidus de pesticides chimiques de synthèse dans les eaux, les sédiments et les espèces aquatiques du bassin versant du fleuve Ouémé et du lac Nokoué. Thèse de doctorat unique de l'université d'Abomey-Calavi (Bénin).
http://www.epac.bj.refer.org/article.php3?id_article=0252.
- Yelamos F., Diez F., Martin C. & coll. 1992. Acute organophosphate insecticide poisonings in the province of Almeria. A study of 187 cases. *Med Clin (Barc)*. 98: 681–684.
- Zagbaï H. S., F. Berti & Lebailly Ph. 2006. Impact de la dynamique cotonnière sur le développement rural. Étude de cas de la région de Korhogo au Nord et au Centre de la Côte-d'Ivoire. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 10(4): 325-334.
- Zhang Z., Huang J., Yu G. & Hong, H. 2004. Occurrence of PAHs, PCBs and organochlorine pesticides in the Tonghui River of Beijing, China. *Environmental Pollution*, 130, 249-261.
- Zhang G., Suling F. & Dingxi C. 1996. Catalytic Fluorimetric Determination of Trace Cobalt in Vitamin B12. *Microchemical Journal*.53, 308-31.
- Zoumenou B., Aïna M.P., Agbohessi P., Imorou Toko I. & Scippo M.L. 2015. Effets toxicologiques et méthodes d'analyse de la lambda-cyhalothrine et de l'acétamipride utilisés dans la protection phytosanitaire du cotonnier au Bénin. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, 9 (4), 2184-2199.
- Zoumenou B., Aïna M.P., Imorou Toko I. Igout A., Douny C., Brose F., Schiffers B., Gouda A.I., Chabi Sika K., Kestemont P. & Scippo M.L. 2018. Occurrence of acetamiprid residues in water re 1 servoirs in the cotton basin of northern Benin. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 9 p. *In Press*

Annexes

Annexe 1 : Pluviométrie enregistrée dans les six collecteurs installés dans le bassin de Gambanè, de juillet à octobre 2018

				Mois de juillet					
N° Pluviomètre	Positions (en UTM)		Altitude (m)	Quantités de pluies (mm) par Jours pluvieux (dates)					
	X	Y		18-juil	19-juil	22-juil	24-juil	29-juil	30-juil
1	483028	1225952	330	Météo station de Kandi	24	29	2	14	4
2	483527	122611	292		23	34	3	18	3,5
3	483739	1225850	291		26	28	3	14	1
4	483407	1225967	292		27	35	2	17	2
5	483283	1225792	291		23	30	2	16	4
Moyenne journalière				6,03	24,6	31,2	2,4	15,8	2,9
Moyenne mensuelle				14,6					

Mois d'août															
N° Pluviomètre	Positions (en UTM)			Quantités de pluies (mm) par Jours pluvieux (dates)											
	X	Y	Altitude (m)	02-août	05-août	09-août	10-août	11-août	12-août	14-août	17-août	21-août	22-août	26-août	31-août
1	483028	1225952	330	13	5	22	7	12	21	19	20	18	24	19	20
2	483527	122611	292	18	10	20	5	15	15	17	17	17	27	17	22
3	483739	1225850	291	18	10	25	8	17	20	20	21	24	25	19	21
4	483407	1225967	292	17	10	20	5	13	24	21	24	10	27	22	20
5	483283	1225792	291	16	10	20	3	15	24	21	20	21	23	22	21
Moyenne journalière				16,4	9	21,4	5,6	14,4	20,8	19,6	20,4	18	25,2	19,8	20,8
Moyenne mensuelle				17,6											

Mois de septembre														
N° Pluviomètre	Positions (en UTM)		Altitude (m)	Quantités de pluies (mm) par Jours pluvieux (dates)										
	X	Y		02-sept	06-sept	08-sept	11-sept	13-sept	16-sept	20-sept	21-sept	22-sept	25-sept	29-sept
1	483028	1225952	330	26	23	10	19	12	36	10	7	10	11	10
2	483527	122611	292	34	20	14	18	11	50	11	8	7	9	8
3	483739	1225850	291	32	18	13	20	10	40	13	7	9	10	10
4	483407	1225967	292	29	18	16	22	10	40	10	10	10	10	9
5	483283	1225792	291	27	15	15	21	10	28	10	11	10	13	10
Moyenne journalière				29,6	18,8	13,6	20	10,6	38,8	10,8	8,6	9,2	10,6	9,4
Moyenne mensuelle				16,4										

Mois d'octobre								
N° Pluviomètre	Positions (en UTM)		Altitude (m)	Quantités de pluies (mm) par Jours pluvieux (dates)				
	X	Y		02-oct	04-oct	05-oct	18-oct	20-oct
1	483028	1225952	330	15	20	15	13	10
2	483527	122611	292	17	21	12	9	10
3	483739	1225850	291	20	19	14	10	8
4	483407	1225967	292	15	22	11	11	9
5	483283	1225792	291	18	16	14	8	10
Moyenne journalière				17	19,6	13,2	10,2	9,4
Moyenne mensuelle				13,9				

Annexe 2 : Exemple de calcul de l'IRE pour le chlorpyrifos

- Impact sur les invertébrés terrestres (T)

Les invertébrés terrestres retenus sont les vers de terre et les abeilles. Le pointage accordé à la variable T est donc égal à celui le plus élevé des deux variables, soit T_{vt} (impact sur les vers de terre) ou $T_{abeille}$ (impact sur les abeilles).

- Impact sur les vers de terre (T_{vt}) : il est déterminé à partir d'un ratio toxicité/exposition (RTE)

$$RTE = \text{Toxicité} / \text{CIPE}_{\text{sol}}$$

Avec Toxicité = CL_{50} = 129 et CIPE_{sol} = Concentration initiale prévue dans l'environnement

$$\text{CIPE}_{\text{sol}} = \text{DRA} \times (1 - f_{\text{int}}) / (100 \times \text{profondeur} \times \text{densité})$$

Avec :

DRA = Dose repère appliquée (ml/ha ou g/ha)

f_{int} = Facteur d'interception par la couverture végétale

Profondeur = Profondeur de pénétration du pesticide dans le sol (valeur par défaut de 5 cm).

Densité = Densité du sol (valeur par défaut de 1,2 g/cm³).

$$\begin{aligned} \text{CIPE}_{\text{sol}} &= 100 \times (1 - 0,5) / (100 \times 5 \times 1,2) \\ &= 0,083 \end{aligned}$$

$$RTE = 129 / 0,083 = 61548 \longrightarrow T_{vt} = 0$$

- Impact sur les abeilles ($T_{abeille}$) : déterminé à partir des quotients d'exposition orale (**Q_{eo}**) ou d'exposition par contact (**Q_{ec}**) pour les abeilles (CE, 1994)

$$Q_{eo} \text{ ou } Q_{ec} = \text{DRA} / \text{DL}_{50} = 100 / 0,059$$

$$Q_{eo} = 1694,92 \longrightarrow T_{abeille} = 4$$

- **Impact sur les oiseaux (O)**

La variable O est déterminée à partir d'un ratio toxicité/exposition (RTE).

$$\text{RTE} = \text{DL}_{50} / \text{QPI} = 39,2 / ((0,528 \times 142 \times \text{C10})/1000)$$

$$\text{RTE} = 5,23 \longrightarrow \mathbf{O = 2}$$

- **Impact sur les organismes aquatiques (A)**

$$\text{RTE} = \text{CL}_{50} / \text{CPE}_{\text{max}} = 0,48 / ((0,1 \times 8 \times 10) / 3) = 0,19$$

CPE_{max} = Concentration maximale prévue dans l'environnement observée après 4 jours et CL_{50} ou CE_{50} pour algues, plantes aquatiques, daphnies ou poissons.

$$\text{RTE} = 0,19 \longrightarrow \mathbf{A = 3}$$

- **Mobilité (M)**

Il est déterminé à partir du $\text{GUS} = \log [(TD_{50}) \times (4 - \log(K_{oc}))]$

$$\text{GUS} = \log [(27,6) \times (4 - \log(5509))] = 0,854 \longrightarrow \mathbf{M = 0}$$

- **Persistence dans le sol (P)**

Le temps de demi-vie dans le sol en condition aérobie (DT_{50}) et la dose repère appliquée (DRA) sont utilisés pour déterminer la valeur de la variable P.

$$\text{DT}_{50} = 27,6 \longrightarrow \text{P} = 0,00075 \times \text{DRA}^{-0,5} = (0,00075 \times 100)^{-0,5}$$

$$\mathbf{P = 0}$$

- **Bioaccumulation (B)**

Le temps de demi-vie dans le sol en condition aérobie (DT_{50}) et le logarithme du coefficient de partage octanol-eau ($\text{Log } P_{oe}$) sont utilisés pour déterminer le pointage attribué à la variable B.

$$DT_{50} = 27,6 ; \text{Log } P_{oe} = 4,7 \longrightarrow B = 2$$

En finale, l'IRE est calculé :

$$\begin{aligned} \text{IRE} &= [1,75 \times (\mathbf{T} + \mathbf{O}) + \mathbf{A} + \mathbf{M} + \mathbf{P} + \mathbf{B} + \mathbf{1}]^2 \\ &= [1,75 \times (4 + 2) + 3 + 0 + 0 + 2 + 1]^2 \end{aligned}$$

$$\mathbf{IRE} = 272,25$$

Annexe 3 : Résultats des tests statistiques

Valeurs p des Comp. Multiples (bilatéral) : Eau (Feuille de données)
 Var. indépendante (classement) : Substance Active
 Test de Kruskal-Wallis : H(13, N= 77) = 55,31215, p = ,000

Depend :	Acéla_AT	Chlop_AT	Acéla_1	Chlop_1	Acéla_2	Chlop_2	Acéla_3	Chlop_3	Acéla_4	Chlop_4	Acéla_5	Chlop_5	Acéla_ApT
Eau	R: 28,33	R: 17,33	R: 32,50	R: 6,600	R: 62,83	R: 12,00	R: 64,83	R: 41,00	R: 66,50	R: 41,66	R: 58,40	R: 42,66	R: 33,40
Acéla_AT	1,00000	1,00000	1,00000	0,688146	1,00000	0,429393	1,00000	0,284621	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000
Chlop_AT	1,00000	1,00000	1,00000	0,038880	1,00000	0,021434	1,00000	0,012825	1,00000	0,221471	1,00000	1,00000	1,00000
Acéla_1	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	0,771732	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000
Chlop_1	1,00000	1,00000	1,00000	0,003012	1,00000	0,001504	1,00000	0,000891	0,877064	0,022864	0,706094	1,00000	1,00000
Acéla_2	0,688146	0,038880	1,00000	0,003012	1,00000	0,015938	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	0,842648
Chlop_2	1,00000	1,00000	1,00000	0,015938	1,00000	1,00000	0,008752	1,00000	0,005227	1,00000	0,094687	1,00000	1,00000
Acéla_3	0,429393	0,021434	1,00000	0,001504	1,00000	0,008752	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	0,578557
Chlop_3	1,00000	1,00000	1,00000	0,003012	1,00000	0,008752	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000
Acéla_4	0,284621	0,012825	0,771732	0,000891	1,00000	0,005227	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	0,418200
Chlop_4	1,00000	1,00000	0,877064	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000
Acéla_5	1,00000	0,221471	1,00000	0,022864	1,00000	0,094687	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000
Chlop_5	1,00000	1,00000	1,00000	0,706094	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000
Chlop_6	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000
Acéla_ApT	1,00000	1,00000	1,00000	0,842648	1,00000	0,578557	1,00000	0,418200	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000

Valeurs p des Comp. Multiples (bilatéral) ; Seuil (Stat_seuil, sia)														
Var indépendante (class. emul) : Substance Active														
Test de Kruskal-Wallis : H (13, N=72) =51,43573>=,000														
Depend :	Acéla AT	Chlop AT	Acéla 1	Acéla 2	Acéla 3	Chlop 3	Acéla 4	Chlop 4	Acéla 5	Chlop 5	Acéla 6	Chlop 6	Acéla_ApT	Chlop_ApT
Seuil	R:14,00	R:14,00	R:15,40	R:34,75	R:36,40	R:58,20	R:39,83	R:63,50	R:36,16	R:62,50	R:25,80	R:47,66	R:8,400	R:31,60
Acéla AT	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	0,343035	1,000000	0,412794	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000
Chlop AT	1,000000		1,000000	1,000000	1,000000	0,044321	1,000000	0,003914	1,000000	0,005435	1,000000	0,485193	1,000000	1,000000
Acéla 1	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000	0,111267	1,000000	0,013407	1,000000	0,018373	1,000000	0,991201	1,000000	1,000000
Acéla 2	1,000000	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000
Acéla 3	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000
Chlop 3	1,000000	0,044321	0,111267	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	0,015316	1,000000
Acéla 4	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000
Chlop 4	0,343035	0,003914	0,013407	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	0,001251	1,000000
Acéla 5	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000
Chlop 5	0,412794	0,005435	0,018373	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000	0,001787	1,000000
Acéla 6	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	0,286729	1,000000	0,343975		1,000000	1,000000	1,000000
Chlop 6	1,000000	0,485193	0,991201	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000		0,178399	1,000000
Acéla_ApT	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	0,015316	1,000000	0,001251	1,000000	0,001787	1,000000	0,178399		1,000000
Chlop_ApT	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	

Annexe 4 : Résultats des analyses d'échantillons d'eau et de sédiment**Tableau 1 : Acétamipride et chlorpyrifos**

Code	Echantillons d'acétamipride				Echantillons de chlorpyrifos			
	Sédiment		Eau		Sédiment		Eau	
	Masses	Concentrations (mg/kg)	Volume (ml)	Concentrations (mg/l)	Masses	Concentrations (mg/kg)	Volume (ml)	Concentrations (mg/l)
Col 1 PiT0	9,917		430	0,0371	9,917	0,032	430	0,009
Col 2 PiT0	10,172	0,0009	440	0,0564	10,172	0,018	440	0,006
Col 3 PiT0	10,384	0,0946	210	2,6429	10,384	0,010	210	0,084
Col 4 PiT0	10,154	-	500	0,0355	10,154	0,012	500	0,002
Col 5 PiT0	10,139	-	400	0,2224	10,139	0,004	400	0,010
Col 6 PiT0	10,532	-	500	0,0107	10,532	0,007	500	0,411
R P1T0	9,407	-	500	0,9142	-	-	500	0,487
Col 1 P1T1	9,9994	0,0021	500	0,0949	-	-	500	0,002
Col 2 P1T1	10,0228	-	500	0,0051	-	-	500	0,000
Col 3 P1T1	10,087	0,0062	460	0,0414	-	-	460	0,005
Col 4 P1T1	10,1163	2,1203	500	25,3287	10,1163	-	500	-
Col 5 P1T1	10,2087	0,0004	280	0,2645	10,2087	0,002	280	0,001
Col 6 P1T1	10,0139	0,0026	480	0,3154		-	480	0,017
R P2T1	10,1172	0,0001	500	0,1292	10,1172	-	500	0,008
Col 1 P2T2	10,501	-	240	3,3479	10,501	-	240	0,018
Col 2 P2T2	9,323	-	310	6,9839	9,323	-	310	0,022
Col 3 P2T2	9,542	1,1781	500	30,3149	-	-	500	-
Col 4 P2T2	9,069	1,9917	380	49,9683	9,069	-	380	0,008
Col 5 P2T2	10,788	0,2335	400	2,7675		-	400	0,002
Col 6 P2T2	9,944	0,0126	500	2,6640	-	-	500	0,002
R P3T2	10,02	0,0004	370	5,4216	-	-	370	-
Col 1 P3T3	9,848	2,0959	500	26,7440	9,848	-	500	0,031
Col 2 P3T3	9,269	0,0255	500	0,5730	9,269	172,710	500	1,919
Col 3 P3T3	9,21	-	400	44,1429	9,21	0,198	400	0,028
Col 4 P3T3	10,198	0,4454	500	16,2560	10,198	53,903	500	1,653
Col 5 P3T3	10,891	0,3710	360	31,4056	10,891	65,864	360	3,719
Col 6 P3T3	9,925	0,6239	420	17,5905	9,925	107,388	420	1,281
R P4T3	10,429	0,6889	500	28,2473	10,429	22,873	500	0,595
Col 1 P4T4	9,799	0,7274	500	13,0560	9,799	74,089	500	0,505
Col 2 P4T4	9,15	0,3056	460	17,4544	9,15	45,039	460	0,804
Col 3 P4T4	8,9	0,6162	500	23,2340	8,9	88,944	500	1,390
Col 4 P4T4	10,494	1,46569	350	20,1514	10,494	238,396	350	0,955
Col 5 P4T4	12,987	0,7283	200	18,0400	12,987	98,946	200	0,721
Col 6 P4T4	9,595	0,2560	500	24,8700	9,595	36,331	500	1,452

R P5T4	9,892	0,4798	340	14,4824	9,892	53,891	340	0,941
Col 1 P5T5	9,7942	2,7233	500	24,0460	9,7942	452,513	500	7,019
Col 2 P5T5	9,6375	1,7391	500	20,3800	9,6375	269,507	500	2,871
Col 3 P5T5	9,7614	0,0847	-	-	9,7614	16,264	500	0,628
Col 4 P5T5	10,7361	0,1150	500	3,3100	10,7361	13,469	500	0,550
Col 5 P5T5	10,4902	0,4601	500	2,6720	10,4902	96,488	210	0,410
Col 6 P5T5	10,272	0,3134	210	1,0443	10,272	65,050	200	0,378
R P6T5	9,8253	1,7239	200	0,8975	9,8253	184,856	500	0,558
Col 1 P6T6	10,1858	0,1785	-	-	10,1858	16,374	500	1,070
Col 2 P6T6	9,6645	0,1364	-	-	9,6645	24,883	100	0,024
Col 3 P6T6	10,575	0,0711	-	-	10,575	14,464	500	0,007
Col 4 P6T6	10,598	-	-	-	10,598	0,006	200	2,169
Col 5 P6T6	10,197	0,1248	-	-	10,197	25,284	390	0,777
Col 6 P6T6	10,761	0,1224	500	1,4920	10,761	49,078	-	-
R P7T6	10,123	0,0107	500	15,9880	10,123	0,058	500	-
Col 1 PFT0	11,432	0,0008	-	-	11,432	0,030	-	-
Col 2 PFT0	11,1804	0,0006	100	0,0072	11,1804	0,161	-	--
Col 3 PFT0	11,3311	-	-	-	11,3311	0,020	-	-
Col 4 PFT0	11,6459	0,0004	-	-	11,6459	-	-	-
Col 5 PFT0	10,2767	0,1374	500	0,0021	10,2767	60,532	-	-
Col 6 PFT0	10,394	0,0013	200	1,5310	10,394	0,200	-	-
R P8T0	10,487	0,1222	390	0,0926	10,487	208,803	500	-









Tableau 2 : Cyperméthrine et lambda-cyhalothrine

Code	Echantillons de cyperméthrine				Echantillons de Lambda-cyhalothrine			
	Sédiment		Eau		Sédiment		Eau	
	Masses	Concentrations (mg/kg)	Volum e (ml)	Concentra tions (mg/l)	Masses	Concentra tions (mg/kg)	Volum e (ml)	Concentra tions (mg/l)
Col 1 PiT0	9,917	-	430	-	9,917	-	430	-
Col 2 PiT0	10,172	-	440	-	10,172	-	440	-
Col 3 PiT0	10,384	-	210	-	10,384	-	210	-
Col 4 PiT0	10,154	-	500	-	10,154	-	500	-
Col 5 PiT0	10,139	-	400	-	10,139	-	400	-
Col 6 PiT0	10,532	-	500	-	10,532	-	500	-
R P1T0	-	-	500	-	-	-	500	-
Col 1 P1T1	-	-	500	-	-	-	500	-
Col 2 P1T1	-	-	500	-	-	-	500	-
Col 3 P1T1	-	-	460	-	-	-	460	-
Col 4 P1T1	10,1163	-	500	-	10,1163	-	500	-
Col 5 P1T1	10,2087	-	280	-	10,2087	-	280	-
Col 6 P1T1		--	480	-	-	-	480	-
R P2T1	10,1172	-	500	-	10,1172	-	500	-

Col 1 P2T2	10,501	-	240	-	10,501	-	240	-
Col 2 P2T2	9,323	-	310	-	9,323	-	310	-
Col 3 P2T2	-	-	500	-	-	-	500	-
Col 4 P2T2	9,069	-	380	-	9,069	-	380	-
Col 5 P2T2	-	-	400	-	-	-	400	-
Col 6 P2T2	-	-	500	-	-	-	500	-
R P3T2	-	-	370	-	-	-	370	-
Col 1 P3T3	9,848	-	500	-	9,848	-	500	-
Col 2 P3T3	9,269	8,8755	500	0,06538	9,269	-	500	-
Col 3 P3T3	9,21	-	400	-	9,21	-	400	-
Col 4 P3T3	10,198	-	500	-	10,198	-	500	-
Col 5 P3T3	10,891	4,4048	360	0,09680	10,891	4,14822	360	0,08627
Col 6 P3T3	9,925	8,2678	420	0,04785	9,925	7,99753	420	0,04331
R P4T3	10,429	2,0988	500	-	10,429	-	500	-
Col 1 P4T4	9,799	-	500	-	9,799	-	500	-
Col 2 P4T4	9,15	-	460	-	9,15	-	460	-
Col 3 P4T4	8,9	-	500	-	8,9	-	500	-
Col 4 P4T4	10,494	18,8095	350	-	10,494	-	350	-
Col 5 P4T4	12,987	-	200	-	12,987	-	200	-
Col 6 P4T4	9,595	-	500	-	9,595	-	500	-
R P5T4	9,892	-	340	-	9,892	-	340	-
Col 1 P5T5	9,7942	-	500	0,13587	9,7942	-	500	-
Col 2 P5T5	9,6375	-	500	0,07669	9,6375	-	500	-
Col 3 P5T5	9,7614	-	500	-	9,7614	-	500	-
Col 4 P5T5	10,7361	-	500	-	10,7361	-	500	-
Col 5 P5T5	10,4902	7,2787	210	-	10,4902	-	210	-
Col 6 P5T5	10,272	5,5279	200	-	10,272	-	200	-
R P6T5	9,8253	-	500	-	9,8253	-	500	-
Col 1 P6T6	10,1858	-	500	-	10,1858	-	500	-
Col 2 P6T6	9,6645	-	100	-	9,6645	-	100	-
Col 3 P6T6	10,575	-	500	-	10,575	-	500	-
Col 4 P6T6	10,598	-	200	-	10,598	-	200	-
Col 5 P6T6	10,197	-	390	-	10,197	-	390	-
Col 6 P6T6	10,761	-	-	-	10,761	-	-	-
R P7T6	10,123	-	-	-	10,123	-	-	-
Col 1 PFT0	11,432	-	-	-	11,432	--	-	-
Col 2 PFT0	11,1804	-	-	-	11,1804	-	-	-
Col 3 PFT0	11,3311	-	-	-	11,3311	-	-	-
Col 4 PFT0	11,6459	-	-	-	11,6459	-	--	-
Col 5 PFT0	10,2767	-	-	-	10,2767	-	-	-
Col 6 PFT0	10,394	-	-	-	10,394	-	--	-
R P8T0	10,487	-	-	-	10,487	-	-	-

Annexe 5 : Liste des plantes adventices du cotonnier identifiées sur les parcelles de coton de Gambanè

			
Famille : Cyperaceae Nom botanique : <i>Cyperus esculentus</i> Linn.	Famille : Aizoaceae Nom botanique : <i>Trianthema portulacastrum</i> inn.	Famille : Amaranthaceae Nom botanique : <i>Amaranthus spinosus</i>	
			
Famille : Rubiaceae Nom botanique : <i>Mitracarpus villosus</i> (Sw.) DC	Famille: Asteraceae Nom botanique : <i>Acanthospermum hispidum</i> DC	Famille : Caesalpinaceae Nom botanique : <i>Cassia obtusifolia</i> L.	
			
Famille : Caesalpinaceae Nom botanique : <i>Cassia occidentalis</i> Linn	Famille : Cleomaceae Nom botanique : <i>Cleome viscosa</i> L.	Famille : Malvaceae Nom botanique : <i>Sida corymbosa</i> R.E. Fries	Famille : Solanaceae Nom botanique : <i>Physalis angulata</i> Linn.
			
Famille : Cyperaceae Nom botanique : <i>Mariscus alternifolus</i> Vahl	Famille : Cyperaceae Nom botanique : <i>Scleria naumanniana</i> Boeck.	Famille : Poaceae Nom botanique : <i>Eragrostis tenella</i> Linn	Famille : Poaceae Nom botanique : <i>Cynodon dactylon</i> Linn Pers

			
<p>Famille : Poaceae Nom botanique : <i>Dactyloctenium aegyptium</i> (Linn)</p>	<p>Famille : Poaceae Nom botanique : <i>Andropogon gayanus.</i></p>	<p>Famille : Poaceae Nom botanique : <i>Andropogon tectorum</i> Schum. & Thonn</p>	<p>Famille : Convolvulaceae Nom botanique : <i>Ipomoea</i> <i>vagans</i> Bak.</p>
			
<p>Famille : Rubiaceae Nom botanique : <i>Richardia</i> <i>brassiliensis</i></p>	<p>Famille : Rubiaceae Nom botanique : <i>Oldenlandia herbacea</i> (Linn.) Roxb.</p>	<p>Famille : Lamiaceae Nom botanique : <i>Hyptis</i> <i>suaevolens</i> poit</p>	<p>Famille : Euphorbiaceae Nom botanique : <i>Phyllanthus</i> <i>amarus</i> Schum. Et Thonn.</p>