ParisTech
INSTITUT DES SCIENCES ET TECHNOLOGIES
PARIS INSTITUTE OF TECHNOLOGY

AgroParisTech
INSTITUT DES SCIENCES ET INDUSTRIES DU VIVANT ET DE L'ENVIRONNEMENT
PARIS INSTITUTE OF TECHNOLOGY FOR LIFE, FOOD AND ENVIRONMENTAL SCIENCES

Ecole Doctorale ABIES
Agriculture Agriculture Alimentation Food Biologie Biology Environnement Environment Santé Health

Doctorat ParisTech

THÈSE

pour obtenir le grade de docteur délivré par

L'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement

(AgroParisTech)

Spécialité : Sciences Agronomiques

présentée et soutenue publiquement par

Charles MOTTES

05 décembre 2013

Evaluation des effets des systèmes de culture sur l'exposition aux pesticides des eaux à l'exutoire d'un bassin versant.

Proposition d'une méthodologie d'analyse appliquée au cas de l'horticulture en Martinique

Co-directeurs de thèse : **Marianne LE BAIL et Eric MALEZIEUX**

Co-encadrement de la thèse : **Magalie LESUEUR-JANNOYER**

Jury

Mme Chantal GASCUEL-ODOUX, Directrice de recherche, UMR SAS, INRA	Rapporteur – Présidente du jury
Mme Delphine LEENHARDT, Directrice de recherche, UMR AGIR, INRA	Rapporteur
M. Pierre BENOIT, Chercheur (HDR), UMR EGC, INRA	Examinateur
M. Loïc MANGEOT, Directeur général adjoint, ODE Martinique	Examinateur
Mme Magalie LESUEUR-JANNOYER, Chercheur, UPR HORTSYS, Cirad	Examinatrice
Mme Marianne LE BAIL, Professeure, UMR SADAPT, AgroParisTech	Directrice de thèse

AgroParisTech
Cirad - Unité de Recherche HortSys
TA B103/PS4
Boulevard de la Lironde
34398 Montpellier Cedex 5

Charles Mottes 2013

“All models are wrong, but some are useful.”

“Remember that all models are wrong; the practical question is how wrong do they have to be to not be useful.”

(Box and Draper 1987)

REMERCIEMENTS

Cette thèse est issue d'un travail collectif. Elle est le résultat d'une évolution et d'une organisation d'idées émises de toutes parts pendant 3 années. Mais comme Rome ne s'est pas bâtie en un jour (ni en 3 ans d'ailleurs), j'espère que cette thèse constituera, au moins grâce à ce travail collectif, une modeste pierre à l'édifice de l'évaluation des effets des systèmes de culture à des échelles territoriales. Je tiens à témoigner mes remerciements et ma profonde reconnaissance à toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à ce travail.

Mes remerciements vont en premier lieu à Magalie Lesueur-Jannoyer, Marianne Le Bail et Eric Malézieux, qui ont su m'encadrer et me guider tout au long du labeur du doctorant. Ils ont su m'aiguiller, m'orienter, faire foisonner les idées lorsque cela était nécessaire, et me recadrer le cas échéant, tout en me laissant une énorme part d'autonomie dans mon travail. Je les remercie pour avoir facilité tous mes travaux en apportant chacun leur touche personnelle à ce travail.

Je remercie aussi Céline Carles, Mathilde Guéné et Ludivine Mata pour avoir réalisé, entre autres, une grande partie du travail d'enquête et de prélèvements, cela m'a beaucoup soulagé ! Je remercie Albert pour avoir participé à l'installation du premier dispositif de mesures et prélèvements et pour ses conseils avisés durant cette installation. Je remercie Céline Carles pour l'installation du deuxième préleveur et pour avoir attendu les crues bien souvent sans qu'elles n'arrivent.

Je tiens à remercier Chantal Gascuel-Odoux et Delphine Leenhardt d'avoir accepté d'être rapporteurs de cette thèse. Je remercie aussi Pierre Benoît et Loïc Mangeot de siéger dans le jury.

Cette thèse est le résultat d'échanges scientifiques divers et variés qui ont pris différentes formes plus ou moins formelles, je tiens particulièrement à remercier les membres du comité de pilotage : Mireille Navarrete, Philippe Martin, Thierry Michels, Fréderic Zahm, Marie Houdart et Jean Baptiste Charlier. Je n'oublierai pas non plus les discussions avec Philippe Cattan, Philippe Tixier, Fabrice Le Bellec, Nicolas Rocle, Hoa Tran Quoc, François Xavier de la Foie, Guillaume Lalubie, Julie Gresser, Pascal Marras, Vanessa Corré, Hervé Macarie, Marie Mawois et Christian Bockstaller. Merci à tous d'avoir fait évoluer mon projet, de m'avoir conseillé et orienté !

Merci à toute l'équipe de gestion du PRAM maintenant devenu Campus Agroenvironnemental Caraïbe d'avoir facilité mes démarches administratives durant ces trois années. Merci à M. Roch, et à Manu pour leurs réactions rapides aux avaries de natures variées.

Je remercie les agriculteurs qui ont participé au bon déroulement de cette thèse, en particulier ceux sur qui ont pouvait compter et ceux qui ont montré un intérêt pour l'impact que leurs pratiques pouvaient avoir sur la qualité de l'eau de l'île aux fleurs. Sé grenn diri ka fè sak diri. Tchimbé réd, pa molli !

Je tiens à remercier ma famille, pour son soutien au cours de ce travail. Merci au jeune Dauphin qui est aujourd'hui ma femme et qui m'a tant soutenu, tant dans les hauts que les bas de la thèse. Merci pour l'aide précieuse apportée pour la rédaction.

Merci aux Francia pour leur relecture avec une dédicace spéciale à Georges ! Merci à YouYou, Manard, Sylvsteack, Mimi, Xaviator, Julia et Jul pour leurs hébergements sur Paris mais pas que…! Merci à Louise Meylan pour ses conseils de fin de thèse. Merci à Joanne Plet et à Manu Duyck pour avoir géré connection de la Martinique à Paris lors de la soutenance.

Etant donné que je n'ai pu être exhaustif, je tiens à remercier toutes les personnes qui apparaissent entre ces lignes.

Enfin, je tiens à remercier Thierry Doré qui m'a converti, sûrement sans vraiment le savoir, à ce que les agronomes devraient faire en priorité : de l'agronomie.

RESUME

Aujourd'hui encore, les utilisations agricoles de pesticides génèrent des pollutions des cours d'eau qui posent des problèmes environnementaux et sanitaires. Afin de limiter et d'anticiper ces pollutions, il est nécessaire de disposer de méthodes d'évaluation des effets des systèmes de culture sur la pollution par les pesticides des eaux de rivière. Dans certaines zones, telles que les zones volcaniques tropicales, cette connaissance des effets des pratiques des agriculteurs qui cultivent des fruits et légumes (horticulteurs) sur la ressource en eau est extrêmement limitée. L'objectif de cette thèse est de développer une méthode d'évaluation des effet des systèmes de cultures sur la contamination par les pesticides de l'exutoire d'un bassin versant qui soit adaptée aux conditions de l'horticulture en zone volcanique tropicale. Pour cela, nous avons sélectionné un petit bassin versant de 131 ha sur lequel deux dispositifs de suivis ont été mis en œuvre entre 2011 et 2013: (1) un suivi des pratiques agricoles auprès des agriculteurs du bassin versant et (2) un suivi du régime hydrologique et de la pollution de l'eau par les pesticides à son exutoire. En raison de la complexité agronomique, géologique et hydrologique des bassins versants volcaniques tropicaux horticoles, et afin de produire un outil d'évaluation générique, nous avons développé un modèle agro-hydrologique de transferts de pesticide : WATPPASS. Il synthétise les connaissances sur le fonctionnement agro-hydrologique des bassins versants et simule les effets des pratiques agricoles sur les processus mis en cause dans les transferts de pesticides. WATPPASS reproduit correctement le fonctionnement hydrologique du bassin versant d'étude et les types de contamination de pesticides observés à l'exutoire. Les écarts par rapport aux mesures sont analysés et discutés et des améliorations du modèle sont proposées. WATPPASS est ainsi un outil performant qui peut servir d'outil d'évaluation des effets des systèmes de culture sur la qualité de l'eau, en particulier pour classer des scénarii d'évolution des systèmes de culture à l'échelle de bassins versants. La méthodologie proposée a permis d'identifier les molécules dont les usages actuels sont à risque ainsi que les principales combinaisons de facteurs engendrant des pollutions.

Mots clés : pesticide, modèle, bassin versant, pratique agricole, transfert, évaluation

Agricultural pesticides are still polluting surface water leading to environmental and sanitary issues. In order to anticipate and limit such pollution, method to assess the effects of cropping systems on water quality are highly needed. In tropical volcanic zones, knowledge on the impact of horticultural cropping systems is limited. The objective of this thesis is to design an assessment method suited to tropical volcanic horticulture. In this framework, we selected a small tropical volcanic horticultural catchment of 131 ha which was monitored from 2011 to 2013 for agricultural practices, stream discharge and pesticide pollution at catchment outlet. Due to the agronomic, geologic and hydrologic complexity of volcanic catchment, we design and agro-hydrological pesticide transfer model to assess the impact of agricultural practices at the catchment scale: WATPPASS. WATPPASS synthesizes knowledge on the agro-hydrological functioning of tropical volcanic catchment and simulates the effect of agricultural practices. WATPPASS correctly reproduced the hydrological functioning of the catchment and global pesticide trends at outlet. Differences between simulations and measurements are analyzed and discussed to propose model improvements. WATPPASS is a powerful tool which can be used for cropping system assessment at the catchment scale in order to improve water quality. Our methodology made it possible to identify pesticides for which actual uses are hazardous and combinations of factors leading to pesticides contamination at outlet.

Keywords : pesticide, model, catchment, watershed, agricultural practices, transfer, assessment

SOMMAIRE

Introduction générale **1**

Partie 1 : Analyse bibliographique et problématique **5**

Chapitre I La pollution des cours d'eau par les pesticides d'origine agricole : une question vive dans les systèmes horticoles martiniquais **6**

1. Introduction 6
2. Contexte martiniquais et situation actuelle 6
3. Conclusion et question de recherche 15

Chapitre II Analyse bibliographique sur les rapports entre les processus de dissipation des pesticides dans l'environnement et les pratiques agricoles **16**

1. Introduction 16
2. La dissipation des pesticides dans l'environnement 16
3. Concepts et niveaux d'organisation mobilisés 19
4. Revue bibliographique sur les transferts de pesticides dans les bassins versants 22
5. Conclusion 51

Chapitre III Problématique **53**

1. Introduction 53
2. Les méthodes d'évaluation environnementale des pratiques agricoles 53
3. Hypothèses de recherche 56
4. Conclusion sur les choix méthodologiques 57

Partie 2 Mise en place d'un dispositif de suivi des systèmes de culture et de la pollution de l'eau à l'exutoire d'un bassin versant et diagnostic initial **58**

Chapitre IV Dispositif de thèse mis en place sur le bassin versant de la rivière Ravine **59**

1. Introduction 59
2. Choix et caractéristiques environnementales du bassin versant de la rivière Ravine 59
3. Dispositif expérimental 73
4. Conclusion 82

Chapitre V Relations entre les profils temporels d'application de pesticides et les profils temporels de pollution par les pesticides à l'exutoire d'un bassin versant **83**

1. Introduction 83
2. Material and Methods 84
3. Results and discussion 86

4. Conclusion 95

Partie 3 Conception d'un modèle destiné à évaluer les effets des systèmes de culture horticoles sur la contamination de l'eau à l'exutoire d'un bassin versant par les pesticides et adapté à des systèmes géologiques complexes 96

Chapitre VI Modélisation hydrologique et de transfert de pesticides dans un bassin versant volcanique tropical avec le modèle WATPPASS 99

1. Introduction 100
2. WATPPASS model 102
3. Study site 112
4. Parameterization and calibration for application to the Ravine catchment 120
5. Modeling results and discussion 129
6. Conclusion 134

Chapitre VII Intégration des effets des pratiques agricoles dans le modèle WATPPASS et mise en œuvre sur le bassin versant de la rivière Ravine 135

1. Introduction 135
2. La couverture du sol dans WATPPASS 138
3. La dégradation des pesticides 143
4. Transferts hydriques et de pesticides entre les compartiments. 145
5. Effets des pratiques agricoles dans WATPPASS 145
6. Paramétrage de WATPPASS pour le bassin versant de la rivière Ravine. 149
7. Résultats et discussions 153
8. Conclusion 163

Partie 4 Discussion générale 165

Chapitre VIII Discussion générale 166

1. Introduction 166
2. Retour sur la problématique 166
3. Généricité de la méthode 173
4. Apports et limites scientifiques du travail de thèse 174
5. Valorisations opérationnelles 177
6. Conclusion et perspectives 178

Conclusion générale 181

Bibliographie 184

Annexe 1 : Types et contributions des points de captage de Martinique 210

Annexe 2 : Molécules recherchées dans les eaux 212

Annexe 3 : Guide d'enquêtes et de suivi des pratiques agricoles 215

Annexe 4 : Pratiques du bassin versant..... 225

Introduction générale

La production de fruits et légumes (productions horticoles) est l'une des plus consommatrices de pesticides en raison de la forte demande quantitative et des exigences qualitatives des marchés et des consommateurs. Cela se traduit en particulier par des usages fréquents et réguliers de différents types de pesticides (fongicides, insecticides, nématicides, molluscide et herbicides). Cette utilisation est exacerbée dans les zones où l'intensification des systèmes agricoles est importante en raison d'une forte demande productive associée à une pression foncière croissante réduisant le territoire agricole disponible. La pollution par les pesticides est aujourd'hui un problème majeur : il apparaît que certaines molécules largement utilisées dans le passé (telles que les organochlorés) sont retrouvées de manière généralisée dans les cours d'eau, à des distances parfois très éloignées de leurs zones d'application et contaminent les chaînes trophiques avec des impacts avérés sur la santé. Les emplois inconsidérés de ces molécules ont conduit à des catastrophes environnementales, écologiques et sanitaires. Ainsi, l'évaluation des risques environnementaux et sanitaires liés à l'utilisation des pesticides est essentielle afin de limiter et anticiper ces pollutions ; et des modifications des systèmes de culture sont nécessaires afin de conserver la qualité des ressources naturelles telles que l'eau.

Face à ces constats, la directive cadre sur l'eau de l'Union européenne fixe pour objectif un bon état écologique et chimique des masses d'eau d'ici 2015, ces états intègrent les pollutions par les pesticides. En parallèle au niveau national, le plan Ecophyto 2018 prévoit une réduction de 50% de l'utilisation des pesticides d'ici 2018 « si possible » afin de réduire l'exposition des populations et de l'environnement. Des projets scientifiques sont en cours afin de concevoir des nouveaux systèmes de culture qui mobilisent des processus agro-écologiques permettant de limiter les recours aux pesticides par les agriculteurs. Ainsi, l'évaluation des effets des systèmes de culture apparaît comme une problématique majeure afin de limiter l'impact des pratiques agricoles sur la ressource en eau. C'est d'ailleurs la question maîtresse de ce travail qui vise à déterminer **quels sont les effets des systèmes de culture sur la contamination par les pesticides des eaux à l'exutoire d'un bassin versant**.

Certains territoires apparaissent comme des spécificités de l'agriculture européenne. C'est le cas des territoires outre-mer français ou des régions ultrapériphériques européennes pour lesquelles les milieux pédoclimatiques, environnementaux, sociaux et économiques sont très différents du contexte continental européen. La Martinique, par exemple, a une production horticole répartie sur l'ensemble de son territoire. Les systèmes de culture horticoles y sont très diversifiés tant en termes d'espèces cultivées que de pratiques. Ils sont représentatifs des systèmes agricoles mis en œuvre dans les régions volcaniques tropicales qui présentent des sols à très hautes potentialités agronomiques mais qui subissent une très forte pression phytosanitaire. La question des effets des systèmes de culture sur les ressources en eau dans ces zones est encore plus pertinente en raison du manque de connaissances du fonctionnement de ces milieux et de ces systèmes, et de l'utilisation des eaux de rivière pour la production d'eau potable.

Dans le cadre de cette thèse, nous traitons cette question par la mise en place d'un protocole de suivi des pratiques agricoles et de la contamination par les pesticides de l'exutoire d'un bassin versant. Nous proposons aussi un modèle de transferts de pesticides à l'échelle d'un bassin versant permettant de rendre compte des effets des systèmes de culture sur la ressource en eau (WATPPASS). Notons que toute activité de recherche se traduit par un modèle, qui peut être conceptuel, fonctionnel, numérique, formalisé ou pas. Les modèles structurent le raisonnement de la pensée et agrègent les connaissances (Tixier 2004).

Ce travail méthodologique aborde les questions : Quelles pratiques suivre et représenter ? Quels sont leurs effets sur les transferts de pesticides ? Quelles représentations de ces pratiques adopter à l'échelle de la parcelle et du bassin versant ? Ce travail se veut également de nature opérationnelle car il a permis d'identifier les pollutions générées par les pratiques actuelles et l'outil WATPPASS appuie les priorités d'amélioration au sein des systèmes de culture pour réduire leurs effets sur la ressource en eau. Par des tests de scénarios et de simulations virtuelles, il permettra d'accompagner la conception de systèmes innovants à l'échelle du bassin versant.

Afin de répondre à ces questions et ces objectifs, cette thèse s'articule en quatre parties.

La première partie est composée de 3 chapitres. Dans le premier chapitre, nous expliquons l'importance de l'évaluation des effets des pratiques agricoles et en particulier celles de l'horticulture tropicale sur la pollution de l'eau. Dans le deuxième chapitre, nous détaillons, par une analyse bibliographique, les processus de dissipation des pesticides dans les bassins versants, les idées et concepts mobilisés par les agronomes pour traiter la question des effets environnementaux des systèmes de culture avant d'approfondir les relations entre les pratiques agricoles et les processus de dissipation des pesticides. Une partie de ce chapitre est présenté sous la forme d'un article accepté dans la revue Agronomy for Sustainable Development. Enfin, dans le troisième chapitre, nous précisons la problématique de thèse et les choix méthodologiques.

La deuxième partie est composée de 2 chapitres. Dans un premier chapitre, nous présentons les caractéristiques du dispositif de thèse et sa pertinence pour répondre à la problématique. Dans un second chapitre, les données issues de ce dispositif sont confrontées afin d'établir un premier état des lieux du bassin versant du dispositif de thèse, durant la campagne de mesure. Ce chapitre est présenté sous la forme d'un article en cours de rédaction.

La troisième partie, composée de 2 chapitres, présente le modèle WATPPASS. Dans le premier chapitre, nous présentons un modèle hydrologique et de transfert de pesticides à l'échelle du bassin versant adapté à des conditions hydro-géomorphologiques volcaniques. Le modèle est appliqué au bassin versant pour l'hydrologie et un pesticide pour lequel une cartographie précise de la contamination des sols est disponible. Ce chapitre est présenté sous la forme d'un article en cours de

rédaction. Dans le second chapitre, le modèle hydrologique et de transfert est complété est amélioré par le prise en compte des effets des pratiques horticoles. Le modèle complet est alors appliqué sur le bassin versant du dispositif de thèse, en utilisant les pratiques agricoles que nous y avons relevées.

Enfin, la quatrième partie est composée d'un seul chapitre de discussion qui porte sur un retour sur la problématique, et sur une discussion des apports et limites de cette thèse par rapport à la question de recherche posée. Cette analyse nous permet de proposer des voies d'amélioration et d'utilisation du modèle à des fins opérationnelles.

Ce travail a donné lieu à 1 article publié, 2 articles en cours de rédaction et à 1 présentation orale de congrès.

Articles publié dans des revues à comité de lecture :

Mottes C, Lesueur-Jannoyer M, Le Bail M, Malézieux E (2013) Pesticide transfer models in crop and watershed systems: a review. Agron Sustain Dev. doi: 10.1007/s13593-013-0176-3

Communications orale et articles lors de congrès :

Mottes C, Lesueur-Jannoyer M, Le Bail M, Malézieux E (2011) Evaluation des effets des systèmes de culture sur l'exposition aux pesticides des eaux à l'exutoire d'un bassin versant, proposition d'une méthodologie d'analyse appliquée au cas de l'horticulture en Martinique dans *Les pesticides : de la recherche à la gestion des bassins versants*. XXXXIème congrès du Groupe Français des Pesticides. 25-27 Mai 2011, Orléans

Partie 1 : Analyse bibliographique et problématique

Cette partie présente le contexte de recherche ainsi que les grands enjeux opérationnels et scientifiques de ce travail de thèse. Le premier chapitre de cette partie présente le contexte martiniquais à l'origine des enjeux opérationnels et scientifiques de ce travail. Le deuxième chapitre présente une synthèse bibliographique instruisant la question de recherche. Enfin, le dernier chapitre présente la problématique de cette thèse et les choix méthodologiques réalisés pour répondre à la problématique.

Chapitre I La pollution des cours d'eau par les pesticides d'origine agricole : une question vive dans les systèmes horticoles martiniquais

1. Introduction

La pollution des cours d'eau par les pesticides apparaît comme un problème général à travers le monde (Battaglin et al. 2011; Chapman and Stranger 1992; Gilliom et al. 1999; Konstantinou et al. 2006; Kreuger 1998; Schulz and Peall 2001). Cette pollution est présente sous des climats tempérés (Cerejeira et al. 2003; Wauchope 1978) et tropicaux (Laabs et al. 2002b; Taylor et al. 2003). Comme les pesticides sont sujets aux transferts (hydrique, particulaire, aérien), ils ne restent pas dans les milieux sur lesquels ils ont été appliqués (Holvoet et al. 2007b; Schiavon et al. 1995; van der Werf 1996). Les fuites sont faibles mais suffisent à contaminer tous les milieux (eau, air, sol). L'utilisation de pesticides sur des milieux anthropisés, comme les zones cultivées, peut avoir des effets à l'échelle mondiale. Par exemple, certains pesticides anciennement utilisés en agriculture sont aujourd'hui retrouvés sur des continents sur lesquels ils n'ont jamais été utilisé tel que l'Antarctique (Cipro et al. 2013; Zhang et al. 2013b). Sur des territoires plus restreints mais présents sur l'ensemble de la planète, tels que les zones volcaniques, il apparaît que les conditions environnementales sont particulièrement propices au transfert des pesticides agricoles vers les eaux de rivière (Castillo et al. 2000; Charlier et al. 2009a; Henriques et al. 1997; Kammerbauer and Moncada 1998).

2. Contexte martiniquais et situation actuelle

2.1. La Martinique, une île aux caractéristiques favorisant l'usage et le transfert des pesticides

2.1.1. Une géographie et un climat propices aux bio-agresseurs

La Martinique est une île d'origine volcanique, située dans l'archipel des petites Antilles, qui dessine la limite entre l'océan Atlantique et la mer des Caraïbes (Charlier 2007). Elle est située entre 14°23' et 14°53' de latitude Nord, et entre 60°50' et 61°15' de longitude Ouest. C'est un département d'outre mer français s'étendant sur 1080 km^2 dont la préfecture est Fort-de-France. La montagne Pelée, volcan toujours en activité, culmine à 1397 m.

La situation géographique de la Martinique génère un climat tropical maritime. Ce climat se caractérise par des températures variant peu au cours de l'année (Météo France 2013a). Les températures moyennes mensuelles oscillent entre 25°C (janvier) et 28°C (juin) (station du Lamentin). Les précipitations normales sont inégalement reparties sur l'île : elles ne dépassent généralement pas 2000 mm par an dans le sud de l'île et atteignent jusqu'à 6000 mm sur la montagne Pelée. Il existe aussi un gradient pluviométrique Est-Ouest. Les deux côtes sont caractérisées par des pluviométries

différentes dues à l'effet de Foehn (Figure I.1). La côte atlantique est plus arrosée, avec des précipitations variant de 2500 à 6000 mm, alors que pour la côte sous le vent elles varient de 1500 à 4000 mm. Ce climat chaud et humide est propice au développement des bio-agresseurs car il n'intègre pas de période de rupture de cycle pour ces derniers. La partie nord-atlantique est la zone la plus humide de la Martinique, elle est de ce fait, très propice à la prolifération de champignons, bactéries, insectes et adventices générant une pression phytosanitaire importante sur les cultures (Madden 1997).

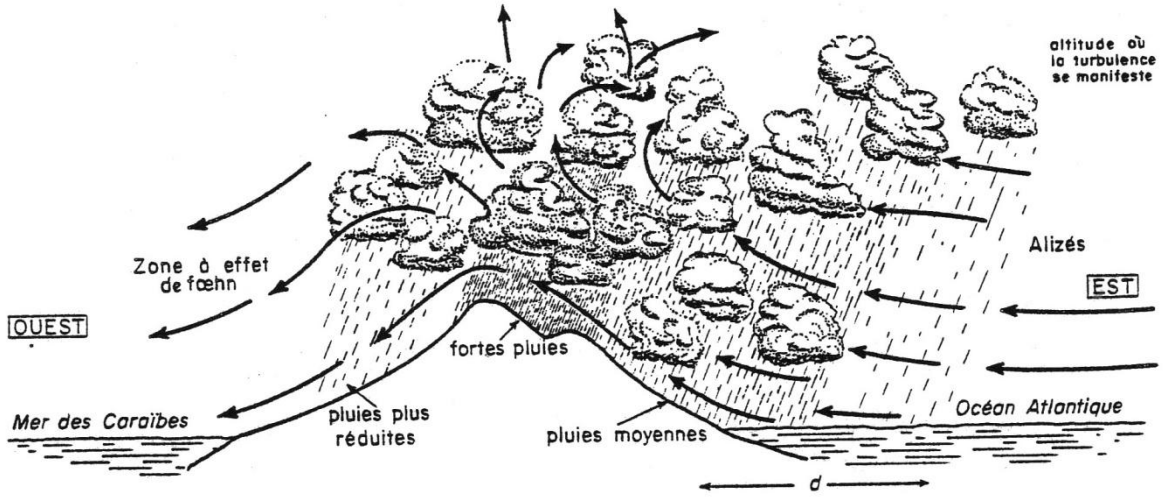


Figure I.1 Répartition inégale des pluies sur les reliefs de la Martinique. Source : Mouret (1979).

2.1.2. Des cultures horticoles sensibles aux bio-agresseurs

Les principales cultures martiniquaises sont la banane et la canne à sucre (42% de la SAU) dont les produits sont essentiellement destinés à l'exportation (Frouté and Nicar 2008). En parallèle, les autres productions horticoles sont destinées au marché local. Ces cultures ne représentent que légèrement plus de 14 % de la SAU en 2011 (Table I.1). En dépit des faibles surfaces en culture, la demande locale est importante et nécessite l'importation de près de 50% des besoins totaux (Agreste 2010). Les politiques de développement agricole actuelles mettent l'accent sur la diversification des productions pour l'approvisionnement des consommateurs locaux afin de réduire la dépendance alimentaire aux importations. L'horticulture martiniquaise (agriculture des fruits et légumes) est cependant contrainte par d'importants problèmes phytosanitaires et des coûts de production élevés.

Culture, Occupation sol	2011	
	Surface (ha)	% SAU
Canne à sucre	4100	16.5
Racine et tubercules	939	3.8
Légumes frais	1799	7.3
Banane	6347	25.6
Ananas	92	0.4
Culture fourragère	225	0.9
Jachère	2092	8.4
Agrumes	302	1.2
Autre arbres fruitiers	353	1.4
Surface toujours en herbe	8419	34
Cultures florales (en milliers de tiges)	104	0.4
Autre	27	0.1
SAU totale	24782	100

Table I.1 Surface des différents types de culture en Martinique. Source : Nicar (2012) - Agreste

Différents auteurs montrent qu'aux Antilles il existe une organisation des exploitations agricoles, et donc des systèmes de culture, calquée sur un gradient altitudinal ou sur la nature accidentée du relief (Carré 2008; Guiran and Castellanet 1993; Houdart 2005). Carré (2008) montre par l'analyse de topo-séquences que les cultures de la canne et de la banane occupent les zones de plaines tandis que les autres systèmes de culture horticoles plus diversifiés sont plutôt localisés en altitude sur des reliefs accidentés. Ce constat est confirmé par Houdart (2005) indiquant que « La banane occupe principalement les parties basses des bassins, l'ananas les parties moyennes et le maraîchage-vivrier les parties hautes […] ».

Les fruits et légumes sont des productions pour lesquelles les aspects visuels et la qualité individuelle des produits sont déterminants du prix de vente : le respect de ces caractéristiques est donc une priorité pour les agriculteurs. De ce fait, les exploitants horticoles utilisent des produits phytosanitaires afin de contrôler les ravageurs des cultures susceptibles de diminuer la qualité commerciale de leur production. Cette utilisation est variable selon les cultures mais peut atteindre des niveaux très élevés (Houdart 2005; Mottes 2010). Les systèmes de culture maraîchers, pour lesquels la consommation de pesticides est très élevée, sont aussi localisés en altitudes où la pluviométrie est la plus élevée, ce qui en fait des zones sensibles aux transferts de pesticides.

2.1.3. Contexte règlementaire

Les départements d'outre-mer sont des régions françaises et européennes dont le climat, la diversité des cultures produites, ou les deux sont différents de ceux des zones continentales tempérées. De ce fait, les intrants phytosanitaires ne sont généralement pas homologués sur les cultures tropicales dont les surfaces représentent quelques centaines d'hectares à l'échelle du territoire européen. Les produits phytosanitaires ne sont pas disponibles pour ces cultures et les exploitants peuvent avoir recours à des usages détournés pour lesquels les effets sur la santé humaine et l'environnement n'ont pas règlementairement été évalués. Par exemple, des fongidides non-autorisés (indoxacarbe, difénoconazole, pendiméthaline) sont utilisés sur des cultures maraîchères (concombre, laitue, tomate) et sont retrouvés dans les produits récoltés (DAAF Guadeloupe 2013).

Les demandes d'homologation et de mise en marché des pesticides sont rédigées pour des conditions tempérées, sans prise en compte de leurs comportements différenciés en zone tropicale (Laabs et al. 2002a). Les cultures cultivées à la fois en France métropolitaine et outre-mer disposent des mêmes autorisations d'utilisation sans qu'il n'y ait eu d'évaluation des usages de produit dans les conditions outre-mer.

Pour la banane, l'homologation de la chlordécone a conduit à des problèmes de pollution généralisée des sols et des ressources en eau à l'échelle de la Martinique (Cabidoche et al. 2009; Woignier et al. 2012). Cette pollution contraint aujourd'hui le nombre de cultures cultivables sur les parcelles contaminées (Cabidoche and Lesueur-Jannoyer 2012) aux cultures qui ne sont pas contaminées par la molécule ou dont les cahiers des charges n'interdisent pas de telles contaminations.

2.1.4. Des caractéristiques pédologiques et climatiques favorisant le transfert des pesticides

La diversité des sols de la Martinique dépend de la nature des dépôts volcaniques dont ils sont issus et de leur âge. La Figure I.2 présente la carte pédologique simplifiée de la Martinique. Dans la zone nord-atlantique, on observe principalement des sols à allophanes (andosols) en altitude puis des sols brun-rouille à halloysite (nitisols) sur les zones littorales et les plaines. Les andosols représentent 4601 ha (19%) de la surface agricole utile, tandis que les nitisols représentent 3661 ha (15%) de la surface agricole utile à l'échelle de la Martinique (calculs basés sur les données de recensement agricole 2008). Ces deux types de sols représentent ainsi 34% de la surface agricole utile de la Martinique.

Ces deux types de sols ont des teneurs en matières organiques élevées (de 3 à 8% selon le type de sol et l'agrosystème) (Cabidoche et al 2009; Levillain et al 2012) et présentent des capacités d'infiltration élevées de 35 à 350 $mm.h^{-1}$ (Cattan et al. 2006; Cattan et al. 2007; Dorel et al. 2000). Ces valeurs indiquent un drainage libre qui favorise l'infiltration et les transferts rapides de pesticides vers les cours d'eau via des voies souterraines. En outre, les fortes intensités pluviométriques accélèrent encore ces transferts. Les caractéristiques climatiques de l'île, jumelées avec ses sols filtrants, entraînent à la fois des transferts de polluants vers les rivières par des voies de surface et par des voies souterraines

via des transferts au sein des nappes souterraines contaminées par la lixiviation des pesticides présents dans les sols (Charlier 2007; Charlier et al. 2008; Charlier et al. 2009a).

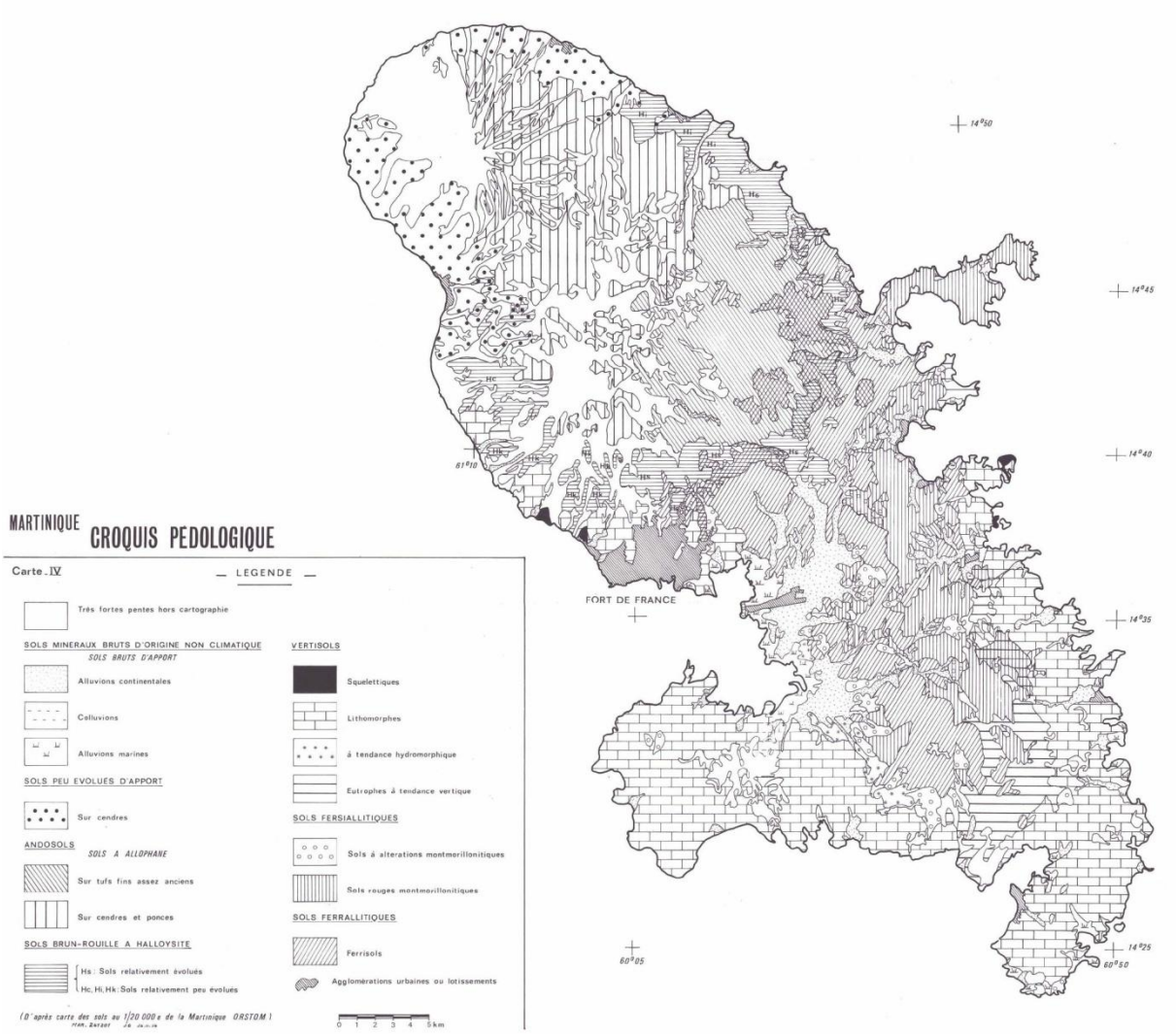


Figure I.2 Carte pédologique simplifiée de la Martinique. Source (Guiscafré et al. 1976) d'après (Colmet-Daage 1969).

2.2. La qualité de l'eau de rivière : un enjeu majeur en Martinique

2.2.1. Production d'eau potable

Les eaux de rivière fournissent 94% de l'eau potable consommée en Martinique (Table I.2). Afin de respecter les normes, l'eau potable distribuée doit présenter les caractéristiques suivantes :

- Chaque matière active doit avoir une concentration inférieure à 0.1µg.L^{-1}.
- La somme des matières actives doit avoir une concentration inférieure à 0.5µg.L^{-1}

Les eaux brutes peuvent être utilisées pour produire de l'eau potable dès lors qu'elles ne dépassent pas une concentration de 2µg.L^{-1} par matières actives et dans la limite de 5µg.L^{-1} pour l'ensemble des pesticides. Le traitement des eaux brutes contaminées a un coût important (Veilleur 2009).

La production d'eau potable en Martinique provient de 22 captages en eau superficielle et 15 captages d'eau souterraine qui sont tous situés dans la moitié nord de l'île. Ces captages ne participent pas de manière égale à la production d'eau potable. En effet, les captages souterrains et les sources ne produisent que 6% du volume tandis que les 94% restant proviennent des captages en rivière (Table I.2). L'eau captée en rivière provient à 70% de 4 captages: « Rivière Capot », « Rivière Blanche », « Rivière Lézarde » et « Rivière Blanche Bouliki » (Annexe 1).

	Captage		**Débits**	
	nombre	%	m^3.j^{-1}	%
Eaux superficielles	22	59 %	164 315	94 %
Eaux souterraines	15	41 %	10 056	6 %
Total	37	100 %	174 371	100 %

Table I.2 Répartition du captage des eaux brutes en fonction de leurs origines superficielles ou souterraines. Source : SDAGE (2009)

2.2.2. La directive cadre sur l'eau et le plan Ecophyto 2018

La Martinique, en tant que région ultrapériphérique européenne, est soumise à la règlementation européenne et doit respecter les objectifs de la première phase de la directive cadre sur l'eau (2000/60/CE) sur le bon état écologique et chimique des cours d'eau d'ici 2015. La directive cadre sur l'eau est appliquée en France par le biais de schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) qui visent à maitriser les pollutions et à protéger et préserver les milieux aquatiques (ODE). La loi Grenelle 1 (**2009-967)** définit des captages prioritaires qui sont aussi des dispositifs prioritaires du SDAGE. Le captage de la rivière Capot est le seul captage prioritaire du SDAGE au sens de cette loi en Martinique. Le SDAGE définit aussi des captages stratégiques pour lesquels les conditions de classement en captage prioritaire ne s'appliquent pas mais pour lesquels il existe de forts enjeux. En conclusion, la Martinique compte un seul captage prioritaire situé sur le bassin de la rivière Capot et définit 8 captages stratégiques situés sur les bassins versant de la rivière Lézarde (3), de la rivière Galion (4) et de la rivière Lorrain (1) (Figure I.3).

Figure I.3 Carte des captages prioritaires et stratégiques du SDAGE en Martinique – Source : SDAGE (2009)

Le plan Ecophyto 2018 a pour objectif de réduire de 50%, « si possible », l'utilisation des pesticides d'ici 2018. La première hypothèse de ce plan est que la réduction de l'utilisation des pesticides est nécessaire à la réduction de l'exposition de l'environnement et de l'homme à ces molécules. En Martinique, Ecophyto 2018 se décline en EcophytoDOM afin de mieux prendre en compte les conditions particulières des DOM, telles que celles liées au climat et aux cultures.

2.2.3. Des cours d'eau contaminés par des pesticides

A l'échelle départementale, la Martinique dispose d'un réseau de suivi de la qualité des cours d'eau. Le suivi de qualité intègre des mesures de la concentration par les pesticides sur différentes rivières. Les analyses issues de ce réseau de suivi sont synthétisées en Figure I.4.

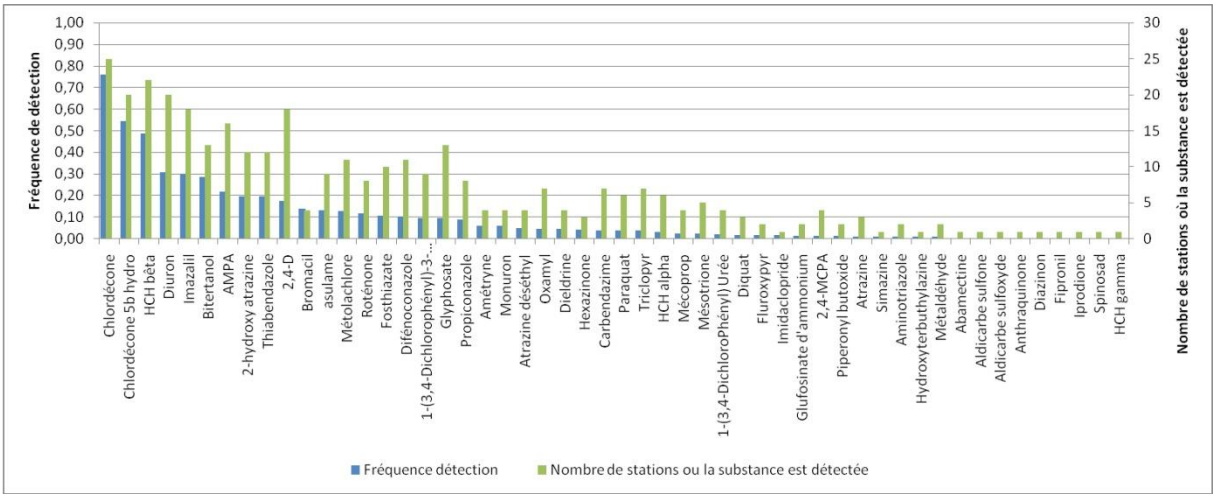


Figure I.4 : Fréquences de détection des pesticides sur le réseau de suivi DCE dans les eaux de surface au cours l'année 2011 sur 28 stations réparties sur l'ensemble de la Martinique. Source : Office de l'eau (Rateau communication personnelle 2012)

Le réseau de suivi mis en place en Martinique montre que 79 pesticides et métabolites ont été détectés entre 2007 et 2011 sur le réseau DCE. Dix molécules représentent 78% des détections (Figure I.5).

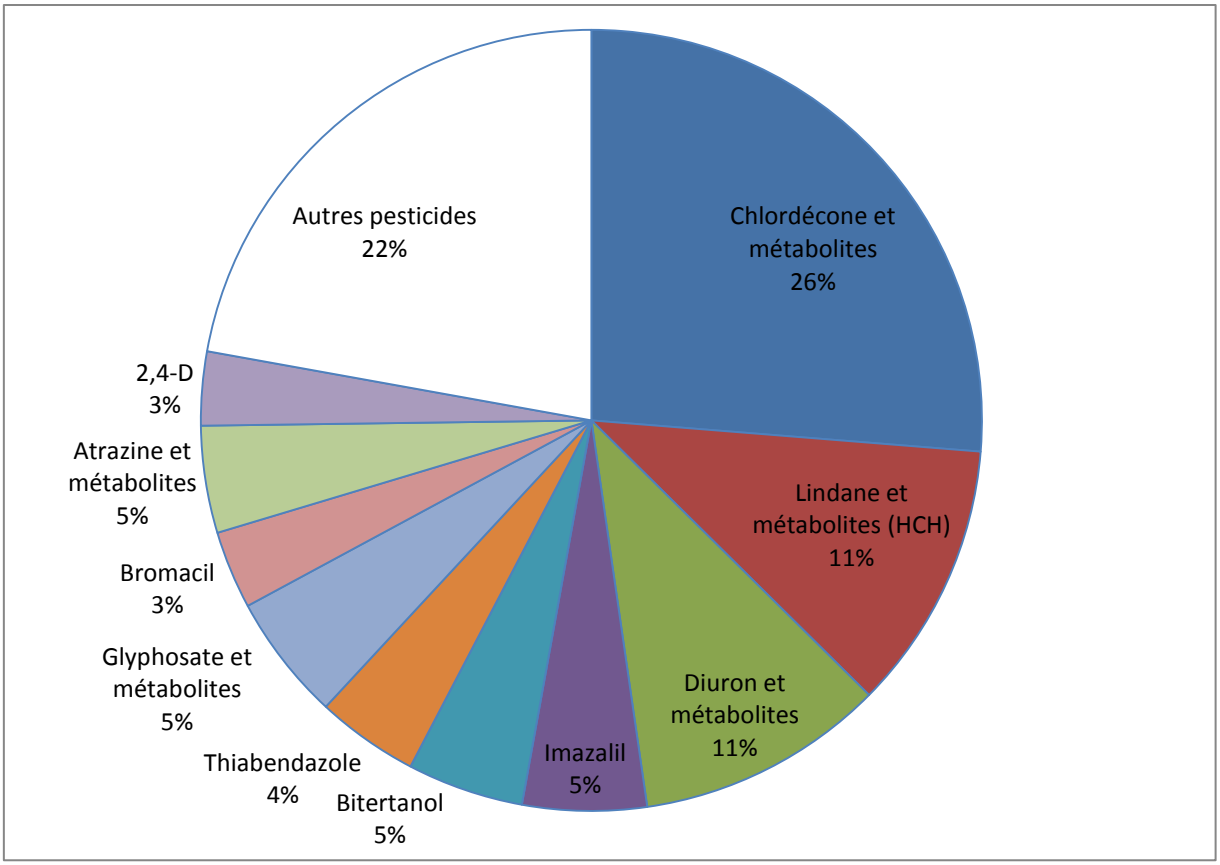


Figure I.5 : Répartition des 10 pesticides les plus détectés de 2007 à 2011 sur le réseau de suivi de la qualité des eaux en Martinique. Source : Office de l'eau (Rateau communication personnelle 2012)

L'utilisation des pesticides en agriculture est ici largement mise en cause dans la pollution généralisée des milieux aquatiques. Aux Antilles, cette pollution est principalement le résultat de la contamination des cours d'eau par la chlordécone de manière chronique, mais comme on le voit sur les figures précédentes (Figure I.4 et Figure I.5), bien d'autres molécules sont présentes avec des fréquences de détection plus faibles. La Martinique est le département français qui présente le plus haut pourcentage de points de mesure (74%) dépassant les normes des seuils pour au moins une des 19 substances phytosanitaires au titre de l'évaluation de l'état des cours d'eau dans le cadre de la DCE (Dubois 2013). Ces résultats ne tiennent pas compte des détections et quantifications de certains pesticides et métabolites régulièrement quantifiés tels que le glyphosate et l'AMPA car il n'existe actuellement pas de norme DCE définie pour ces pesticides.

2.3. Programmes de recherche

Face aux effets néfastes potentiels de l'agriculture et afin de limiter leur impact sur les ressources, l'équipe ECOS (Evaluation et Conception de systèmes horticoles) de l'unité de recherche du Cirad HorSys (fonctionnement agro-écologique et performance des systèmes de culture horticoles) cherche à produire des outils d'évaluation et de conception de systèmes de culture horticoles tropicaux. Ces travaux s'intègrent principalement à l'axe stratégique 6 du Cirad « Mieux comprendre les relations

entre l'agriculture et l'environnement et entre les sociétés humaines et la nature, pour gérer durablement les espaces ruraux » et dans une moindre mesure à l'axe stratégique 1 du Cirad « Contribuer à inventer une agriculture écologiquement intensive pour nourrir la planète ». Au sein du Campus agro-environnemental de la Caraïbe, ce projet de thèse s'intègre au projet intitulé « Evaluation et gestion des risques et des services environnementaux des agrosystèmes » du projet global du Campus Agro-environnemental de la Caraïbe financé par le FEDER (Fond Européen de Développement Régional). Ce projet vise à évaluer à l'échelle du territoire les systèmes de culture et à determiner les priorités et les critères à intégrer dans la conception de nouveaux systèmes. Le projet 3 est en interaction forte avec le projet 2 du projet global du Campus Agro-environnemental de la Caraïbe qui vise à concevoir de nouveaux systèmes de culture. Le projet 2 comprend une forte composante liée à l'intégration de plantes de service au sein des systèmes de culture pour réduire l'utilisation de pesticides. Cette thèse est cofinancée par le Cirad, le FEDER, l'Office De l'Eau de Martinique et le Ministère de l'Outre-mer.

3. Conclusion et question de recherche

Dans ce contexte, il apparaît que les pratiques agricoles peuvent avoir des effets catastrophiques à court et long termes sur la ressource en eau. Dans le cadre de la problématique du développement d'une agriculture plus respectueuse de l'environnement, et pour orienter la recherche et tester les nouveaux systèmes de culture, il est nécessaire de mieux comprendre « **quels sont les effets des systèmes de culture sur la contamination par les pesticides de l'eau à l'exutoire d'un bassin versant? ».**

Comme évoqué dans ce chapitre, cette question de recherche soulève deux enjeux : un enjeu scientifique, lié à l'évaluation des systèmes de culture sur l'espace d'un territoire s'intégrant dans le cadre de programmes de recherche, et un enjeu opérationnel, lié à l'amélioration de la qualité des eaux en Martinique. Si cette question et ces objectifs sont appliqués au cas de la Martinique, les grands enjeux scientifiques et opérationnels de cette thèse restent généraux et applicables à la grande majorité des territoires sur lesquels des pesticides d'origine agricole contaminent ou risquent de contaminer la ressource en eau. En tant qu'agronome, et afin de répondre à ces deux enjeux de la manière la plus générique possible, **on cherche à concevoir une méthodologie d'évaluation des effets des systèmes de culture horticoles sur la contamination de l'eau de rivière par les pesticides à l'exutoire d'un bassin versant.**

Afin d'approfondir les connaissances à ce sujet et d'instruire la question de recherche, la partie suivante présente une synthèse bibliographique des connaissances sur les rapports entre les processus de dissipation des pesticides et les pratiques agricoles.

Chapitre II Analyse bibliographique sur les rapports entre les processus de dissipation des pesticides dans l'environnement et les pratiques agricoles

1. Introduction

La question des effets des systèmes de culture sur la qualité des eaux de rivière n'est pas nouvelle et a été traitée par de nombreux auteurs. Ainsi, et afin de préciser la problématique scientifique de cette thèse, ce chapitre présente une analyse bibliographique sur les rapports entre (1) les processus de dissipation des pesticides dans l'environnement jouant sur la contamination des eaux de rivière et (2) les pratiques agricoles. Cette analyse est présentée en trois parties. Dans un premier temps, une synthèse des connaissances sur les différents processus de dissipation des pesticides dans l'environnement est proposée. Dans un deuxième temps, les niveaux d'organisation et concepts mobilisés pour étudier les relations entre les pratiques agricoles et leurs effets sur les eaux de surface sont présentés. Enfin, dans un troisième temps, le cœur de ce chapitre consiste en une revue de la littérature sur la manière dont les modèles de transfert de pesticides existants prennent en compte les relations entre les pratiques agricoles et les processus de dissipation des pesticides dans les bassins versants.

2. La dissipation des pesticides dans l'environnement

Les pesticides, après avoir été appliqués sur les parcelles, sont soumis à de nombreux processus (Figure II.1). Ils sont de trois grands types : les processus de transfert (volatilisation, dérive, rétention, lessivage et ruissellement), les processus de rétention, et les processus de dégradation qui conditionnent les quantités de pesticides disponibles pour les processus de transfert. Ces différents processus ont été synthétisés par de très nombreux auteurs à l'échelle de la parcelle et du bassin versant (Barriuso 2004; Calvet et al. 2005; Colin 2000; Schiavon et al. 1995; Thiollet-Scholtus 2004; Tortrat 2005; van der Werf 1996). Ainsi, sur la base de ces références, seule une description succincte de ces différents processus est fournie dans cette thèse.

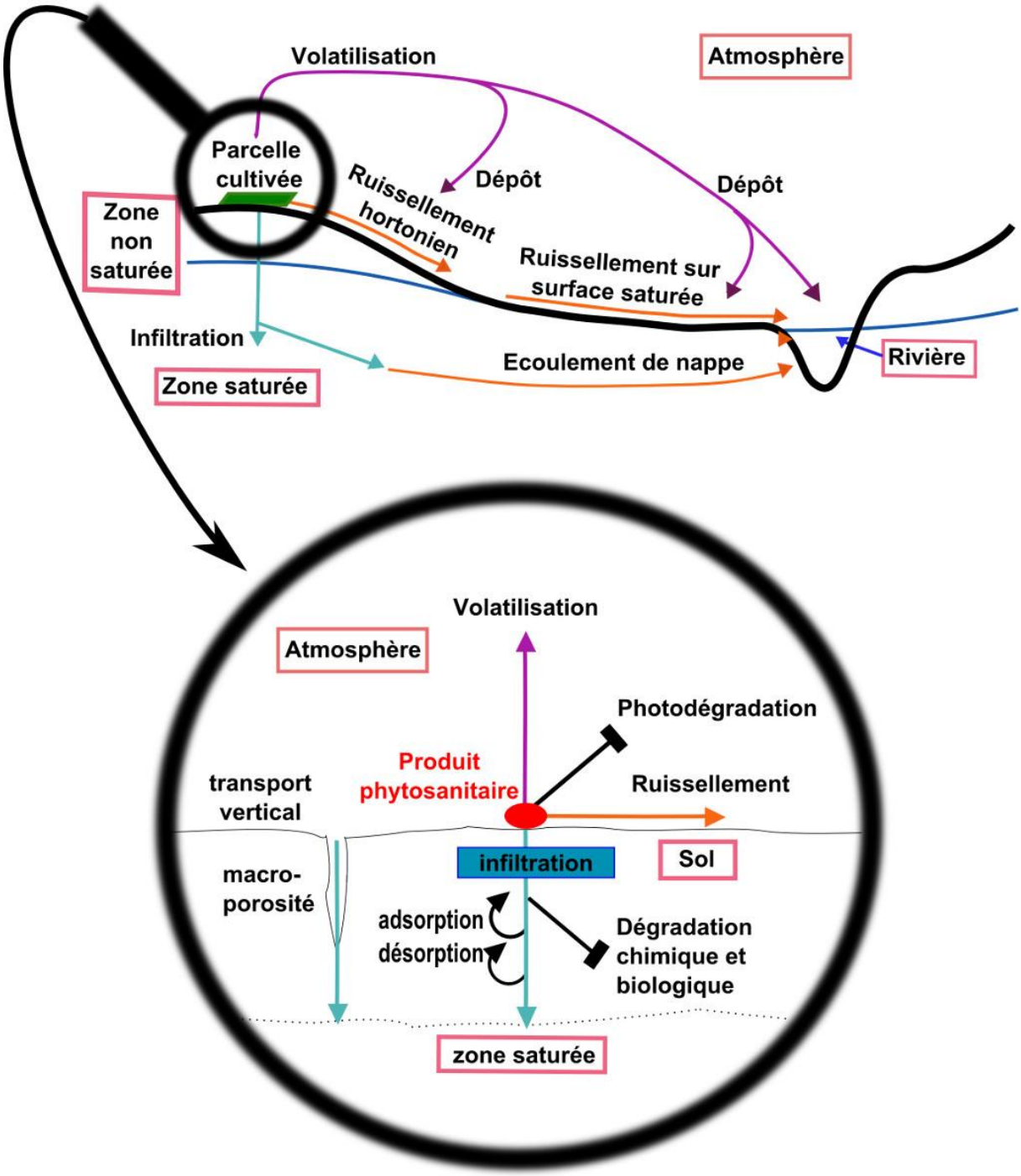


Figure II.1 Principaux processus de dissipation des pesticides à l'échelle du bassin versant et des parcelles - d'après (Colin 2000; Houdart 2005; Thiollet-Scholtus 2004; Tortrat 2005)

2.1. Les processus de dégradation

La dégradation des pesticides dans l'environnement mobilise différents types de processus. Ces processus de dégradation peuvent être biotiques ou abiotiques (Thiollet-Scholtus 2004). Différents types de dégradation peuvent être identifiés : la photodégradation, l'hydrolyse et la biodégradation. De ces processus résultent des métabolites qui peuvent à leur tour être soumis aux processus de transfert et devenir des polluants plus problématiques encore que les molécules mères (Zhang et al. 2013a).

2.2. Les processus de rétention

La rétention correspond à la fixation réversible ou non d'un pesticide sur un fluide de viscosité très supérieure. Généralement il s'agit d'une phase solide. En pratique, cela se traduit par la fixation des molécules sur les particules du complexe argilo humique du sol ou sur la biomasse. Les processus d'adsorption et de désorption rapides sont les processus les plus étudiés. Les processus de rétention peuvent engendrer la formation de résidus non extractibles (Barriuso et al. 2008). Les cinétiques de ce type de rétention sont encore assez mal connues car les capacités analytiques actuelles montrent des faiblesses pour la caractérisation et la quantification des processus.

2.3. Les processus de transfert

Les processus de transfert sont divers et, en fonction de l'échelle considérée, ces différents processus peuvent avoir des significations et des implications différentes. Ainsi, l'échelle de la parcelle est l'échelle privilégiée sur laquelle la genèse du flux à l'origine du processus de transfert est étudiée. A l'échelle du bassin versant, la genèse des flux ainsi que leur transfert en interaction avec le paysage doivent être considérés, mais beaucoup moins de travaux y sont consacrés.

2.3.1. Transfert vers l'air

Les transferts vers l'air sont principalement imputables à deux processus: la volatilisation et la dérive. La dérive correspond au transfert vers l'air au moment de l'application par entraînement par le vent. La volatilisation provient de la vaporisation ou de la sublimation des molécules déposées sur les plantes, le mulch ou le sol.

2.3.2. Transfert de surface vers les eaux de surface

Le transfert de pesticides vers les eaux de surface résulte de différents processus. Les premiers processus sont la re-déposition des pesticides présents dans l'air (dérivés ou volatilisés). Les autres processus de transfert concernent les flux hydriques de surface qui peuvent contenir des pesticides sous forme dissoute, particulaire ou colloïdale. Il existe une phase d'extraction des pesticides et une phase de transfert avec la matière transportant les pesticides. Différents types de ruissellement existent (pour une revue voir Charlier (2007)) : le ruissellement hortonien, le ruissellement sur surface saturée qui sont des écoulements de surface. Ces processus sont extrêmement rapides et génèrent des transferts de pesticides convectifs vers les eaux de surface.

2.3.3. Transfert vers les eaux de surface via les aquifères

Le transfert de pesticides vers les aquifères concerne ceux qui sont lixiviés et atteignenet la nappe. Ces transferts sont principalement convectifs si les flux hydriques sont importants. C'est généralement le cas des écoulements de de sub-surface ou hypodermique. Une composante dispersive significative peut apparaître dans le cas d'écoulements lents. Les aquifères peuvent alimenter les eaux de surface si leur niveau piézométrique est supérieur à celui de la rivière. Dans le cas de grands bassins versants

innondables, il est aussi possible que lors de crues, la rivière alimente la nappe si le niveau piézométrique de la rivière est supérieur à celui de la zone saturée (Blanchard and Lerch 2000).

3. Concepts et niveaux d'organisation mobilisés

Pour traiter les questions relatives à l'évaluation des pratiques agricoles à la fois dans une dimension spatiale et temporelle, le concept de système de culture et de combinaison de systèmes de culture constituent des concepts clefs de l'agronomie. Le concept de système de culture peut être défini comme « l'ensemble des modalités techniques mises en œuvre sur des parcelles traitées de manière identique ; chaque système de culture se caractérise par la nature des cultures et leur ordre de succession, et par les itinéraires techniques appliqués à chacune de ces cultures » (Sebillotte 1990). Le concept de système de culture permet de représenter l'organisation des pratiques agricoles dans une dimension temporelle. Cependant, la définition retenue du système de culture par les agronomes évince la dimension spatiale de ce dernier (Doré et al. 2006; Jouve 2006; Papy and Baudry 2002).

A l'échelle d'un territoire, chaque exploitant agricole gère un réseau de parcelles qui constitue la ressource en terre de son exploitation. En dépit de l'évolution potentielle des limites parcellaires dans le temps (Mawois 2009; Milleville 1972; Schaller et al. 2012), à chaque instant les différentes parcelles recevant les systèmes de culture sont spatialement délimitées et positionnées dans l'espace. Un des problèmes majeurs dans l'analyse des effets des pratiques agricoles sur les milieux environnementaux est qu'ils dépendent à la fois de l'organisation spatiale et temporelle des pratiques agricoles ; ce qui peut aussi se traduire par l'organisation spatiale des systèmes de culture. Dans la pratique, Leenhardt et al. (2010) montrent que la spatialisation des systèmes de culture est parfois réduite à des données d'occupation du sol, ou à une séquence uniforme d'actes techniques.

Ainsi, la parcelle agricole et l'exploitation agricole constituent deux échelles adaptées aux problèmes liés aux effets de la mise en œuvre des systèmes de culture, car les systèmes de culture sont appliqués sur des parcelles dont le centre de gestion est l'exploitation agricole (Figure II.2).

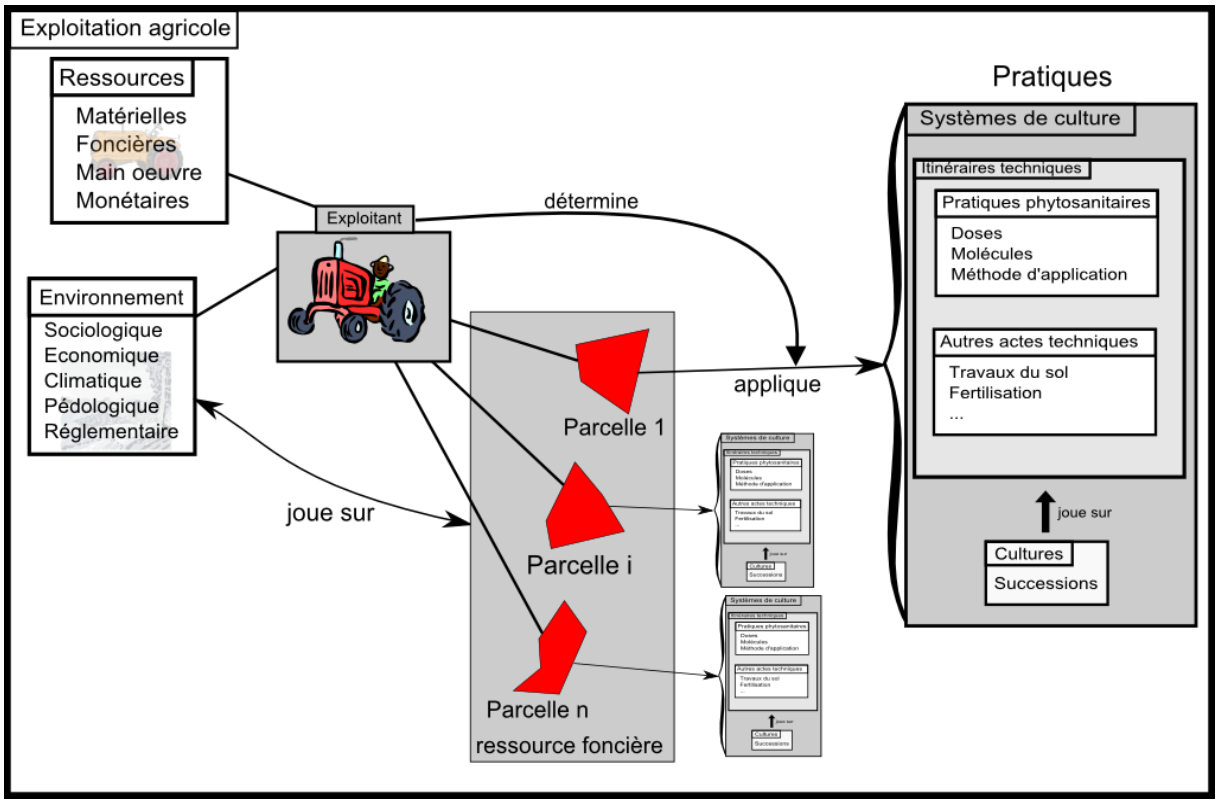


Figure II.2 La mise en œuvre des systèmes de culture sur les parcelles agricoles d'une exploitation. Chaque parcelle reçoit un système de culture dont le centre de gestion est l'exploitant agricole - d'après Mottes et al. (2011).

Un bassin versant est un territoire correspondant à l'aire d'alimentation en eau d'un point : son exutoire. Un ensemble de cours d'eau drainent le territoire des bassins versants (Figure II.3). En surface, un bassin versant est défini topographiquement par une ligne de partage des eaux (Figure II.3). Un bassin versant est une entité spatiale hétérogène et une unité de fonctionnement hydrologique (Finizio and Villa 2002; Joannon et al. 2005). Un bassin versant regroupe des parcelles agricoles, auxquelles correspondent des systèmes de culture, et des parcelles non agricoles. Il peut donc être défini par une répartition dans l'espace de successions de culture sur les parcelles agricoles, par les pratiques agricoles qui leur sont appliquées et par des espaces interstitiel assez variés (haie, routes, fossés) (Martin et al. 2006). Cette représentation offre l'opportunité de discuter de l'effet des pratiques sur le ruissellement par exemple (Joannon et al. 2006; Martin et al. 2006). Dans certains cas de bassins versants à faible pente, les travaux du sol peuvent modifier les directions d'écoulement et donc la ligne de partage des eaux (Souchère et al. 1998).

Les pratiques agricoles modifient un grand nombre d'états des milieux, qui à leur tour modifient les réponses de processus liés à la dissipation des pesticides dans l'environnement (Figure II.4). A un instant donné, ces états des milieux résultent de la combinaison de pratiques appliquées sur chacune des parcelles. On peut ainsi dire qu'ils résultent du système de culture de la parcelle.

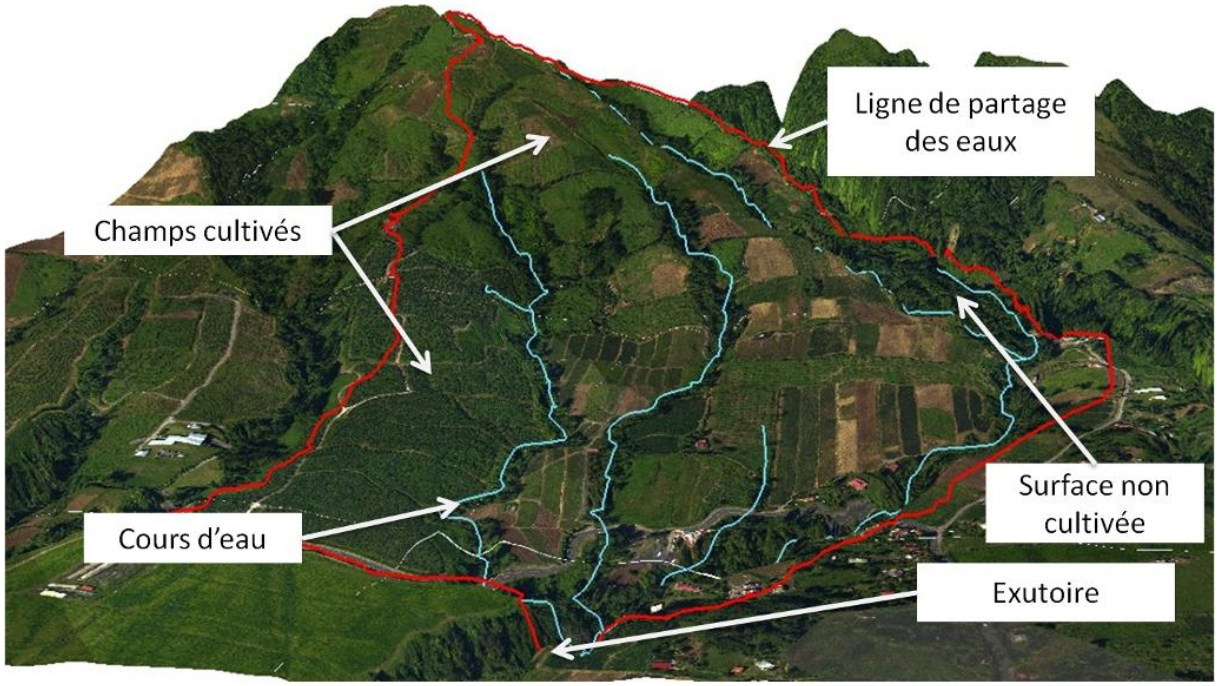


Figure II.3 : Le bassin versant, échelle privilégiée intégrant la dimension spatiale et temporelle des pratiques agricoles pour l'analyse des transferts de pesticides. Les cadres blancs décrivent les principaux constituants d'un bassin versant agricole. Les systèmes de culture intègrent la dimension temporelle des pratiques agricoles, ils sont spatialement positionnés sur les champs cultivés (parcelles) des bassins versants.

La Figure II.4 présente une synthèse des effets des pratiques agricoles sur les transferts de pesticides qui sont intégrés dans les modèles de transfert de pesticides aux échelles parcelle et bassin versant. La relation entre les pratiques agricoles et les processus liés aux transferts de pesticides est au cœur des préoccupations de cette thèse. La partie suivante lui est entièrement dédiée.

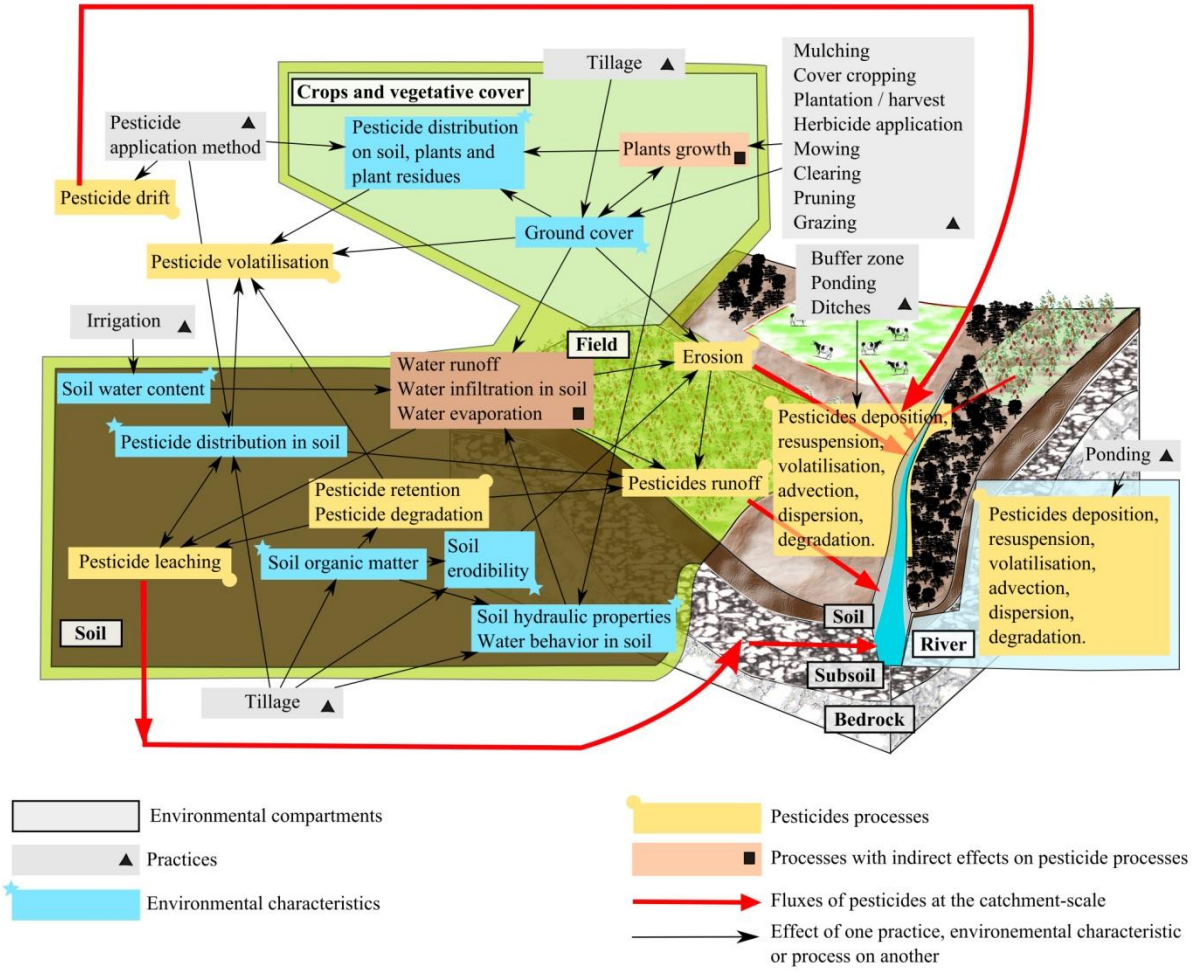


Figure II.4 Synthèse des principales relations entre les pratiques agricoles et les processus de transfert de pesticides identifiées dans les modèles de transfert de pesticides.

Ainsi, les trois niveaux d'organisation (parcelle, exploitation agricole et bassin versant) sont pertinents et nécessaires pour analyser les effets des systèmes de culture sur la contamination de l'eau à l'exutoire d'un bassin versant.

4. Revue bibliographique sur les transferts de pesticides dans les bassins versants

Les pesticides contaminent les ressources en eau à travers le monde et constituent un danger pour l'environnement et la santé humaine. Ces pollutions proviennent en partie de l'utilisation de pesticides en agriculture. De ce fait, il existe une forte demande scientifique et sociétale de systèmes de culture durables moins consommateurs de pesticides. L'évaluation de la durabilité des systèmes de culture sur la ressource en eau nécessite des modèles de transfert de pesticides aux échelles parcelle et bassin versant. Nous avons passé en revue les effets des pratiques agricoles sur le ruissellement, la lixiviation, l'érosion et la dérive dans huit modèles à l'échelle du bassin versant et neuf modèles à l'échelle parcellaire. Ce travail est détaillé dans l'article suivant. Nos principaux résultats sont (1) les modèles annoncent qu'ils prennent en compte une pratique mais l'effet attendu ne peut pas toujours être simulé.

Nous proposons une méthode et quatre niveaux d'intégration des pratiques afin d'aider les utilisateurs à évaluer les effets des pratiques dans les modèles. Ici, les effets des travaux du sol sont utilisés à titre d'exemple. (2) La structure conceptuelle des modèles a une influence considérable sur la distribution et le transfert de pesticides. Après un labour, le taux de pesticides toujours à la surface du sol varie entre 0% (MIKE SHE-DAISY) et 100% (GLEAMS, annAGNPS, SoilFug, PestLCI) de la quantité initialement appliquée sur le sol. Seul un modèle (RZWQM) simule l'interception des pesticides par un mulch de résidus de culture lors de leur application. (3) Les modèles devraient mieux prendre en compte les mulchs (plastique, de résidus de culture et les plantes de couverture associées) et les autres pratiques innovantes afin de permettre la comparaison de la durabilité des systèmes de culture. (4) Seul I-phyBV considère la redéposition des pesticides dérivés. Un changement d'échelle est donc nécessaire dans les autres modèles afin de considérer cet effet. En ce qui concerne le changement d'échelle dans les modèles, les représentations topologiques apparaissent comme la voie la plus prometteuse pour prendre en compte les effets des pratiques agricoles sur les processus de transfert à l'échelle du bassin versant. (5) Les méthodes de représentation non conservatives de l'interception de pesticides par les zones tampons et les fossés dans les modèles (SWAT) peuvent fortement sous estimer les risques de pollution à l'exutoire de bassin versant par détournement des voies de transfert ou par remobilisation des pesticides interceptés. Finalement, nous proposons des recommandations pour améliorer les méthodes d'évaluation des effets des systèmes de culture.

Article publié Online First dans la revue Agronomy for Sustainable Development. La publication finale est disponible à link.springer.com - doi:10.1007/s13593-013-0176-3

Pesticide transfer models in crop and watershed systems. A review[1]

Pesticides – Catchment – Agricultural practice – Best management practice – Mitigation practice – Water pollution.

Abstract

Evidence for pesticides in water resources is widespread worldwide. Agricultural pesticides are an environmental hazard and a risk for human health. There is thus a substantial scientific and social demand for sustainable cropping systems, with less pesticide use. Assessing the sustainability of cropping systems for water resources requires pesticide transfer models at field and watershed scale. Here, we review the effects of agricultural practices on runoff, leaching, erosion and drift in eight watershed and nine field scale pesticide transfer models. Our main findings are that (1) Models say

[1] Les auteurs : Charles Mottes, Magalie Lesueur-Jannoyer, Marianne Le Bail, Eric Malézieux

they account for practices but their effects cannot be represented. We provide a method and four levels of practices to help users assess the effects of practices in models, using tillage as an example. (2) The conceptual structure of the model influences the distribution and transfer of pesticides. In models, the percentage of pesticides remaining on the soil surface after plowing ranges from 0% of the dose applied (MIKE SHE-DAISY) to 100% (GLEAMS, annAGNPS, SoilFug, PestLCI). Only one model (RZWQM) simulates pesticide interception by mulch during pesticide application. (3) Models need to better account for mulching (plastic, crop residues and associated crops) and other innovative practices on pesticide transfers to assess and compare the sustainability of cropping systems. (4) A change in scale is needed for drift in watershed models. Topological watershed representations are the most promising way to upscale the effects of practices. (5) Non-conservative calculations of pesticide interception by watershed mitigation structures (SWAT) should be carefully checked as they underestimate the risk of pollution at the outlet. How models simulate practices will no longer be a secret for model users who apply our methodology and recommendations when selecting a model. We provide recommendations for improving tools to assess practices in order to design sustainable cropping systems.

4.1. Introduction

In agriculture, the control of pests and weeds has always been a major problem worldwide. Since the 1930s-1940s, several families of chemical compounds have been synthesized to protect crops against pests and weeds while increasing yield and commercial quality (Fournier 2006; van der Werf 1996). This contributed to an unsustainable increase in yield, while pesticides and metabolites were spread throughout the environment with potentially negative impacts on ecosystems (Tilman et al. 2002) and on human health. Nowadays, despite progress in using ecological processes to manage agro-systems with less chemicals (Altieri 1995; Altieri and Nicholls 2000; Kogan 1998; Malézieux 2012; Rosset and Altieri 1997), in practice, the use of pesticides is still widespread and even in innovative practices such as no-till systems coupled with the use of herbicides (Alletto et al. 2010; Carof et al. 2007; Roger-Estrade et al. 2009).

Capel et al. (2001) analyzed the behavior of 39 pesticides at different scales in the USA and showed that the annual load of pesticides in streams as a percentage of use is usually less than 2% in large catchments (>100 000 ha). However, even if the rates of pesticides reaching rivers are usually low in catchments, pesticides pollute environmental compartments and food, leading to sanitary (Hjorth et al. 2011) and eco-toxicological issues (Chapman and Stranger 1992; Desneux et al. 2007; Tanji 1993; Warren et al. 2003). The impact of pesticides on the environment ranges from ecosystem disruption to human health risks related to the contamination of drinking water and food (Cabidoche and Lesueur-Jannoyer 2012; Daam and den Brink 2009; Finizio et al. 2001; Kruhm-Pimpl 1993).

The main processes involved in the fate of pesticides are degradation, retention, volatilization, drift, atmospheric dispersion, runoff and leaching (Calvet et al. 2005; van Dijk and Guicherit 1999; Holvoet et al. 2007b; Schiavon et al. 1995; van der Werf 1996). Once applied, the transfer of pesticides in the catchment depends on catchment hydrologic characteristics (Abbott et al. 1986a; Blanchard and Lerch 2000). Modeling these processes is one way to account for the response of a catchment to the combination of agricultural practices, the effects of which are difficult to test experimentally at such a scale (Arnold et al. 1998).

A catchment outlet combines the effects of agricultural practices and natural processes occurring at the catchment scale, including the type, timing and spatial position of the processes and practices (Figure II.5). Many field scale models have been developed to simulate pesticide transfer at field borders (Dubus and Surdyk 2006; Siimes and Kämäri 2003). In parallel, catchment scale models such as SHE (Abbott et al. 1986b) or TOPMODEL (Beven and Kirkby 1979) have been developed. Catchment models provide a simplified virtual representation of catchment functioning. Most catchment models simulate water and pollutant transfers. With increasing concern about water pollution by agricultural pesticides, there is the crucial need for models that deal with both scales. It is a known fact that, due to emergent processes at the catchment scale, the functioning of a catchment is more complex than a simple linear combination of emissions at the field scale (Cerdan et al. 2004; Shaman et al. 2004; Sivapalan 2006). However, catchment scale models were not designed to take the effects of agricultural practices on catchment response into account. Hence, the issue of including the effects of field scale agricultural practices in catchment scale models has led to the development of new models that can account for agricultural practices when estimating the contamination of streams by pesticides (Arnold et al. 1998).

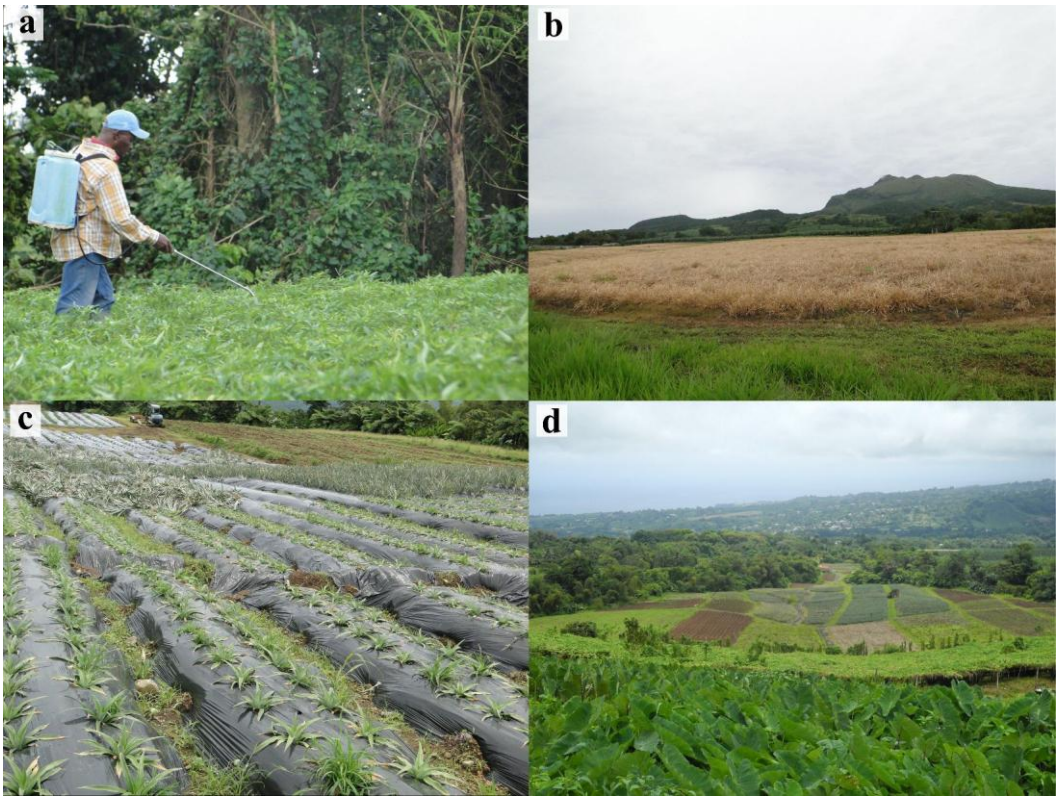


Figure II.5 Examples of agricultural practices which affect pesticide transfers in catchments: pesticide application (a), dead mulch ground cover (b), plastic mulch ground cover (c). Catchments are combinations of spatial units with different environmental characteristics resulting from practices (d) (Photos from Lesueur-Jannoyer)

As summarized by Kauark Leite (1990), pesticide transfer models at the catchment scale can serve several purposes: (i) estimating pollutant fluxes; (ii) estimating the risk of exceeding a particular concentration; (iii) describing and identifying transport mechanisms; (iv) locating and quantifying the importance of pollution sources and (v) evaluating the effects of agricultural practices on water quality. Assessing cropping system scenarios at the landscape scale is a major objective for agronomists (Martin et al. 2006; Meynard et al. 2001). Catchment scale models can help diagnose and identify combinations of practices and other environmental factors that contribute to water contamination by pesticides at the watershed outlet (Biarnes and Colin 2006; Luo and Zhang 2009). Catchment scale models may also be able to determine whether changes in practices will have a beneficial effect on water quality (Arabi et al. 2007). The results of the simulations can be used to categorize scenarios based on their potential effect on water quality (Tixier 2004; Tixier et al. 2007a; Zhang and Zhang 2011). A major challenge today is designing management oriented assessment tools that can be more easily used by catchment managers (Quilbé and Rousseau 2007), agricultural advisors (Bockstaller et al. 2008), or farmers themselves (Barreteau et al. 2008).

Although catchment scale models have been reviewed several times (Beckers and Degré 2011; Borah and Bera 2003; Holvoet et al. 2007b; Payraudeau and Gregoire 2012; Quilbé et al. 2006), these reviews focused on processes rather than on agricultural practices. Knowledge about practices is needed in models so that agronomists, managers, and developers can simulate existing and innovative practices. Modeling knowledge about farming practices will also help identify further research needs to enable the representation of agricultural practices in catchment scale models. Here, we propose a conceptual framework to determine if and how pesticide transfer models represent the effects of agricultural practices on the contamination of water by pesticides.

4.2. Methodology

4.2.1. Model selection

The models we identified for review and associated references are summarized in Table II.1. In the first step, we selected models representing whole catchments, not only specific catchment structures. Models were selected to represent the different types of catchment models identified in previous reviews: Following Quilbé et al. (2006), we selected management models (SWAT, annAGNPS, HSPF), research models (MIKE SHE, MHYDAS) and multimedia models (SoilFug). Following Payraudeau and Gregoire (2012), MIKE-SHE and MHYDAS represent physically based models, SWAT, annAGNPS and HSPF represent conceptual models and an environmental indicator (I-phyBV) was added to our selection set. Because of the huge amount of data needed to run simulation models, researchers are particularly interested in developing methods that require fewer input data such as multimedia models (Mackay 2001) or environmental indicators. Environmental indicators have been optimized for management purposes which makes them good candidates for the assessment of practices by agronomists (Devillers et al. 2005; Maraite et al. 2004; Wohlfahrt et al. 2010). To ensure that the selected assessment tools were representative of their diversity, we searched the Web of Knowledge up to May 2012 using the following keywords: “[Topic=(model*) AND Topic=(pesticide*) AND Topic=(practice*) AND (Topic=(catchment*) OR Topic=(watershed*))]”. The results obtained confirmed our preselected list of assessment tools. For purposes of comparison, we completed the set of models with the geoPEARL model (a physically based research model) that assesses the contribution of practices to groundwater loading by pesticides at a regional scale. Finally, we searched for available documentation to validate the height assessment tools at the catchment scale: annAGNPS, geoPEARL, HSPF, I-phyBV, MHYDAS, MIKE SHE, SoilFug and SWAT. To avoid unnecessary repetition, the term ‘model’ is used hereafter to qualify all selected assessment tools including simulation models and indicators.

Models	References
annAGNPS	Young et al. 1994[a]; Bingner et al. 2011[b] ; Young et al. 1989[c]; Yuan et al. 2008[e] ;
geoPEARL	Tiktak et al. 2003[ab]; Tiktak et al. 2004[a]; Tiktak et al. 2002[ce]
GLEAMS	Knisel and Walter 1993[ab]; Leonard et al. 1987[c]; Knisel et al. 1995[d]; Knisel et al. 1989[e]; Magliola and Knisel 1992[e]
HSPF	Bicknell et al. 1996[ab]; Donigian et al. 1995[c] ; Mohamoud et al. 2010[d]
I-pest	van der Werf and Zimmer 1998[c]; Roussel et al. 2000[e]
I-phyBV	Thiollet-Scholtus 2004[c]; Wohlfahrt 2008[c]
MACRO	Stenemo and Jarvis 2010[a]; Larsbo and Jarvis 2003[b]; Jarvis et al. 1997[c]
MHYDAS	Charlier 2007[b]; Moussa et al. 2002[c] ; Moussa et al. 2010[c] ; Moussa et al. 2003[e]
MIKE SHE	DHI 2007a[a]; DHI 2007b[b]; Styczen et al. 2004[b]; Abbott et al. 1986ab[c] ; Refsgaard and Storm 1995[c] ; Styczen et al. 1999[e]; de Bruyn et al. 2006[e];
PEARL	Tiktak et al. 2000[a]; Leistra et al. 2001[b]
PestLCI	Birkved and Hauschild 2006[c]
PRZM	Suarez 2005[ab]; Carsel et al. 1985[c]
R-pest	Tixier 2004[be]; Tixier et al. 2007[ce]
RZWQM	Ahuja et al. 2000[b]; Wauchope et al. 2004[b]; Ma et al. 2001[cd] ; Malone et al. 2004[e]
SoilFug	Barra et al. 1995[c]; Barra et al. 2000[c] ; di Guardo et al. 1994[c]
SWAT	Arnold et al. 2011[a]; Neitsch et al. 2011[b]; Arnold et al. 1998[c]; Srinivasan et al. 1998[c] ; Arabi et al. 2008[d] ; Zhang and Zhang 2011[e]

Table II.1 Models and associated references. [a]: User manuals; [b]: Technical or theoretical guides; [c]: General or initial publications; [d]: Publication on practices; [e]: Model uses; grey background: catchment scale model; white background: field scale model

Analysis of the structure of the MIKE SHE, MHYDAS and HSPF models showed that they were developed primarily at the catchment scale. The other models were based on previously developed pesticide transfer models at the field scale (CREAMS, GLEAMS, PEARL and I-pest). The field scale models have been adapted so they can be incorporated in catchment scale models and, as a result, they do not exactly match the stand alone field scale versions. Two catchment scale models (HPSF and MIKE SHE) have been bridged to field scale models to improve their representation of field scale practices and processes. PRZM was bridged to HSPF by the PZ2HSPF Bridge Program (Suarez 2005) and DAISY (Abrahamsen and Hansen 2000) and MACRO were bridged to MIKE SHE (van der Keur

et al. 2011; Styczen et al. 1999). Pesticide transfer models at the field scale and crop models coupled with pesticide transfer models at the catchment scale are summarized in Table II.2.

Catchment models	Field scale pesticide models	Field scale crop models
annAGNPS	CREAMS	EPIC
geoPEARL	PEARL	WOFOST
HSPF	included/PRZM	generic
I-phyBV	I-pest	none
MHYDAS	included	none
MIKE SHE	MIKE SHE AD/ MACRO/DAISY	included/ MACRO/DAISY
SoilFug	included	simple
SWAT	GLEAMS	EPIC

Table II.2 Catchment scale models and associated field scale models. Each line of the table shows the field scale pesticide and crop models that have been integrated or bridged to each catchment model

In the second step, we selected field scale models for review because they were developed specifically to assess the effects of agricultural practices on pesticides transfers at the field border and are used to generate inputs for catchment models. We found three field-scale models (RZQWM, R-pest and PestLCI) with documented descriptions of practice. As to our knowledge, they had not been associated with pesticide transfer models at the catchment scale, we also reviewed them for the purpose of comparison. GLEAMS is an update of CREAMS with improved groundwater capacities (Knisel and Walter 1980; Leonard et al. 1987), so we only reviewed GLEAMS.

For each model, we selected a set of documents including the manual, the technical guide, publications associated with the development of the model, and publications related to its use for diagnosis or simulation studies (Table II.1). When the authors published a special paper to explain how to represent agricultural practices in the model, the paper was included in the set. Unfortunately, not all documents were available for the models we selected (Table II.1). This finding revealed a lack of homogeneity in the framework associated with model development and documentation, especially for user manuals, and the focus of this review: publications on practices.

4.2.2. Conceptual framework

In agricultural catchments, pesticides may be applied on fields (Real 2004), on field borders such as hedges (Moonen and Marshall 2001), and on tracks and roads (Huang et al. 2004). As diffuse pollution results from pesticides applied on fields (Levillain et al. 2012), we focused on the effects of agricultural practices on the fate of pesticides applied on fields.

At field and catchment scales, the general mechanisms that influence pesticide transfers can be represented as shown in Figure II.6: (i) Agricultural practices modify variables describing environmental characteristics (such as soil hydraulic properties or ground cover) of one or more environmental compartments (such as soil or plants). (ii) Variables describing environmental characteristics modify the response of the simulated processes according to the variables defining the climate. (iii) The resulting hydrologic and biophysical processes modify environmental characteristics. For instance, tillage affects (i) soil hydraulic properties which, in turn, modify (ii) different hydrologic processes (leaching, runoff) that occur in soil after a rainfall event (Alletto et al. 2010). The resulting water fluxes modify (iii) the pesticide content and distribution in the soil due to leaching or runoff. In Fig. 2, decisional relationship arrows represent the farmer's decisions concerning which practices to use in a given field depending on its climatic and environmental characteristics. For instance, herbicide applications can use a threshold based on weed height, but no herbicide applications are performed on rainy days. In this review, we focused on the simulation of the effects of practices on points (i) and (ii) only. The effects of processes on environmental characteristics as well as decision models for applications of practices are not discussed in this article.

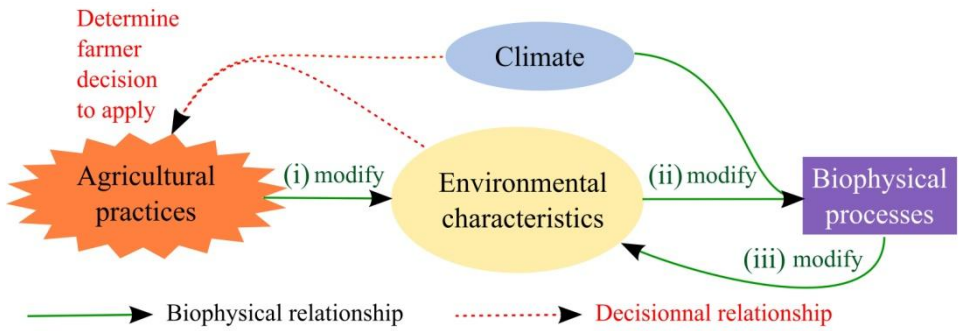


Figure II.6 Relationships between agricultural practices and pesticide transfer related processes: (i) Agricultural practices modify variables describing environmental characteristics (such as hydraulic properties or ground cover). (ii) Variables describing environmental characteristics modify the response of the simulated processes according to the variables defining climate. (iii) The resulting processes modify the environmental characteristics

4.2.3. Selection of practices and processes

We review models at both the field and the catchment scales. The models have different objectives and thus do not simulate exactly the same categories of processes. Field models simulate production of flows but do not simulate flow transfers, whereas catchment models simulate both the production and transfer of flows. We took this difference into account in the selection of the practices and processes analyzed in our review. The relations between practices and processes analyzed in this review are not exhaustive but suffice to discuss the conclusions which can be drawn by using our conceptual analysis framework. Holvoet et al. (2007b) report that contamination of rivers can be significantly reduced by

reducing pesticide use, and by applying practices to control runoff and erosion, along with drift reducing measures. We thus chose to analyze the effects of practices on **runoff/infiltration, erosion and drift**. These processes are produced at field scale and transferred at catchment scale making it possible to discuss the change in scale. The main environmental characteristics found to affect pesticide transfers toward the identified processes were ground cover, soil water content, the distribution of pesticides in the different environmental compartments, soil hydraulic properties, soil erodibility and soil organic matter content (Alletto et al. 2010; Leonard 1990). The main field scale practices found to affect the above mentioned environmental characteristics were pesticide application, tillage, manure application, mulching, cover cropping, crop plantation, crop harvest, mowing, clearing, pruning and irrigation (Alletto et al. 2010; Hartwig and Ammon 2002; Walter et al. 1979). We selected four types of practices based on their effects: (1) **pesticide applications** make pesticides available in the different environmental compartments; (2) **tillage**, which has drastic effects on most of the environmental characteristics that affect pesticide transfer (soil hydraulic properties, soil erodibility, soil ground cover, soil organic matter, and pesticide distribution in soil); (3) **practices associated with the management of ground cover** (tillage, impervious mulching, mulching using plant residues, cover cropping, crop plantation, crop harvest, mowing, clearing and pruning), which make it possible to compare the models' representation of innovative practices (impervious mulching, plant residue mulching, cover cropping) with their representation of conventional practices (tillage); and (4) **catchment practices** that interact with pesticide flows. The catchment practices identified as affecting pesticide flow in catchments were **buffer zones, waterways, ditches**, tile drainage, and ponds (Reichenberger et al. 2007; Rice et al. 2007).

To conduct a broad yet in-depth analysis of the modeled agricultural practices, we selected specific relationships between practices and processes (Table II.3). Other processes or practices were not included in our in-depth analysis either because the lack of information on the effect of certain practices (retention, degradation) would spoil the comparison or because their representation was not a priority for catchment modelers (volatilization).

Practices	Environmental characteristics	Processes	Sections
Tillage	Soil hydraulic properties	Runoff/infiltration	4.3.2.
Tillage	Erodibility	Erosion	4.3.3.
Tillage	Ground cover	Runoff/infiltration	4.3.2. - 4.5.1.
Tillage	Ground cover	Erosion	4.3.3. - 4.5.1.
Tillage	Pesticide vertical distribution in soil	Runoff/infiltration	4.4.1.
Pesticide application	Amount of pesticides in environmental compartments	Various depending on models and compartments	4.4.2.
Pesticide application	Amount of pesticide in air	Drift redeposition	4.6.2.
Plastic mulching	Impervious ground cover	Multiple, no specific example	4.5.2.
Crop residues mulching	Pervious ground cover		4.5.3.
Cover crop mulching	Pervious ground cover		4.5.4.
Ditch and waterway	Vegetative cover and size	Runoff and erosion interception	4.7.1.
Buffer zone	Vegetative cover and size	Runoff and erosion interception	4.7.2.

Table II.3 Relationships between practices, environmental characteristics and processes analyzed in the review. Each line corresponds to a relationship. The first column gives the practice, the second column gives the environmental characteristic affected by the practice and the third column gives the process affected by the modification of the environmental characteristic. The last column indicates the sections of the article discussing each relationship

4.2.4. Data analysis

First, we compared models on the basis of whether they accounted for our subset of selected practices (pesticide application, tillage and mulching) (Table II.4). It is important to note that this study relies on a literature analysis only. None of the models we reviewed were tested. We analyzed the methods and scientific knowledge used to represent the effect of identified practices on runoff, infiltration, erosion and drift according to our conceptual framework. Then, we classified our results under five points with illustrations of specific practices:

We found different levels of integration of practices in models. We discuss the levels of integration based on the effects of tillage on runoff through soil hydraulic properties and soil cover and the effects of tillage on erosion through erodibility (§4.3.). We found different pesticide application practices represented in models as well as various tillage mixing algorithms and wondered about their effects on pesticide transfers (§4.4.). We discuss whether models simulate innovative agricultural practices by analyzing practices related to ground cover management (impervious plastic mulching, mulching using plant residues and associated cover cropping) (§4.5.). We discuss problems of changes in scale by analyzing how space is represented in catchment models, and how drift and drift redeposition are modeled (§4.6.). We also checked whether and how catchment practices (buffer zones and ditches) had been integrated in the models (§4.7.).

In section 4, we compare the algorithms used to represent the effects of tillage on pesticide distribution in the soil profile by simulating pesticide distribution in soil layers using the tillage algorithms found in the models. To this end, we simulated a moldboard plow tillage operation at 30 cm depth from an initial situation of 10 $kg.ha^{-1}$ of pesticides applied to the first 1 cm of the soil. For the simulation, the soil was represented as having 11 layers and a depth of 50 cm. The first layer was 10 mm deep, the second 40 mm and the other eight were each 50 mm deep. Figure 4 presents the simulation results.

4.3. Levels of integration of practices

Table II.4 summarizes the reviewed cropping system practices implemented in pesticide transfer models at both catchment and field scales. To illustrate the levels of integration of practices in the models, we focused on the effect of tillage on runoff and erosion through soil hydraulic properties, soil cover, and soil erodibility. Using the analytical framework depicted in Figure II.6, we found four levels of integration of the effect of a practice on processes related to pesticide transfers (Figure II.7):

Level 1: The process is not represented by the model. As a result, the effects of practices on the process cannot be represented. For instance, MACRO, PEARL, geoPEARL, I-pest, I-phy-BV, PestLCI, RZWQM and SoilFug models do not have an erosion module, which implies that tillage operations do not affect pesticide transfers through erosion even though it is known that tillage affects soil structure hence favoring soil and soil-bound pesticide transfers (Alletto et al. 2010; Takken et al. 2001).

Level 2: The process is represented by the model but the environmental characteristic has no effect on the process or, in continuous models, the environmental characteristic cannot be modified during the course of the simulation. For instance, SoilFug simulates the runoff process but the process does not depend on soil hydraulic properties. PestLCI has a parameter that partially represents soil hydraulic properties but it depends only on sand content of the soil and cannot be modified even though it is known that tillage affects soil hydraulic properties leading to modifications in runoff and infiltration processes (Cresswell et al. 1993; Wu et al. 1992).

Level 3: The process is represented and depends on an environmental characteristic. However, there is no module in the model to estimate the effect of the practice on the environmental characteristic concerned. For instance, HSPF, MHYDAS, MIKE-SHE and I-phyBV simulate runoff and infiltration. They have parameters that are presented as being modified by tillage practices. However, the value of the parameters has to be supplied by the user and is not simulated by a module in the model.

Level 4: Environmental characteristics and the process are fully integrated in the model. Environmental characteristic values are calculated from the application of practices and have direct or

indirect effects on pesticide transfer processes. For instance, GLEAMS, MACRO, RZQWM, R-pest, PRZM, SWAT and annAGNPS simulate the effect of tillage on soil hydraulic properties which in turn, affects the runoff and infiltration processes and the resulting pesticide transfers.

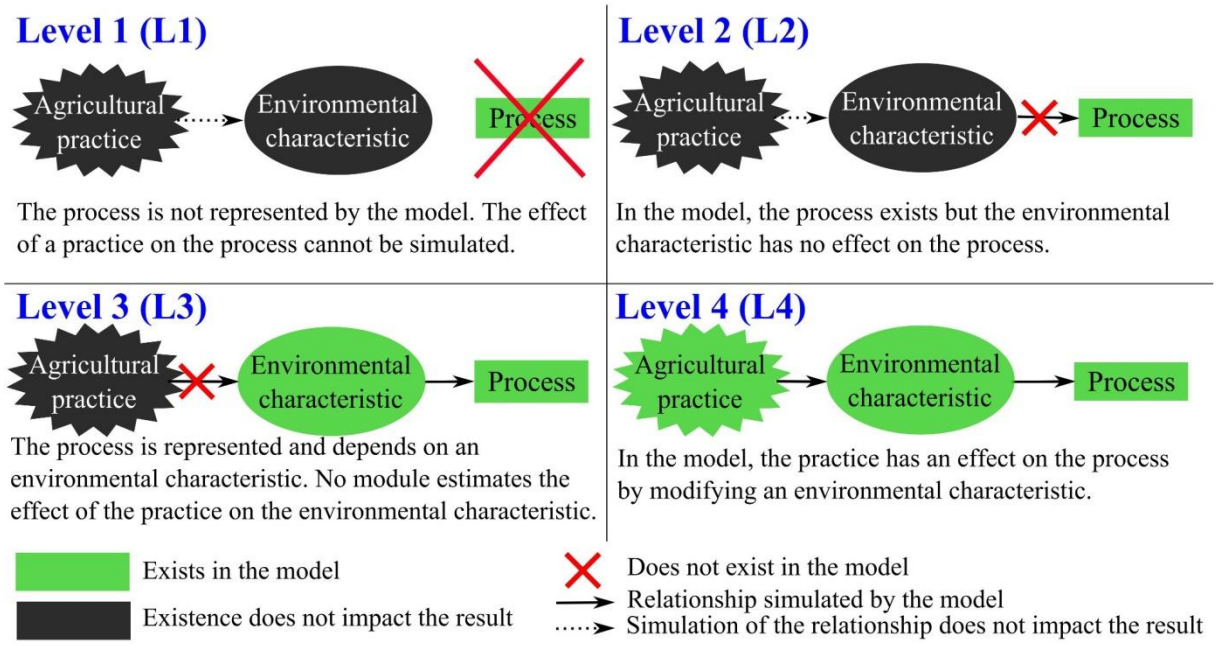


Figure II.7 The four levels of integration of the effect of agricultural practices on processes in models

Table II.4 shows that most models do not simulate erosion and are thus unable to assess the effects of any practice on pesticide transfers caused by erosion. Most field scale models integrate the effects of tillage on runoff and infiltration at level 4. In catchment scale models, except for annAGNPS and SWAT, the integration of the effects of tillage is below level 4. Nevertheless, the levels of integration are improved by bridging catchment scale models to field scale models (HSPF). We also found that the representation of time in a model constrains the level of integration of the effects of agricultural practices on processes (§4.3.1.). Finally, we found that different models rely on the same method to simulate the effect of an agricultural practice on a process and that only a few methods integrate the practice at level 4 (§4.3.2. , §4.3.3. , §4.3.4.).

Models	Pesticide application effects on		Tillage effects on				Mulching using			
	(1) drift	(2) dose partition	(3) pesticide runoff and infiltration through pesticide distribution in soil	(4) runoff and infiltration through ground cover	(5) runoff and infiltration through soil hydraulic properties	(6) erosion through erodibility	(7) impervious mulch	(8) ground cover by plant residues	(9) crop growth and mixed cropping	(10) pruning clearing mowing
annAGNPS	–	SC	L3	L4	L4	L4	–	X	1	–
geoPEARL	–	SC	L4	L2	L3	L1	–	–	1	–
GLEAMS	X[a]	SC	L3	L4	L4	L4	–	X	1	–
HSPF	X[a]	SC[P]	L3-L4[Pc]	L3-L4[P]	L3-L4[P]	L3-L4[P]	–	X[P]	1-1[P]	–
I-pest	X[b]	SC	L2	L3	L3	L1	–	–	–	–
I-phyBV	X[b]	SC	L2	L3	L3	L2	–	X	NS	–
MACRO	X[a]	SC	L3	L2	L4	L1	–	–	1	–
MHYDAS	–	–	L3	L2	L3	L3	–	–	NS	–
MIKE SHE	X[aM]	S-SC[DM]	L3-L4[D]-L3[M]	L2-L2[D]-L2[M]	L3-L3[D]-L4[M]	L3-L1[D]-L1[M]	–	X[D]	1	–
PEARL	–	SC	L4	L2	L3	L1	–	–	1	–
PestLCI	X[a]	SC	L2	L2	L2	L1	–	–	1	–
PRZM	X[a]	SC	L4[c]	L4	L4	L4	–	X	1	–
R-pest	–	S	L2	L4	L4	L4	–	X	B + W	X
RZWQM	X[a]	SCMulch	L4	L2	L4	L1	–	X	1	–
SoilFug	–	–	L2	L2	L2	L1	–	–	1	–
SWAT	X[a]	SC	L4	L4	L4	L4	–	X	Mult + W	X[%]

Table II.4 Effects of cropping system practices on environmental characteristics affecting pesticide transfers in the reviewed models. grey background: catchment scale model; white background: field scale model. **General legend** X taken into account in the model; – not taken into account in the model or undocumented; L1 level 1 of practice integration (process not simulated by the model); L2 level 2 of practice integration (process is independent from the environmental characteristic); L3 level 3 of practice integration (no simulation of the effect of the practice on the environmental characteristic but simulation of the effect of environmental characteristic on process); L4 level 4 of practice integration (practice effect on process is simulated by the model); NS not simulated but a value can be input manually by the user. [P] using PRZM as field model; [D] using DAISY as field model; [M] using MACRO as field model. **Column (1) legend** [a] loss only; [b] drift deposition estimation. **Column (2) legend** Compartments considered during the pesticide application partitioning algorithm: S Soil; C Crop(s); Mulch Mulch. **Column (3) legend** [c] distribution possible only during pesticide applications. **Column (9) legend** Number of simultaneous crops which can be simulated by the model; W weeds simulation; Mult multiple crops (theoretically no limits); B specific to banana cropping systems. **Column (10) legend** [%] partial representation

4.3.1. Continuous and event models

Borah and Bera (2003), Quilbé et al. (2006) and Payraudeau and Gregoire (2012) divided catchment scale models into two categories: event models and continuous models. Event models simulate catchment response to a single rainfall event and are thus short term response models, whereas continuous models simulate rainfall events as well as changes in the catchment between rainfall events. The resulting total simulation period can last from less than 10 years to more than 40 years (Borah and Bera 2004). Our conclusion is that event models (I-pest, I-phy-BV and MHYDAS) do not simulate the effects of agricultural practices on environmental characteristics. In such models, the initial values of environmental characteristics have to be estimated or measured prior to the simulation (integration at level 3). For instance, MHYDAS associates soil-saturated hydraulic conductivity values with different cropping system components, such as tilled fields or untilled fields, prior to the calculation (Moussa et al. 2002); I-phyBV indicator values are inferred from MHYDAS simulation results using the Monte Carlo procedure (Wohlfahrt 2008) or expert parameterization based on soil hydraulic conductivity at saturation characteristics (Thiollet-Scholtus 2004). Conversely, the 14 continuous models (annAGNPS, geoPEARL, GLEAMS, HSPF, MACRO, MIKE SHE, PEARL, PestLCI, PRZM, R-pest, RZWQM, SoilFug, and SWAT) make it possible to integrate practices at level 4 as they at least simulate changes in one environmental characteristic (crop cover). However, this is not the case for all processes, as only six models integrate the effect of tillage on runoff by incorporating crop residues at level 4 (annAGNPS, GLEAMS, PRZM, RZQWM, R-pest and SWAT) and only five integrate the effect of tillage on erosion by modifying the erodibility characteristic at level 4 (annAGNPS, GLEAMS, PRZM, R-pest and SWAT) (Table II.4).

4.3.2. Tillage and runoff

Three methods are used to produce runoff in models. The first is the curve number (CN) method (USDA 1986). The curve number is a lumped parameter that includes the effect of land use and surface conditions, among other characteristics (Ponce and Hawkins 1996). Surface conditions include the effects of ground cover. GLEAMS, SWAT, annAGNPS and PRZM use a curve number parameter to simulate runoff. The curve numbers are estimated using the values available in USDA (1986), which were recently updated (USDA 2012) and include the effects of both soil hydraulic properties and ground cover (level 4).

The second is the EPIC method. RZWQM and MACRO solve Richards' equation to produce runoff. More information on methods used to simulate water and pollutant flows in soil macropores is available in Simunek et al. (2003) and in Köhne et al. (2009a; 2009b). RZWQM and MACRO require soil hydraulic properties and use the same algorithm to estimate changes in soil hydraulic properties after tillage. Soil hydraulic properties rely on the soil bulk density, which is the result of tillage

operations and soil reconsolidation. In both models, the method used to predict soil bulk density after tillage is based on the EPIC model (Williams et al. 1984) which uses a tillage intensity factor and a consolidation bulk density. The EPIC method comes with tillage intensity factors for various tillage tools (Rojas and Ahuja 2000; Williams et al. 1990). The EPIC method is thus level 4 for soil hydraulic properties, but for runoff through ground cover is only level 2, since ground cover is not represented as affecting runoff. In HSPF, ground cover restricts the velocity of runoff and reduces the total quantity of runoff by allowing more time for infiltration. HSPF has no tillage module (Level 3) unless coupled to PRZM (Level 4).

The last method comes with R-pest. Runoff is calculated as a function of soil hydraulic properties (soil compaction), tillage direction and ground cover. All tillage practices have the same effect on the soil compaction indicator and ground cover by decreasing their values to the minimum values (0 and 0%). Tillage is thus integrated at level 4 but relies on extreme modifications of environmental characteristics.

4.3.3. Tillage and erosion

Models that use the Universal Soil Loss Equation (USLE) (Wischmeier and Smith 1978) or its derivative, the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) (Renard et al. 1997) to simulate erosion integrate tillage effects at level 4. In these methods, two factors of the equation, C and P, stand for the effect of the cropping system and the erosion control practices on soil erodibility, respectively. The C factor is modified by tillage practices, whereas the P factor stands for more structural tillage practices (contour tillage, strip cropping). AnnAGNPS, GLEAMS and PRZM use a surface roughness coefficient, which is modified by tillage, to calculate the C coefficient. Databases that can be used for this calculation are available in Sharpley and Williams (1990), Wischmeier and Smith (1978) or the specific model documentation. The Universal Soil Loss Equation is used by models that use curve numbers to simulate runoff. As for runoff, R-pest integrates the effect of tillage on erosion at level 4 using extreme modifications of soil compaction and soil cover.

MIKE SHE and MHYDAS use physically based methods to represent soil erosion. MHYDAS uses MHYDAS-EROSION (Gumiere et al. 2010). The MIKE SHE erosion module is based on the European Soil Erosion Model (EUROSEM) (Morgan et al. 1998). In both models, erosion is presented as being modified by tillage but there is no module to estimate the effects of tillage on erosion (Level 3). Instead, models use calibrated data or measured data on fields that are tilled or not tilled (Gumiere et al. 2010). In MHYDAS, the soil cover is not represented but its effect on erosion can be taken into account using the Manning roughness coefficient. MIKE-SHE reduces rainfall energy by crop canopy interception.

4.3.4. Data requirements

Despite the large number of studies reviewed by Alletto et al. (2010) that report the effects of tillage on the fate of pesticides, tillage integration at level 4 is limited to global trends of cropping systems such as conventional tillage and conservation tillage. This confirms the lack of available knowledge to parameterize the effects of tillage on pesticide transfers. For instance, the curve number and the Universal Soil Loss Equation can be used to estimate the effect of conventional and conservation tillage on runoff and erosion, respectively. Each tillage modality works with two possible tillage directions: straight rows or contouring. Other authors integrate tillage at level 4 using only one tillage modality leading to modifications of environmental characteristic to extreme values (R-pest). Other methods with the highest tillage resolution (choice of tool) such as the EPIC method, were perhaps not integrated in the catchment scale models because these models focus on the effect of tillage on runoff using only soil hydraulic properties and do not consider the other effects of tillage on runoff (ground cover) or on other processes (erosion).

4.4. Pesticide distribution

When pesticides are applied to fields, the dose is split between the different environmental compartments (plant, soil, air, mulch). The distribution of pesticides in the field influences whether they are subject to transfer and degradation processes such as washoff, runoff, volatilization, leaching, photodegradation, bacterial metabolism and hydrolysis (Barriuso 2004). For instance, pesticides that are incorporated into the soil are less exposed to volatilization and runoff than pesticides applied on the surface of the soil (Larson et al. 1995). Pesticides applied on plants are subject to washoff, photodegradation and plant absorption, whereas pesticides in the soil are not (Calvet et al. 2005; Galiulin et al. 2002; Norris 1974). Pesticide distribution at field scale determines the pathways of the pesticide to the catchment outlet. For instance, Charlier et al. (2009a) showed that, in the specific case of a catchment with shallow groundwater connected to surface water, pesticide transfers by runoff cause peaks of high pesticide concentrations in the stream, whereas shallow groundwater flows buffer pesticide concentrations by diluting and spreading pesticides over time leading to chronic contamination of the stream. To illustrate the potential effects of model structures and model algorithms on cropping systems assessment, we present practices that directly affect the distribution of pesticides in fields: tillage (§4.4.1.), and pesticide applications (§4.4.2.).

4.4.1. Tillage effects

To simulate the redistribution of chemicals during tillage, models have to use a layered representation of the soil. Seven models do not represent the effect of tillage on pesticide redistribution in the soil (annAGNPS, GLEAMS, I-pest, I-phyBV, PestLCI, R-pest and SoilFug). Among them, four models (I-

pest, I-phyBV, R-pest and SoilFug) have no layered representation of the soil. These models cannot represent the vertical heterogeneity of soil pesticide contents. AnnAGNPS, GLEAMS and PestLCI have a layered soil representation but either lack a module for representing soil mixing by tillage (PestLCI) or they have one for nutrients but not for pesticides (annAGNPS and GLEAMS).

PEARL, SWAT, RZWQM, MACRO and PRZM have a pesticide mixing module. The simplest module for tillage mixing is the one in PEARL. The module mixes the amount of pesticides uniformly throughout the tillage depth (Figure II.8b). Only tillage depth is needed in this case. The SWAT and RZWQM mixing modules (Figure II.8c) require two parameters to estimate chemical mixing in soil layers: depth and mixing efficiency. The efficiency is the fraction of pesticide mixed uniformly in the tilled layers. When coupled to the DAISY field model, the MIKE SHE model has a mixing module with two basic actions: mix and swap. With the mix effect, pesticides are averaged throughout the tillage depth. Swap simulates the inversion effect of tillage. When swap is enabled, DAISY considers two equal sub-layers that are swapped around by tillage after being mixed separately (Figure II.8d). PRZM and MACRO consider the effect of tillage on pesticide distribution in the soil only if tillage is performed on the same day as pesticide application. In these models, subsequent tillage operations have no effect on pesticide distribution in soil layers. Suarez (2005) gives the links between tillage practices and the different tillage algorithms used by these two models.

Tillage algorithms result in different vertical distributions of pesticides, making different amounts of pesticide available for the transfer processes such as runoff and percolation in the soil. Here we consider that only pesticides in the top layer are available for runoff. After the operation presented in Figure II.8, the soil surface holds 0.33 $kg.ha^{-1}$ of pesticide with PEARL. The RZWQM and SWAT algorithm resulted in more than twice this amount (0.81 $kg.ha^{-1}$) at the soil surface whereas the DAISY algorithm does not make any pesticides available to the soil surface (0 $kg.ha^{-1}$). Models with no tillage algorithm for pesticides assume the total amount of pesticides applied (10 $kg.ha^{-1}$) is available for runoff. These differences can lead to simulations of contrasting behaviors of pesticides in the catchment by modifying the transfer pathways.

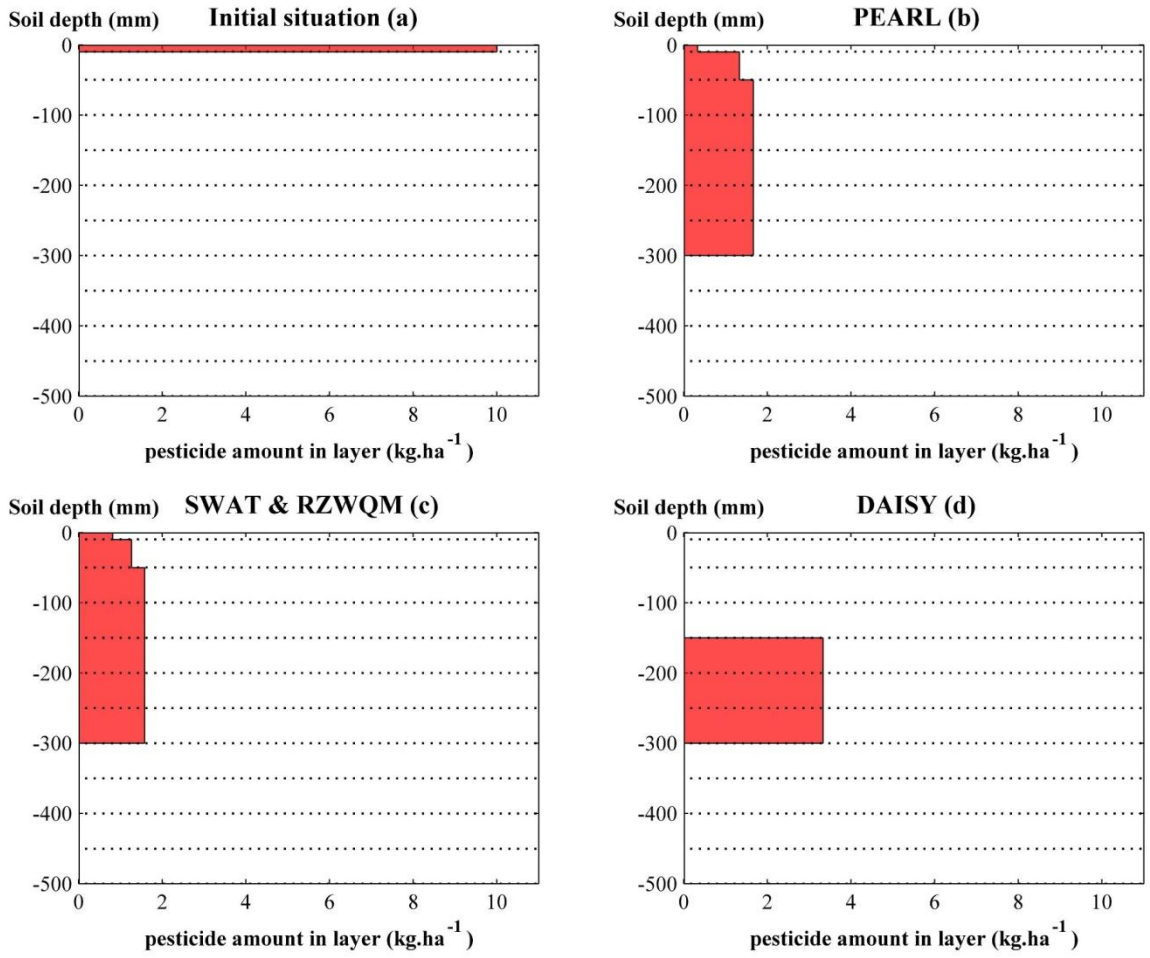


Figure II.8 Comparison of the effects of the tillage algorithms found in models on the vertical distribution of pesticides in the soil profile. Tillage is a moldboard plow operation at 30 cm depth from an initial situation of 10 kg/ha of pesticides applied to the first 1 cm layer of the soil. The soil was represented as having 11 layers and a depth of 50 cm. The first layer was 10 mm deep, the second 40 mm and the other eight were each 50 mm deep. **(a)** Initial situation or models without tillage algorithm. **(b)** PEARL (Pesticide Emission at Regional and Local scales) tillage algorithm. **(c)** SWAT (Soil and Water Assessment Tool) and RZWQM (Root Zone Water Quality Model) algorithm, the mixing efficiency parameter is set to 0.95 as indicated in the documentation of the models. **(d)** DAISY (not an acronym) algorithm

4.4.2. Pesticide application practices

Pesticide application practices lead to several different distributions of the pesticides applied to the different compartments such as crops, cover crops, weeds and residues as well as their distribution in the soil profile. In the models we reviewed, we identified different height representations of pesticide application practices affecting pesticide distribution in environmental compartments (Table II.5).

Models	Above canopy broadcast	Soil broadcast	Incorporation with tillage	Foliar application	Application in irrigation water	Slow release application	Injection in soil	Band or localized application
annAGNPS	X	X	X	X	–	–	–	–
geoPEARL	X	X	X	X	–	–	X	–
GLEAMS	X	X	X	X	X	–	X	X
HSPF	See PRZM via PZ2HSPF							
I-pest	X	–	X	–	–	–	–	–
I-phyBV	X	X	X	–	–	–	X	–
MACRO	X	X	X	–	–	–	X	X
MHYDAS	Not documented							
MIKE SHE	X[b]	–	–	–	–	–	–	–
PEARL	X	X	X	X	–	–	X	–
PestLCI	X	–	–	–	–	–	–	–
PRZM	X	X	X	–	–	–	X	X
R-pest	–	X	–	–	–	–	–	–
RZWQM	X[a]	X	X	X	X	X	X	–
SoilFug	Not documented							
SWAT	X	–	X[c]	–	–	–	–	–

Table II.5 Pesticide application practices available in models. X taken into account in the model; – not taken into account in the model or undocumented; [a] pesticide interception by crop residues; [b] using DAISY as field model; [c] only after an above canopy broadcast application; grey background: catchment scale model; white background: field scale model; *Above canopy broadcast:* the pesticide is sprayed uniformly above the crop canopy; *Soil broadcast:* the pesticide is directly applied on the soil; *Foliar application:* the pesticide is applied to the leaves using manual or vertical mechanical pulverization; *Application in irrigation water:* the pesticide is diluted in irrigation water; *Slow release application:* the formulation of the pesticide results in a slow release of the pesticide in or on soil; *Injection in soil:* the pesticide is applied at a certain depth in the soil; *Band or localized application:* the pesticide is applied in parallel bands or in specific places such as on or between the rows

Above canopy broadcast application is a practice included in all continuous models as well as in indicators. It stands for spraying pesticide uniformly above the crop canopy. In models, the amount of pesticide applied is linearly intercepted by the crop on the basis of crop coverage with the remaining fraction reaching compartments located under the crop, i.e. the mulch and the soil. In GLEAMS, the intercepted fraction has to be indicated manually. PRZM and MACRO account for a linear or an exponential filtration by crop canopy. Among the models reviewed, only RZWQM simulates the interception of pesticides by a mulch of crop residues before they reach the soil (Table II.5).

Soil broadcast means the pesticide is directly applied on the soil. In models, this is represented by directly adding non-drifted pesticides to the soil. In this case, no interception by any environmental compartments other than soil is simulated. If soil is layered, pesticide is added to the first centimeter of soil (GLEAMS, annAGNPS and RZWQM); pesticide is distributed to 4 cm, linearly decreasing with

depth (PRZM and MACRO); or pesticide is added to the top computation layer (PEARL and geoPEARL). If soil is not layered, pesticide is homogenously mixed in the soil.

Foliar application means the pesticide is applied to the leaves using manual or vertical mechanical pulverization. In models, it is simulated by adding non-drifted pesticides to the crop compartment only.

The use of *slow release* (microencapsulated) pesticide formulations (Shasha et al. 1976; Sinclair 1973) is simulated only in RZWQM using a time dependant amount of pesticide available from an initial stock.

Injection in the soil is the application of the pesticide at a certain depth in the soil with or without pressure (All and Dutcher 1977). It is usually used for fumigation purposes. In models, it is simulated by concentrating pesticides at a specific depth in the soil.

Band application and localized application means the pesticide is applied in parallel bands or in specific places such as on or between the rows. In GLEAMS, band application decreases the total amount of pesticide applied to fields compared to a broadcast application (Knisel et al. 1995). It accounts for the ratio of the treated area and the total area of the field. In MACRO and PRZM, however, localized pesticide applications attracted our attention. Indeed, the horizontal distribution of pesticides on fields resulting from localized applications is represented by a vertical depth-dependant distribution of pesticide in the soil profile (Suarez 2005). These two models use their conceptual vertical discretization to represent the effect of practices leading to heterogeneous horizontal distribution of pesticides in the soil.

Even if an application method is taken into account, its effect on pesticide transfers relies on the conceptual compartmentalization of the model. For instance, RZWQM is the only model we reviewed in which mulch intercepts pesticides. The other models do not simulate mulch or do not simulate pesticide interception by mulch (Table II.4 and Table II.5). This impacts the whole simulation of pesticide fate as the pesticides in these different environmental compartments are not subject to the same processes.

4.5. Innovative practices: ground cover management

Ground cover is a key environmental characteristic affecting pesticide transfer processes such as runoff, volatilization, and erosion (Alletto et al. 2010; Antonious and Byers 1997; Bartley et al. 2006; Foltz 2012; Gish et al. 1995). Ground cover can take the form of pervious or impervious mulches, and these have contrasting effects on pesticide transfers. Pervious mulch made of dead or living plants reduces runoff (Dabney 1998; Findeling et al. 2003) whereas impervious mulches (such as plastic

mulch) favor runoff (Rice et al. 2001). Pervious mulch results from a combination of practices and processes such as planting a crop and a cover crop, the growth and development of both along with spontaneous weeds. Weeding or mowing transforms living mulch into dead mulch if not removed. Tillage incorporates mulches into the soil with varying degrees of efficiency. To assess whether the models simulate innovative cropping systems and compare them to conventional ones, we analyzed the effects of practices affecting ground cover in both catchment and field scale models (Table II.4): tillage (§4.5.1.), plastic mulching (§4.5.2.), "dead" mulching (§4.5.3.), cover cropping and intercropping (§4.5.4.).

4.5.1. Tillage and ground cover

Ground cover is directly affected by tillage, by the burying of plants and plant residues. In SWAT, MIKE SHE-DAISY, and RZWQM, the effect of tillage on ground cover is simulated in the same way as chemical redistribution in the soil. The mixing module is used to estimate soil cover as a result of biomass redistribution in the soil. GLEAMS, annAGNPS, and PRZM use a residue incorporation efficiency parameter to determine the percentage of residue and plant material incorporated into the soil and left on the surface after a tillage operation (Knisel and Walter 1993; Knisel and Walter 1980). R-pest has only one tillage operation in its database and it decreases soil cover by weeds and residues to 0% (Tixier 2004). MACRO, PEARL, PestLCI and SoilFug do not simulate residues on the soil surface. MIKE-SHE or HSPF can take the effect of tillage on ground cover into account by bridging pesticide transfer models at the field scale to these two catchment scale models. The effect of tillage on ground cover is simulated by half the models reviewed (Table II.4), depending on the modelers' objectives.

4.5.2. Plastic mulch

The most widely used impervious mulch is plastic, and its use has increased dramatically in the last 10 years (Kasirajan and Ngouajio 2012). It is mainly used for weed control in vegetable crops (Rice et al. 2001) and pineapple (Dusek et al. 2010). Impervious mulch favors runoff from covered fields. Due to its high cost, it is used for small area with high-income crops. However, none of the models we reviewed had available parameters or modules to simulate the effects of impervious mulch on the water budget or on the fate of pesticides. However, Dietrich et Gallagher (2002) showed extremely high concentrations of pesticides (>100µg.L^{-1}) in runoff water from tomato fields covered with plastic mulch which might be explained by the fraction of pesticide washed off leaves but not intercepted by the soil during runoff. In the case of pesticides that only very weakly bind to plastic, runoff can be enriched by the fraction of pesticides that are deposited on the mulch during application. For this reason, plastic mulching has been described as favoring pesticide transfers. Nevertheless, such effects are not included in pesticide transfer models either at the catchment or field scale.

4.5.3. Dead mulch

Mowing, clearing, pruning, harvesting and weeding remove plant biomass from a living plant whether it be a crop, a cover crop, or a weed. The biomass can either be removed from the field or feed the pool of residues that remains on the soil surface. In the first case, the overall soil cover is depreciated, whereas in the second case, living mulch is converted into dead mulch and the plant residues undergo degradation (Raphael et al. 2012; Ripoche et al. 2008). GLEAMS, RZWQM, R-pest, PRZM, SWAT, annAGNPS, DAISY, and HSPF can simulate crop residues (Table II.4) but not all models simulate the impact of a crop residue cover on pesticide transfers. For instance, in DAISY for MIKE SHE, crop residues are simulated to estimate changes in the organic matter pool but were not found to have an effect on hydrologic or pesticide transfer processes through ground cover. R-pest and SWAT are the only two models that simulate the generation of dead mulch by practices other than harvesting. SWAT, however, has only a partial support for the different practices. They can be simulated by combinations of simpler unitary operations with overridden parameters. Mulching crop residues during the crop cycle is not directly considered in the models (except with R-pest), thus confirming a lack in the representation of agricultural practices associated with ground cover in pesticide transfer models at both the field and catchment scales.

4.5.4. Crops, weeds, and cover crops

Ground cover is affected by crops, weeds, and cover crops. Except I-pest, I-phyBV and MHYDAS, all the models reviewed simulate the growth of at least one crop associated with agricultural practices.

Mixing crops has potentially beneficial effects on environmental impacts and increases productivity (Malézieux et al. 2009). To integrate these effects of mixing crops, a model is needed that simulates the growth of several crops at the same time as well as their interactions. However, mixtures of crops and crop-weed associations are not widely represented in most crop models (Malézieux et al. 2009). Among catchment scale models, only SWAT can simulate mixing crops (Table II.4). R-pest coupled with SIMBA enables a simple dynamic simulation of ground cover by weed growth under a banana canopy. A more complex support to simulate the growth of a cover crop has recently been developed for SIMBA (Tixier et al. 2011). I-pest and I-phyBV make it possible to indicate percentage soil cover by weeds, cover crops, and associated crops but do not simulate their growth. A major limitation of the pesticide transfer models at the field and catchment scales is that their crop models do not simulate mixed cropping, cover cropping, or weed management.

4.6. Upscaling practices

4.6.1. Space representation

Three classifications are usually given for spatial representation in catchment scale models: (i) lumped models, (ii) distributed models and (iii) semi-distributed models (Beckers and Degré 2011; Gárfias et al. 1996). Lumped models are unable to account for the position of cropping systems within the watershed. However, they can be used on small catchments to represent pollutant transfers in groundwater using residence time distribution in the aquifers (Farlin et al. 2013). Distributed models split the catchment into units of fixed size usually by using a square grid (MIKE SHE, AGNPS) or a triangular grid (Julien et al. 1995). Spatial representation in distributed models is a complex affair concerning landscape elements that are smaller than the grid resolution. This is usually the case of linear entities, such as roads and ditches, as well as small areal entities such as buffer zones which have been shown to affect flows in watersheds (Van Dijk et al. 1996; Jones et al. 2000). Semi-distributed models represent a watershed as a combination of lumped units usually called hydrologic response units (HRU) or homogenous land units. These units are to be considered homogeneous with respect to their environmental characteristics (usually slope, soil type, and cropping system). In fact, and especially when modeling large watersheds, homogeneous units usually include a variety of cropping systems, leading to drastic simplifications in cropping system diversity within the homogeneous units. The difference between distributed and semi-distributed models is fuzzy as a distributed model grid considers lumped parameters. The distributed characteristic of a model depends on the ratio of the grid size to the size of the watershed (Bathurst 1986). This determines whether the model can separate agricultural fields or combines cropping system diversity under a unique value.

Over and above the size of the units and the regularity of the grids of distributed and semi-distributed models, the most astonishing difference in spatial representations in catchment scale models is related to the interactions between spatial units (“the interacting unit models”). Four of the models (HSPF, MIKE SHE, MHYDAS, I-phyBV) we reviewed simulate spatial interactions: pesticides and water flows produced by a spatial unit enter the next spatial unit in the flow path and are subject to the processes that occur in the neighboring spatial unit. The discretization method proposed by Lagacherie et al. (2010) in Geo-MHYDAS uses an irregular grid but enables interactions between spatial units such as inflow interception by defining a topological organization of units within catchments. Such advances make it possible to generate space discretization to account for different types of spatial units (channels and fields for instance) while allowing spatial interaction between units on pesticide flows.

4.6.2. Drift modeling

The direct loss of pesticides during their application is called drift. This loss can pollute the vicinity of the field including streams, grass strips or other fields. Application methods and the height of pulverization are the main factors that determine the amount of pesticides that drift during application taken into account by models (Birkved and Hauschild 2006; Wauchope et al. 2004; van der Werf and Zimmer 1998). Models can be classified in three groups depending on the way they handle drift (Table II.4). Drifted pesticides may be represented as leaving the system (SWAT, GLEAMS, RZWQM, PestLCI, PRZM and HSPF with the PZ2HSPF bridge), as being re-deposited as a function of distance from the field (I-pest and I-phyBV) or may simply not be taken into account (R-pest, annAGNPS, MIKE-SHE, SoilFug). We found no information in MHYDAS or PEARL even though the drift process is mentioned in PEARL documentation (Leistra et al. 2001). Models that consider drift to leave the system use a pesticide application efficiency factor. In these models, the efficiency of pesticide application is the fraction of pesticides reaching the field, with the drifted part being lost. Values proposed for estimating drifted fractions in models that do not consider redeposition are substantial. Wauchope et al. (2004) estimate drift to range from 40% to 55% of the amount of pesticides applied. Such values are confirmed by values ranging from 20% to 50% of the applied dose (Maybank et al. 1978; Ravier et al. 2005).

At the catchment scale, the objective of calculating drift is estimating pesticide deposition on surrounding fields and rivers. Models considering drift deposition use the Ganzelmeier estimation method (Ganzelmeier et al. 1995) but only account for redeposition in rivers. Estimation of pesticide deposition is given as a function of distance from the field, the application technique, and the height of application. I-pest and I-phyBV use this method to estimate pesticide drift reaching the river (Thiollet-Scholtus 2004; van der Werf and Zimmer 1998). More recently, SWAT was adapted by Holvoet et al. (2008) to deal with direct losses and redeposition during pesticide applications also using the Ganzelmeier method. However, this has not yet been incorporated in the current version. The other catchment models fail to use the drift outputs from the field scale models as inputs, e.g. pesticide redeposition, when modeling catchment processes. This shows that the change in scale needs to be better addressed in catchment models. Drift redeposition in catchments models will have to account for the organization and characteristics of the landscape when assessing the effects of drift on streams. Trees or other tall crops acting as buffers are not taken into consideration by the Ganzelmeier method in drift interception even though they can intercept a significant part of pesticide drift (Hewitt 2001; De Schampheleire et al. 2008). In their literature review, Ucar and Hall (2001) reported a lack of standard methodology to assess the effect of physical barriers on pesticide drift. Drift models have been developed to estimate the contamination of unwanted targets by pesticides (Ellis and Miller

2010; Gil and Sinfort 2005). One of the next moves in catchment scale modeling should be to simplify and integrate landscape scale drift models.

Drift is the most weighted parameter determining river contamination risk in I-pest even for orchard systems. This is not in accordance with the lower influence of drift than of runoff in river contamination found in orchard systems (Schulz 2001) or with authors who report little influence of drift on stream water quality in open cereal cropping areas (Kreuger 1998). The I-pest indicator is considered at its unfavorable value when the drifted fraction reaching the river is higher than an arbitrarily selected value of 1% (van der Werf and Zimmer 1998). To better account for the effect of drift on surface water contamination, the stream discharge -or at least the length and the width of the stream- should be taken into consideration.

4.7. Practices at the catchment scale

Catchment practices are structures that are integrated in the landscape. They modify the behavior of pesticides before they reach the catchment outlet. In model documentation, we found information on buffer zones, drainage ditches and waterways, water bodies (ponds), tile drainage and irrigation practices (Table II.6). In the following subsections, we show that the management of catchment structures needs to be better taken into account in models. We also found that not all models simulate the remobilization of pesticides intercepted by catchment structures. To illustrate these results, we compare the effects of drainage ditches, grassed waterways (§4.7.1.) and buffer zone areas (§4.7.2.) on pesticide transfers in the different models.

Models	Catchment practices				Irrigation		
	Buffer zone	Drainage ditches	Waterbodies	Tile drainage	Irrigation	Chemicals in irrigation water	Water removal from source
annAGNPS	X[b]	X	X	X	X	X	–
geoPEARL	–	X	–	X	X	X	–
GLEAMS	–	–	–	–	X	–	–
HSPF	X	X	X	–	X[e]	–	–
I-pest	–	–	–	–	–	–	–
I-phyBV	X	X	–	X	–	–	–
MACRO	–	–	–	X	X	–	–
MHYDAS	X	X[c]	–	X[c]	–	–	–
MIKE SHE	X	X	X[d]	X	X	–	X
PEARL	–	X	–	X	X	X	–
PestLCI	–	–	–	–	X	–	–
PRZM	X[a]	X	–	–	X	–	–
R-pest	–	–	–	–	X	–	–
RZWQM	–	–	–	X	X	–	–
SoilFug	–	–	–	–	X	–	–
SWAT	X	X	X	X	X	X	X

Table II.6 Catchment practices interacting with pesticide transfers available in models. X: taken into account in the model; –: not taken into account in the model or undocumented; [a] Using PRZM-BUFF; [b] Coupling with REMM (the Riparian Ecosystem Management Model); [c] Using MHYDAS-DRAIN; [d] Using MIKE 11; [e] Using PRZM as field model; grey background: catchment scale model; white background: field scale model

4.7.1. Ditches and waterways

The objectives of creating drainage ditches and grassed waterways are to intercept runoff and to favor water and pesticide infiltration while routing flow to the outlet. The vegetative cover of ditches and waterways is a key factor in pesticide interception because plants retain pesticides (Moore et al. 2001; Moore et al. 2011). On the contrary, non-vegetated ditches and gullies favor quick pesticide routing to the permanent hydrographic network, leading to pesticide contamination peaks.

Three models use drainage ditches to simulate the routing of excess water to the hydrographic network only (geoPEARL, MIKE SHE and MHYDAS). MHYDAS uses MHYDAS-DRAIN to represent ditches (Tiemeyer et al. 2007). The module has been used to test the effect of ditch networks on hydrology (flow routing and reinfiltration) but not on pesticide behavior (Levavasseur et al. 2012). None of the three models simulate the effect of a grassed ditch on pesticide removal from water and sediment flow. In these models, groundwater drainage is usually associated with tile drainage. As a result, in all three models, ditches favor fast pesticide flows to the river network. Models should be selected knowing that not all models that simulate ditches were designed to simulate pesticide interception by ditches.

Ditches and waterways in SWAT, annAGNPS, HSPF and I-phyBV remove pesticides. In annAGNPS and HSPF the effect of grassed waterways is parameterized using the channel module (LimnoTech 2010; Mohamoud et al. 2010). All four models make it possible to specify the length of ditches to assess their effect on pesticide removal. The width (HSPF, SWAT), the shape (HSPF), and the cover (HSPF, I-phyBV and SWAT) of the waterways are used to determine pesticide interception effectiveness. Nevertheless, we found no modules that accounted for the management of ditches or waterways in the models of for the natural evolution of their ground cover.

4.7.2. Buffer zones

Buffer zone is a generic term to define non-channelized areas that intercept runoff, sediments, and pesticides due to a high vegetative or dead mulch coverage (Barling and Moore 1994). These zones are assumed to produce very little runoff and erosion. Three main types of buffer zones exist: buffer grassed strips, hedges, and riparian zones. Even though any correctly managed land can act as a buffer zone, these three zones intercept runoff, pesticides and sediments (Campbell et al. 2004; Carluer et al. 2008; Lacas et al. 2012; Lacas et al. 2005; Lin et al. 2002; Madrigal et al. 2002; Madrigal-Monarrez 2004; Passeport et al. 2013; Tortrat 2005). Except geoPEARL and SoilFug, all the catchment scale models we reviewed have been used to simulate the effect of buffer zones on pesticides, runoff, or erosion. While the AGNPS model (event model used as a basis of annAGNPS) simulates the buffer zone effects of sediments and attached pesticides (Vennix and Northcott 2004), annAGNPS does not. Bridging annAGNPS with REMM is a way to simulate the effect of buffer zones (Yuan et al. 2007). AnnAGNPS-REMM simulates only riparian zones, which limits the spatial distribution of buffer zones in the catchment. Among pesticide transfer models at the field scale, only PRZM simulates buffer zones using the PRZM-BUFF model (Winchell and Estes 2009).

HSPF, MIKE SHE, I-phyBV and MHYDAS are interacting unit models. Buffer zones are simulated by the generic field module of the model. In this case, any piece of land is potentially a pesticide interceptor and emitter at the same time. The size of buffer zones is constrained by the minimum size of the unit area accepted by the model. Water and pollutant interception depends on environmental characteristics which can be modified by the practices available in the model. In SWAT, no interaction between hydrologic response units can be simulated. Buffer zones are part of the hydrologic response units; they interact with the runoff generated by the unit, but not with runoff generated by upland units. In SWAT, a buffer zone can only intercept flows generated by one hydrologic response unit while models that simulate inflows in each spatial unit account for larger contributing areas corresponding to the watershed whose outlet is the buffer zone.

In continuous models, two contrasting representations of pesticide interception by buffer zones exist. HSPF and MIKE SHE represent conservative pesticide interception, which means that the next rainfall

event remobilizes previously intercepted pesticides. In contrast, SWAT pesticide interception by buffer zones is not conservative. The removed fraction leaves the system. This is not in agreement with Lacas et al. (2005) and Barling and Moore (1994), who report that pesticides intercepted by buffer zones move to the subsurface or are desorbed from the soil surface. Thus, when simulating the effects of buffer zones, users must carefully check that the model's assumption will not lead to an underestimation of pesticide pollution at the catchment outlet.

4.8. Conclusions

This review helped identify the improvements required to better account for the effects of agricultural practices on pesticide transfers. We also provide some recommendations to help model users select an appropriate model depending on their objectives:

1. The change in scale is poorly addressed, as representations of pesticide applications on drift kept the original field scale representation in all models except I-phyBV. Drift redeposition has been addressed in SWAT but is not yet included in the current version of the model. Drift needs to be better integrated in catchment models.
2. The integration of innovative practices is a necessary step forward in field and catchment models to ensure models are capable of assessing innovative cropping systems. Plastic mulches and associated cover cropping practices are already integrated in crop models such as STICS (Brisson et al. 2009), the cropping system representations of which may serve their improvements in pesticide transfer models at the field and catchment scales.
3. Using the conceptual framework proposed in this article, model users and developers will be aware of both the effects of practices represented by models and of those which are not. Its use will make descriptions of the effects of practices clearer, which, in turn, will make the selection and development of models easier.
4. A practice library compatible with the different models needs to be developed. This library should include empirical data and equations to simulate the effects of practices on environmental characteristics. Relationships between the parameters of the main methods used to simulate the effects of practices on environmental characteristics will become apparent.
5. Users should only select models that represent catchment structures that are not conservative in the knowledge they may underestimate pesticide transfers.
6. Model structure influences how pesticides are distributed and subjected to transfers processes. Model users and modelers must think carefully about the conceptual environmental compartments needed to simulate the effects of practices together with processes.
7. Semi-distributed models should make it possible for users to enable topological representations of catchments and allow flow interactions and transfers between spatial units. In some place, such interactions might be significant.

8. Natural changes in the vegetated cover of catchment structures (buffer strips, ditches), as well as the effects of management practices on such structures need to be better addressed in catchment models.
9. The results of simulations made with models using the same practice data need to be compared. It is important to check whether (1) pesticide emissions at field borders vary significantly among models; (2) models with better levels of integration of the effects of tillage and mulching better simulate pesticides transfers and (3) the spatial representation of the organization of the catchment affects contamination by pesticides at the outlet of the catchment. This will highlight the strengths and weaknesses of catchment scale models in assessing the effects of practices on pesticide transfers.

Acknowledgements

This work is part of a Ph.D. thesis funded by Cirad, the European Regional Development Fund of Martinique, the Martinique French Water Office (O.D.E.) and the French Ministry of Overseas (M.O.M.). We thank the anonymous reviewers who helped improve the quality of the manuscript.

5. Conclusion

Cette revue des connaissances sur les relations entre les pratiques agricoles et les processus de dispersion des pesticides a permis de mettre en avant que de nombreux processus physico-chimiques sont impliqués dans les transferts de pesticides au sein des bassins versants. L'exutoire d'un bassin versant peut donc être contaminé par des pesticides ayant suivi une des voies de transfert via l'air ou l'eau, à la surface du sol ou en souterrain. Les vitesses, les intensités et les connexions entre ces différents flux sont des éléments déterminants de la pollution par les pesticides observée à l'exutoire d'un bassin versant. Ces différents flux sont variables dans le temps et dans l'espace et dépendent des pratiques agricoles. Les processus de dissipation des pesticides ont fait l'objet de nombreux travaux de recherche dans différentes conditions. Par contre, nous avons montré que les effets des pratiques agricoles sur les transferts de pesticides vers les cours d'eau n'ont pas fait l'objet d'autant de recherches spécifiques. Ils sont donc intégrés de manière hétérogène dans les outils d'évaluation. Les représentations des pratiques agricoles ont été conçues dans des conditions très différentes de celles de l'horticulture tropicale. Se pose alors la question de l'expansion de ces connaissances à ces conditions particulières. Pour la suite de la thèse, nous développerons notre outil d'évaluation en considérant tout particulièrement les éléments de conclusion 2, 3, 5 et 6 de la section 4.8. C'est-à-dire que nous chercherons à prendre en compte les effets des pratiques jouant sur la couverture du sol sur les transferts de pesticides. Ces pratiques pouvant engendrer des détournements de pollution, une représentation conservative de leur effet est nécessaire. Cela se traduira en particulier par la prise en compte des transfers souterrains dans le bassin versant. Enfin, toutes ces améliorations seront

présentées en détaillant les bases conceptuelles mobilisées, les relations entre les pratiques agricoles et les états des milieux, et les relations entre les états des milieux et les processus.

Dans la partie suivante, nous présentons les différentes méthodes d'évaluation des systèmes de culture aux échelles parcelle et bassin versant, leurs avantages et leurs limites afin d'évaluer les plus pertinentes pour répondre à la problématique.

Chapitre III Problématique

1. Introduction

Dans la démarche d'amélioration des systèmes de culture proposée par Meynard et al. (2001), l'évaluation des systèmes de culture intervient à deux niveaux (Figure III.1). Un premier niveau d'évaluation vise à établir un diagnostic des effets des systèmes de culture actuels afin de définir les points pour lesquels l'amélioration est prioritaire. La seconde phase d'évaluation consiste à évaluer les effets d'amélioration potentielle des systèmes de culture (scénario de pratiques améliorant potentiellement la situation). Ces deux niveaux d'évaluation des pratiques agricoles mobilisent trois types d'outils : des mesures directes, des modèles et des indicateurs. Ces trois grands types d'outils d'évaluation des pratiques agricoles sont renseignés dans la littérature (Wohlfahrt 2008). Cependant, les frontières entre ces différentes méthodes ne sont pas clairement délimitées étant donné que des mesures directes sont utilisées pour paramétrer des modèles et indicateurs et qu'aujourd'hui les indicateurs sont paramétrés sur la base de résultats de simulation de modèles (Wohlfahrt et al. 2010).

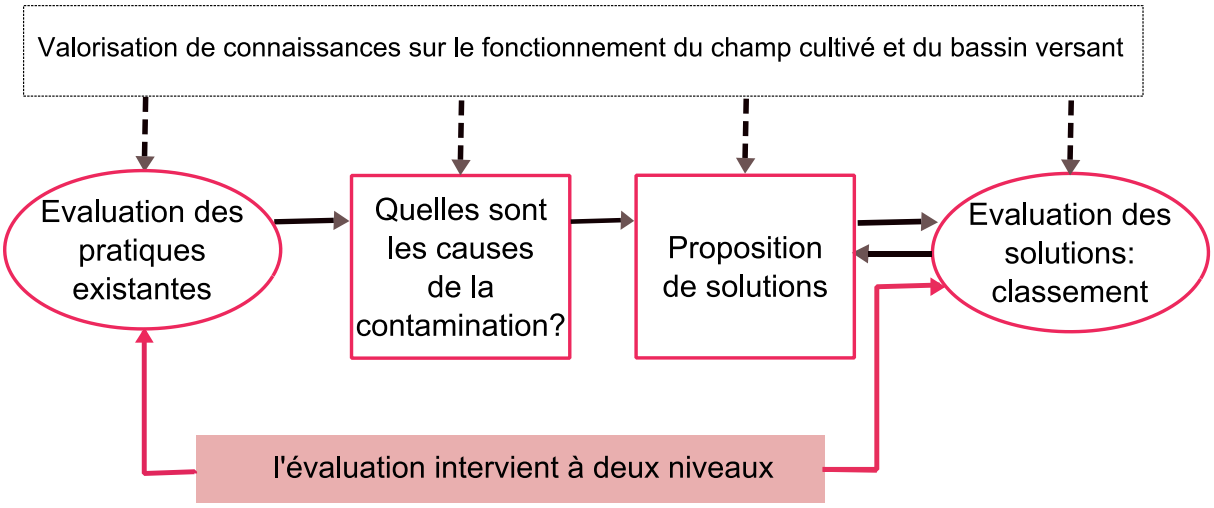


Figure III.1 : Adaptation de la méthodologie d'évaluation-conception de système de culture à l'échelle parcelle à l'échelle du bassin versant. Inspiré par Loyce et Wery (2006) et Meynard et al. (2001) .

2. Les méthodes d'évaluation environnementale des pratiques agricoles

2.1. Mesures directes

Les mesures directes permettent de caractériser l'état d'un milieu à un moment donné. L'organisation spatio-temporelle des mesures permet de suivre l'évolution d'un milieu. La mesure directe permet des diagnostics sur la nature, la fréquence et l'intensité des pollutions, basés sur l'observé et non sur le virtuel. Par exemple, la mesure de la concentration des pesticides dans l'eau permet de déterminer les pollutions et de les hiérarchiser pour définir les actions prioritaires à mettre en place. Cependant, les mesures directes sont généralement onéreuses et les successions d'états des milieux représentées par des mesures directes résultent de l'intégration d'une multitude de processus, comme ceux évoqués

dans la partie précédente pour les transferts de pesticides. L'analyse simple des mesures directes ne permet pas l'évaluation ni la hiérarchisation précise des processus qui ont générés les pollutions observées. Par contre, elle permet de poser les hypothèses par rapport aux comportements des pesticides dans les bassins versants, d'évaluer ceux qui posent problème et de les vérifier par des mesures plus fines si besoin.

2.2. Modèles

Afin de considérer les processus dont les mesures directes intègrent les effets, l'approche de modélisation est généralement mise en œuvre. Les modèles de simulation sont assez peu utilisés dans la pratique, c'est-à-dire en dehors d'un contexte de recherche, pour deux principales raisons (Dubus and Surdyk 2006):

- Ils sont difficiles à utiliser par les non modélisateurs.
- Ils requièrent de nombreuses données d'entrée qui, pour certaines, peuvent être difficiles à obtenir.

Cependant, les modèles synthétisent les connaissances sur les transferts de pesticides. Ce sont donc des méthodes d'évaluation très complètes, en dépit de la lourdeur de leur mise en œuvre. Les résultats des modèles peuvent facilement être confrontés à des observations de terrain, ce qui facilite leur évaluation.

Comme évoqué dans le chapitre précédent, de nombreuses revues bibliographiques existent sur les modèles de transfert de pesticides à l'échelle de la parcelle (Dubus and Surdyk 2006; Köhne et al. 2009a; Köhne et al. 2009b; Siimes and Kämäri 2003; Simunek et al. 2003) et à l'échelle du bassin versant (Borah and Bera 2004; Borah and Bera 2003; Payraudeau and Gregoire 2012; Quilbé et al. 2006). Ces revues bibliographiques ne prennent pas en compte de manières précise et/ou complète les effets des pratiques agricoles sur les processus de transfert de pesticides. En effet, seule leur existence est prise en compte dans certaines revues (Borah and Bera 2003; Payraudeau and Gregoire 2012; Quilbé et al. 2006; Siimes and Kämäri 2003) sans que ne soient expliqués leurs effets. Ceci est principalement dû au fait que les modèles de simulation de pesticides sont largement utilisés dans le cadre de la recherche afin de hiérarchiser les processus de transfert de pesticides (Holvoet et al. 2005), de déterminer des sources de pollution (Bingner et al. 2011; Gascuel-Odoux et al. 2009), et d'évaluer les effets des systèmes de culture à moyen et long termes (Holvoet et al. 2007a; Neitsch et al. 2011). Si certains travaux de recherche visent à aider à l'identification des facteurs sources de contamination (Luo and Zhang 2009), la réalisation de diagnostic est moins pratiquée. En conclusion, les modèles sont des outils extrêmement puissants et très génériques car ils peuvent être utilisés pour une grande variété d'objectifs. Cette généricité est compatible avec une démarche d'évaluation-conception de systèmes de culture. De plus, les modèles qui représentent assez explicitement les processus sur des

bases mécanistes ou conceptuelles, permettent de synthétiser les connaissances sur les fonctionnements des milieux. Ces modèles sont ensuite applicables dans des zones où les relations empiriques sont peu disponibles.

2.3. Indicateurs

Les indicateurs sont généralement utilisés afin d'évaluer des systèmes trop complexes pour être appréhendés par des mesures directes ou pour lesquels les modèles de simulation biophysique sont difficilement applicables en routine (Bockstaller et al. 2008). Les indicateurs ont été passés en revue et classés en fonction des compartiments environnementaux ciblés (Devillers et al. 2005; Maraite et al. 2004), des systèmes évalués ou des méthodes à l'origine de leur construction (Devillers et al. 2005; Dubus and Surdyk 2006). Les résultats issus de la comparaison d'indicateurs montrent que ces derniers constituent un moyen généralement efficace pour classer des situations les unes par rapport aux autres en dépit de divergences liées à des cas particuliers (Reus et al. 2002).

Les indicateurs utilisent des valeurs de référence déterminées par les travaux de recherche, des interprétations expertes, et la règlementation afin de situer le cas étudié par rapport à des situations ou des objectifs de références (moyenne, norme, minimum, maximum) (Finizio and Villa 2002; Kovach et al. 1992; Riley 2001; Swanson et al. 1997). Chaque valeur de référence utilisée pour paramétrer l'indicateur dans les conditions d'application doit être documentée, comme dans l'exemple des multiples adaptations de l'indicateur I-phy (Arregui et al. 2010; Roussel et al. 2000; van der Werf and Zimmer 1998). L'approche par les indicateurs est donc une méthode permettant la combinaison et l'interprétation des données brutes (Bockstaller et al. 2008). De par leur méthode de construction, ils reçoivent souvent la critique de leur fondement scientifique, qui devrait systématiquement être explicité. Leur facilité d'emploi en fait des outils à la portée d'un plus grand nombre d'acteurs que les modèles. Si cela justifie bien leur appréciation par les gestionnaires, le risque est qu'ils soient adoptés en dehors de leur zone de validité (Girardin et al. 2005). Les détournements les plus communs omettent d'adapter les valeurs de référence aux conditions d'utilisation ou se servent d'un indicateur de diagnostic dans un but prédictif.

2.4. Choix méthodologiques

Comme précédemment évoqué, les différentes méthodes d'évaluation environnementale des pratiques agricoles se complètent, s'alimentent, visent des publics et des objectifs différents. En effet, les mesures directes permettent d'alimenter les paramètres et les variables d'entrée des indicateurs et des modèles. Elles servent aussi à paramétrer et à valider les modèles et les indicateurs. De nombreux indicateurs utilisent des concentrations environnementales prédites (PEC) issues de résultats de modèles afin de les comparer à la norme (Pussemier 1999; Reus and Leendertse 2000). Les approches de méta-modélisation ont été développées (Piñeros Garcet et al. 2006; Tiktak et al. 2006; Wohlfahrt et al. 2010) et permettent de paramétrer les indicateurs. Cependant, les mesures directes constituent une

première étape nécessaire pour concevoir, paramétrer et valider des outils de diagnostic et de gestion. Ainsi, les trois méthodes d'évaluation sont intimement liées et elles se supportent et se justifient entre elles. Nous sommes de l'avis que les approches par mesures directes et par modélisation constituent les étapes primordiales dans l'évaluation de systèmes de culture sur lesquels peu de références sont disponibles ; et qu'aujourd'hui, les indicateurs devraient prioritairement être développés sur la base de ces références.

3. Hypothèses de recherche

Pour permettre de déterminer les effets des systèmes de culture sur la contamination de l'eau de rivière et aboutir à la conception d'un outil d'évaluation utilisable dans une démarche méthodologique d'évaluation-conception de systèmes de culture à l'échelle d'un bassin versant, la principale question qui se pose est : « **Quelles représentations simplifiées des pratiques agricoles et des transferts de pesticides dans un bassin versant permettent d'évaluer les effets des pratiques agricoles sur la contamination de l'eau à l'exutoire d'un bassin versant ? »**. La revue bibliographique réalisée dans le chapitre précédent a permis d'apporter quelques éléments de réponse et de formuler 3 principales hypothèses de recherche.

La première hypothèse est que la pollution de l'eau par les pesticides à l'exutoire d'un bassin versant dépend de 4 grands facteurs:

- **les caractéristiques des molécules ;**
- **les variables représentant les états des parcelles résultant des pratiques agricoles qui jouent sur les transferts de pesticides** ;
- **l'organisation et la position des applications de pesticides sur le bassin versant;**
- **le fonctionnement hydrologique du bassin versant.**

La seconde hypothèse est **que l'intégration des connaissances des effets liés à ces quatre facteurs sur les transferts de pesticides dans un modèle de simulation numérique permet de restituer une image vraisemblable de leurs effets sur la contamination de l'eau à l'exutoire d'un bassin versant.**

Enfin, la dernière hypothèse de ce travail est **qu'en modifiant les pratiques agricoles jouant sur ces facteurs, il est possible de réduire de manière significative la contamination de l'eau de rivière par les pesticides.**

Il est a noté que cette thèse ne présente pas une démarche complète d'évaluation – conception des systèmes de culture telle que présentée dans la Figure III.1. Par contre, elle présente la conception d'une méthode et d'un outil d'analyse adaptés à l'évaluation les systèmes de culture dans le cadre d'un diagnostic et d'améliorations proposées aux systèmes de culture.

4. Conclusion sur les choix méthodologiques

Ainsi, dans le cadre de ces travaux de thèse, l'approche par modélisation a été sélectionnée afin d'agréger et de valoriser les connaissances sur le fonctionnement des champs cultivés et des bassins versants qui sont des systèmes complexes intégrant un grand nombre de pratiques agricoles, d'états des milieux et de processus. Ce choix a été réalisé afin de permettre de prendre en compte les effets, sur les transferts de pesticides, de la combinaison de pratiques sur une parcelle dans le temps ainsi que la combinaison de systèmes de culture sur l'espace du bassin versant.

Nous avons sélectionné un bassin versant d'étude representatif des enjeux scientifiques et opérationnels de cette thèse ; c'est-à-dire qui rend compte de la diversité des systèmes de culture horticoles, en premier lieu de la Martinique, mais aussi des autres zones volcaniques tropicales, tout en étant localisé sur une zone à fort enjeu pour la qualité de l'eau comme un bassin versant de captage présentant une pollution des cours d'eau.

Pour alimenter le modèle nous avons relevé trois types de données : (1) le suivi des pratiques agricoles dans une dimension spatiotemporelle sur le bassin versant puisqu'il apparait que les systèmes de culture horticole diversifiés ne sont que peu renseignés dans la littérature ; (2) un suivi hydrologique de la rivière au niveau de l'exutoire du bassin versant dans la mesure où les flux hydrologiques apparaissent comme des vecteurs essentiels de transfert des pesticides ; (3) des mesures de pesticides dans les eaux à l'exutoire du bassin versant afin de vérifier si les effets attendus des systèmes de culture correspondent bien à la contamination du cours.

Partie 2 Mise en place d'un dispositif de suivi des systèmes de culture et de la pollution de l'eau à l'exutoire d'un bassin versant et diagnostic initial

Dans cette partie, nous expliquons notre choix et les caractéristiques du bassin versant sélectionné pour la mise en place de la méthode d'évaluation des systèmes de culture. Afin de présenter le bassin versant, nous nous appuyons à la fois sur des données bibliographiques, mais aussi sur l'analyse de données obtenues lors de cette thèse et de travaux préliminaires à la mise en place de cette thèse (Mottes 2010).

Dans un second temps nous présentons les dispositifs et méthodes de collecte des données mis en place sur le bassin versant de la rivière Ravine. Nous présentons ainsi le dispositif de suivi hydrologique et de contamination de l'eau par les pesticides et le dispositif d'enquête et de suivi des pratiques agricoles du bassin versant. Nous présentons aussi succinctement l'acquisition des données météorologiques.

Enfin, une première analyse confronte les chroniques temporelles des données de débit, de concentrations et des systèmes de culture.

Chapitre IV Dispositif de thèse mis en place sur le bassin versant de la rivière Ravine

1. Introduction

L'objectif de ce chapitre est double. Dans une première partie, nous présentons le bassin versant de la rivière Ravine en Martinique, en détaillant ses caractéristiques environnementales et agronomiques afin de justifier le choix de ce bassin versant par rapport aux enjeux scientifiques et opérationnels de la thèse. Dans une seconde partie, nous décrivons le dispositif expérimental et les protocoles d'acquisition des données mis en œuvre sur ce bassin versant.

2. Choix et caractéristiques environnementales du bassin versant de la rivière Ravine

2.1. Localisation et sélection

Le bassin versant de la rivière Ravine est localisé sur la côte nord-est de l'île de la Martinique. Il est situé sur le flanc sud-est de la montagne Pelée (14°49'2''N, 61°7'14''W). Ce bassin se trouve entièrement sur la commune d'Ajoupa-bouillon et recoupe deux lieux-dits : « *Trianon* » en amont, et « *Bouteillé* » en aval. Le bassin versant de la rivière Ravine est un sous bassin de la rivière Capot (Figure IV.1). Le captage de la Capot est le premier captage d'eau potable de Martinique. Il contribue pour une part importante (21%) de l'eau potable distribuée aux Martiniquais et est le seul bassin versant de captage prioritaire au sens du SDAGE (Chapitre I). Le bassin de la Ravine, couvre une superficie de 131ha. De ce fait, il ne représente que 2% de la surface du bassin de la Capot mais il est d'une taille convenable à la mise en place d'un dispositif de suivi des pratiques agricole par le biais d'enquêtes. La sélection de ce bassin versant résulte aussi de sa représentativité de la diversité des systèmes horticoles du bassin de la Capot et de la Martinique.

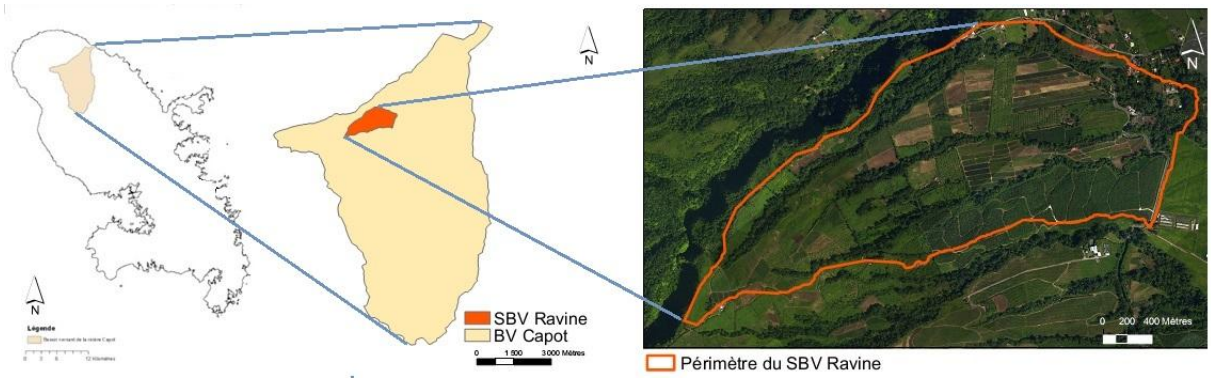


Figure IV.1 Localisation du bassin versant de la rivière Ravine en Martinique, au nord de la Martinique, sur le bassin versant de la rivière Capot.

2.2. Climat

Aux Antilles, le climat est tropical maritime humide avec deux saisons distinctes. Une saison sèche, « carême », de février à avril et une saison des pluies, « hivernage », de juillet à octobre. Ces saisons sont séparées par deux intersaisons plus ou moins marquées (Météo France 2013a). Le bassin est situé sur la côte au vent de la montagne Pelée. La pluviométrie moyenne annuelle sur la station météorologique EDEN (14°48'42'', 61°7'12''W), la plus proche du bassin versant de la rivière Ravine (580m de l'exutoire), est de 3607mm entre 1978 et 2012 (Météo France 2013b), sans période de déficit hydrique marquée. Lorsqu'il n'est pas soumis à des ondes tropicales, le bassin connaît régulièrement des épisodes pluvieux courts et intenses correspondant à des pluies orographiques. La température journalière moyenne mesurée par la station EDEN est de 24.3°C entre le 01/01/2007 et le 31/12/2008. Durant la plus grande partie de l'année, les vents soufflent de l'est à l'exception des mois de juillet et août où les vents principaux sont orientés E.NE puis NE (Mouret 1979). Les vitesses moyennes des vents s'étalent entre 7.2m.s^{-1} en juin et juillet et 5.4m.s^{-1} en novembre (Mouret 1979).

2.3. Géomorphologie

Le bassin versant de la rivière Ravine est orienté selon l'axe est-nord-est. L'altitude du bassin est comprise entre 315m à l'exutoire et 630 m sur le point du bassin le plus éloigné de l'exutoire. Le bassin versant peut être divisé en deux zones, une zone aval avec des pentes comprises entre 0 et 15% et une zone amont comprenant des pentes plus importantes, variant entre 15 et 30% (Figure IV.2).

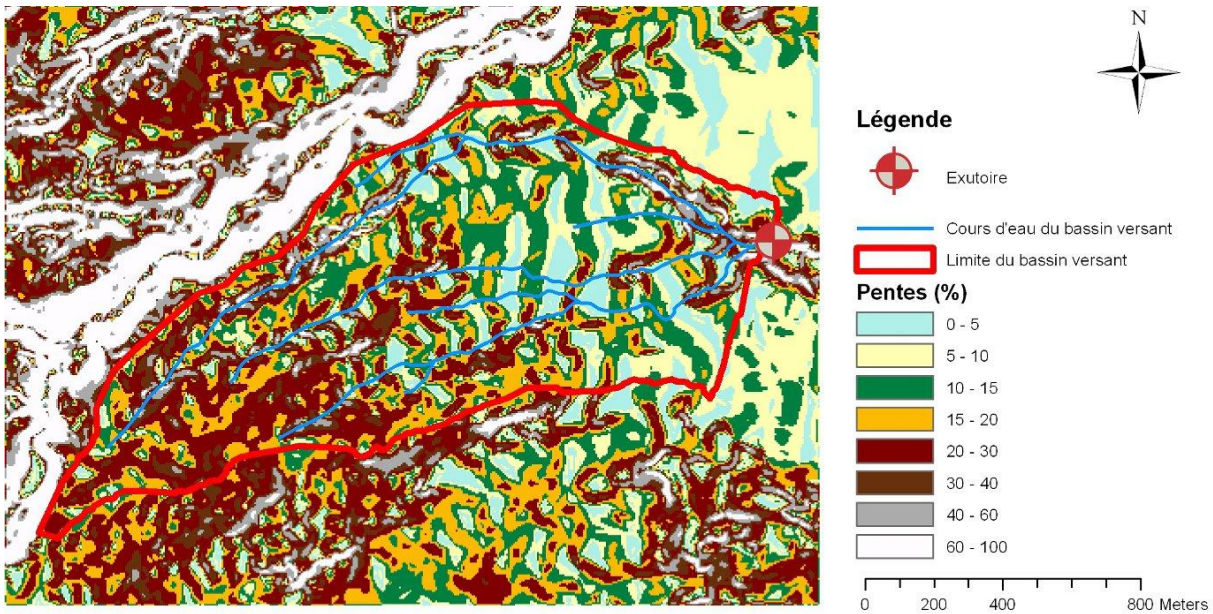


Figure IV.2 Pentes du bassin versant de la rivière Ravine (en pourcentage).

Le bassin est drainé par trois principaux cours d'eau. Au niveau de l'exutoire, le débit est permanent ; cependant, plus en amont les cours d'eau sont transitoires. Ces cours d'eau drainent principalement les pluies ruisselantes et les nappes superficielles pendant et après les épisodes pluvieux. Le réseau

hydrographique est caractérisé par une longueur totale de 6.5 km, par la présence d'une ripisylve et par un faciès en « V » à très fort encaissement. Le lit de la rivière est étroit et l'encaissement a été estimé à 60-70 m au niveau de l'exutoire du bassin versant (Figure IV.3).

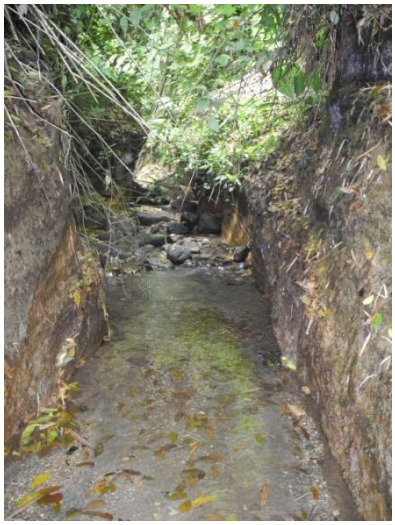


Figure IV.3 Encaissement de la rivière Ravine

2.4. Géologie

La géologie du bassin versant est constituée de dépôts pyroclastiques: des dépôts de ponces en surface et des dépôts résultants de nuées ardentes plus en profondeur (Figure IV.4). Les dépôts de ponces ont une épaisseur variant entre 2 et 12 m. Les nuées ardentes, quant à elles, ont une épaisseur supérieure à 70 m. Différentes couches de nuées ardentes peuvent être distinguées par leurs niveaux d'indurations et d'altérations, ce qui rend le sous-sol de la zone complexe. Les ponces et les nuées ardentes sont des formations géologiques poreuses et perméables mises en place sur une paléovallée dont l'orientation générale est la même que celle du bassin versant : E.NE (Lalubie 2010; Mouret 1979). Ces formations peuvent favoriser des transferts rapides de pesticides vers des cours d'eau encaissés.

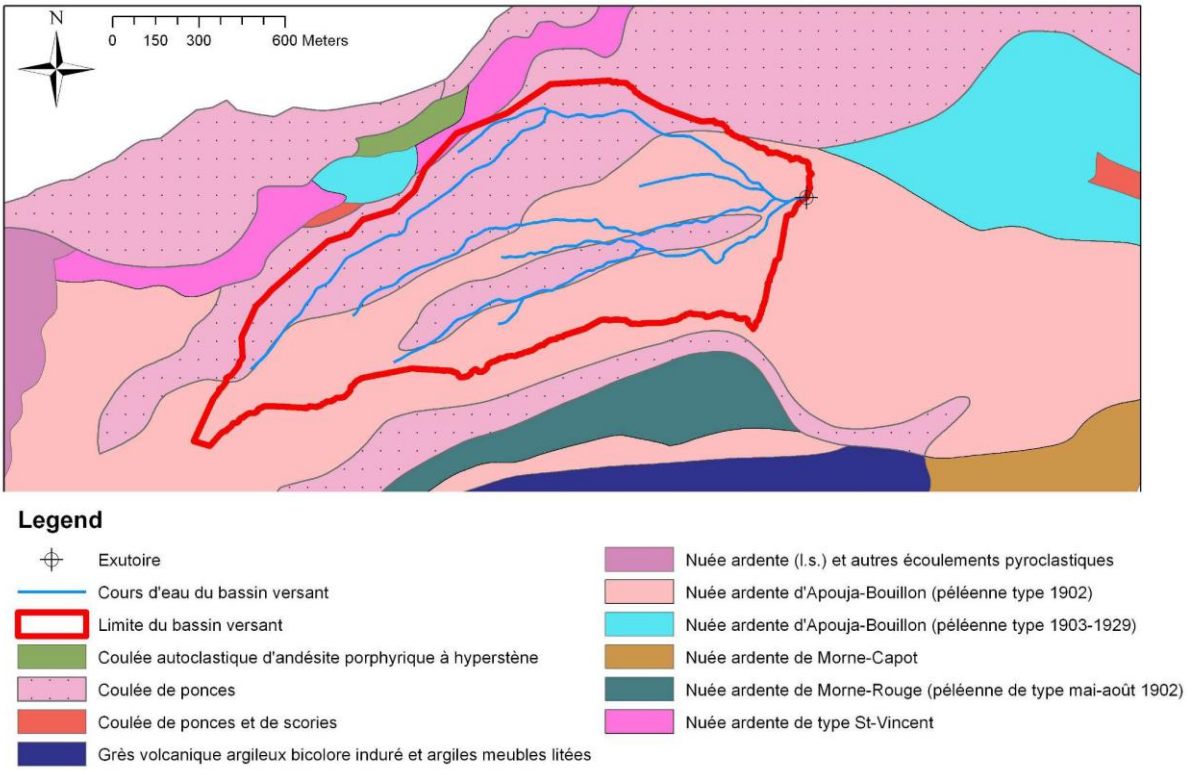


Figure IV.4 Carte géologique du secteur de la rivière Ravine (BRGM 1983)

2.5. Pédologie

Deux types de sols ont été recensés sur le bassin versant de la rivière Ravine : des andosols et des sols brun-rouille à halloysites (nitisols) (Figure IV.5). Seuls les sols des ravines ou des anciennes ravines détournées ont été identifiés comme sol brun-rouille à cause de l'altération des argiles allophaniques. Les andosols sont des sols récents développés sur des formations volcaniques ponceuses et cendreuses. L'argile des andosols, l'allophane, présente des propriétés microstructurales uniques (structure fractale) (Woignier et al. 2012). Cette microstructure confère aux andosols des propriétés de rétention anionique et cationique importantes (Sansoulet 2007) tout en présentant un structure de type sableuse lui conférant une très bonne capacité d'infiltration (Cattan et al. 2007; Colmet-Daage and Lagache 1965; Dorel et al. 2000; Poulenard et al. 2001; Quantin 1972). Du fait de cette propriété, les andosols ne sont pas sensibles à la battance (Dorel et al. 2000). Les sols du bassin versant de la rivière Ravine sont donc des sols à très bons potentiels agronomiques mais leurs propriétés vis-à-vis du transfert de pesticides sont encore mal connues (Charlier et al. 2009a; Saison et al. 2008).

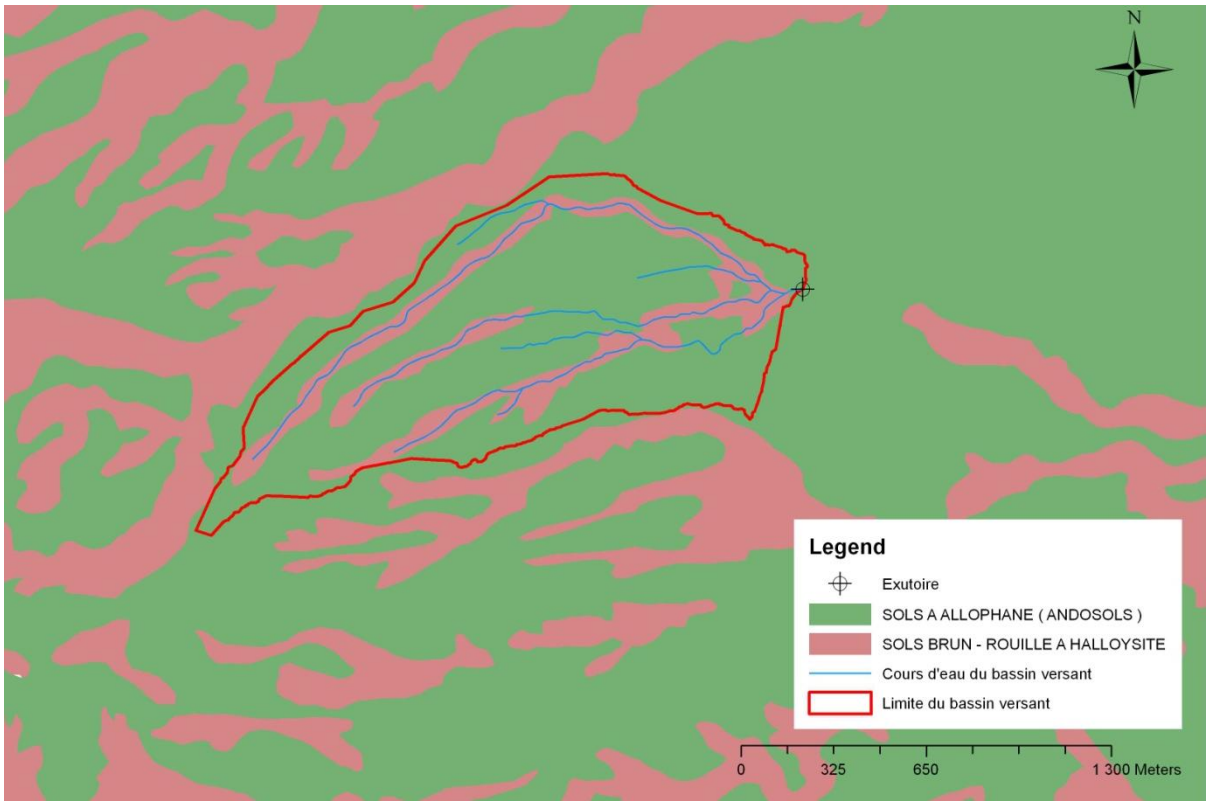


Figure IV.5 Les sols du bassin versant de la rivière Ravine, d'après Colmet-Daage (1969). Les sols à allophanes sont des andosols (WRB 2006) et les sols brun-rouille à halloysite sont des nitisols (WRB 2006).

2.6. Agriculture du bassin versant de la rivière Ravine

Cette section présente une synthèse et une analyse globale des données collectées aux cours des enquêtes durant cette thèse qui rendent compte du contexte du bassin versant et des stratégies agronomiques des exploitations.

2.6.1. Parcellaire des exploitations du bassin versant

Le bassin versant compte des parcelles entretenues par 20 personnes connues et 2 personnes inconnues (que l'on n'a pas pu identifier). A l'échelle du bassin versant, les parcellaires des différentes exploitations sont assez bien regroupés, à l'exception de celui des exploitants E4 et E5 (Figure IV.6). Cela implique, qu'il est difficile de jouer sur la répartition des systèmes de culture dans l'assolement des exploitations pour gagner des marges de manœuvre à l'échelle du bassin versant, si cette répartition s'avérait un levier important de réduction des pollutions. Les parcelles suivies concernent 73% de la SAU du bassin versant (Figure IV.6). Elles sont réparties sur l'ensemble du bassin versant. Au total, 19 exploitations ont été enquêtées mais seulement 15 ont été suivies en détail. De plus, il est apparu au cours des suivis que certains exploitants, tels que E10, sous-louent leurs terres à de nouveaux exploitants. Cette location, généralement de courte durée, est utilisée majoritairement pour mettre en culture des productions maraîchères. E18 a été classé comme non suivi, car l'exploitant a refusé que l'on suive ses pratiques de manière « officielle ». Cependant, il a accepté que nous suivions

l'occupation de ses parcelles au cours du temps, ce qui nous a permis, au cours de discussions avec l'exploitant, de renseigner de manière non exhaustive ses pratiques.

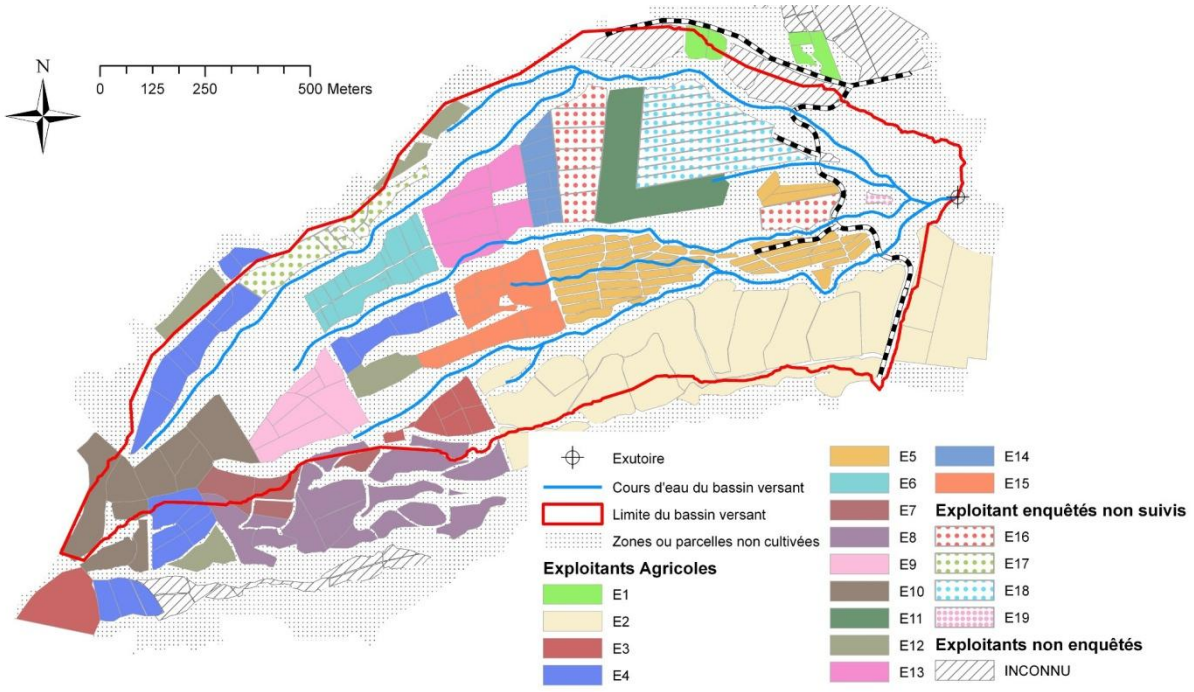


Figure IV.6 Parcellaires des exploitations enquêtées du bassin versant de la rivière Ravine.

2.6.2. Orientations des systèmes de productions horticoles

Le bassin versant de la rivière ravine est agricole, 70% de la surface du bassin est cultivé soit 92 ha. A l'exception des prairies (9.6% de la surface agricole utile), les systèmes de culture du bassin intègrent des fruits, des légumes, ou associent les deux, constituant ainsi des systèmes de culture horticoles. Seize espèces horticoles sont cultivées sur le bassin. Ces espèces peuvent être distinguées selon différents groupes : les cultures pérennes ou semi-pérennes (banane, ananas, agrumes, christophine, papaye), les tubercules et racines (dachine, patate douce, igname) et les espèces maraîchères à cycle court (melon, concombre, pastèque, giraumon, tomate, piment, haricot et chou). Cependant, par la place qu'elles occupent dans les exploitations (elles sont en tête en terme de surface agricole utile et participent à la stabilité des revenus des exploitations), quatre cultures- principales se distinguent : (1) la christophine, (2) la banane, (3) l'ananas et (4) la dachine.

Le bassin versant a donc deux composantes agricoles. Une première composante stable déterminante des résultats économiques et une seconde plus variable dans le temps (Table IV.1).

Exploitation agricole	Cultures pivots économiques	Autres cultures
E1	Ananas	Dachine, maraîchage
E2	Banane export	-
E3	Christophine	Dachine
E4	Christophine	Dachine
E5	Ananas	Dachine, maraîchage
E6	Dachine	Patate douche, maraîchage
E7	Christophine	-
E8	Christophine	Dachine, maraîchage
E9	Christophine	Dachine, maraîchage
E10	Christophine	Patate douce, maraîchage
E11	Christophine	-
E12	Christophine	Dachine, maraîchage
E13	Ananas (hors BV)	Christophine
E14	Ananas, Dachine	Patate douce
E15	Christophine	Dachine, patate douce, maraîchage
E16	Dachine	Choux
E17	Dachine	Agrumes, papaye, maraîchage
E18	Ananas	Dachine, maraîchage
E19	Dachine	Maraîchage

Table IV.1 : Pivot économique et autres cultures des différentes exploitations du bassin versant de la rivière Ravine

Afin d'illustrer la dynamique des systèmes de culture, la Figure IV.7 présente quatre exemples de systèmes de culture incluant les quatres espèces pivot précédement identifiées. Les christophine et la banane export sont cultivés en monoculture (Figure IV.7ab). Les systèmes de culture d'ananas anciennement monoculturaux ont du se diversifier suite aux retraits de nombreux produits phytosanitaires sur cette culture (Figure IV.7c). Les systèmes maraîchers spécialisés peuvent intégrer des associations culturales, permettant de limiter le nombre d'interventions manuelles aux parcelles (Figure IV.7d). Pour les exploitations dont l'orientation principale est la christophine, l'ananas ou la dachine, la mise en place des espèces maraîchères peut être complexe car elles sont onéreuses à mettre en place (coût des plants). Elles doivent être rentables tout en ne mobilisant que faiblement les ressources des exploitations afin de ne pas empiéter sur la gestion de la culture pivot économique de l'exploitation.

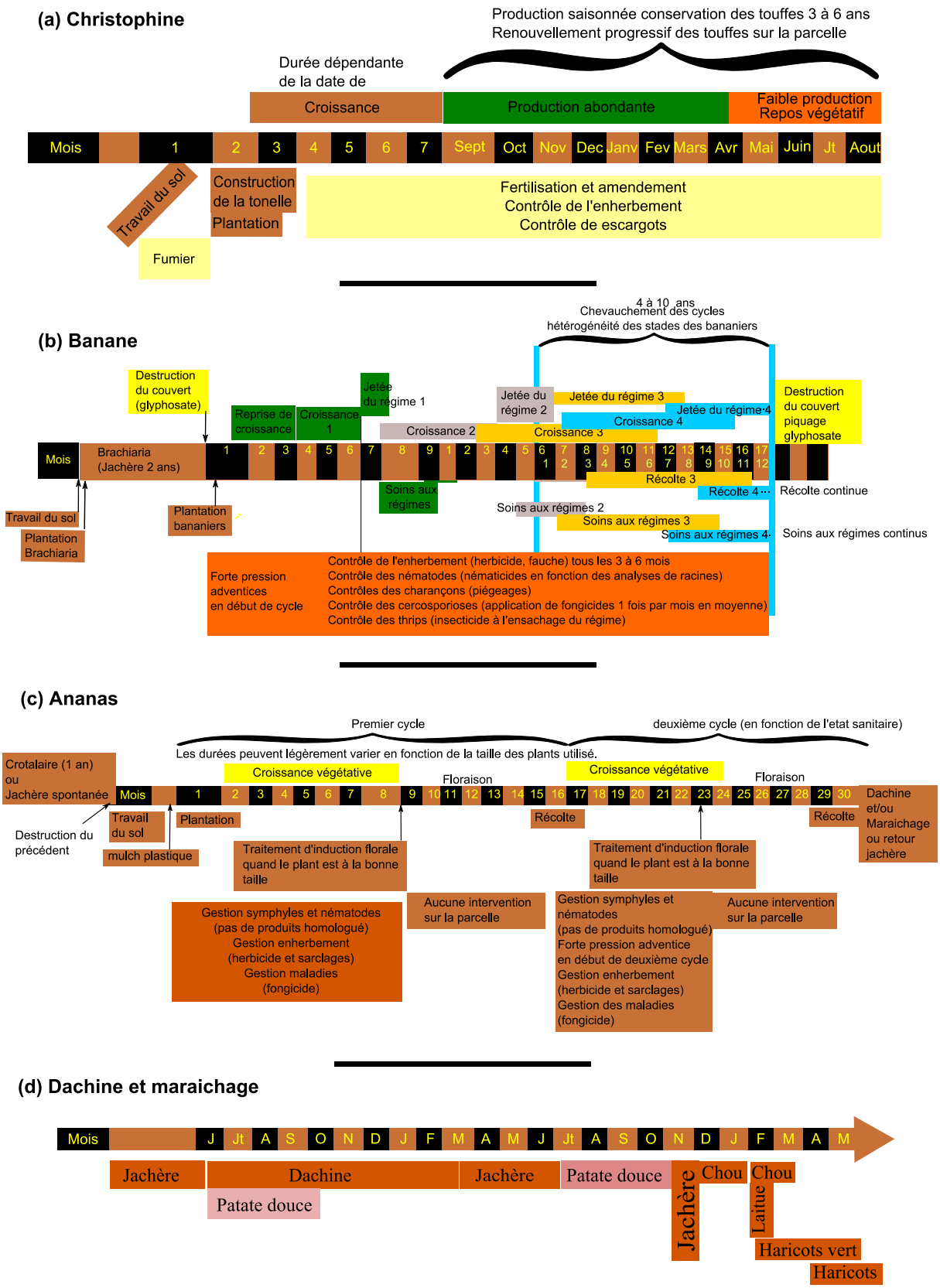


Figure IV.7 Exemples de systèmes de culture pratiqués sur le bassin de la Ravine. (a) monoculture de christophine ; (b) monoculture de banane ; (c) Ananas comme pivot de rotation ; (d) Système diversifié avec associations de cultures.

La Figure IV.8 spatialise les cultures majoritaires dans les systèmes de culture appliqués sur les différentes parcelles du bassin de la Ravine.

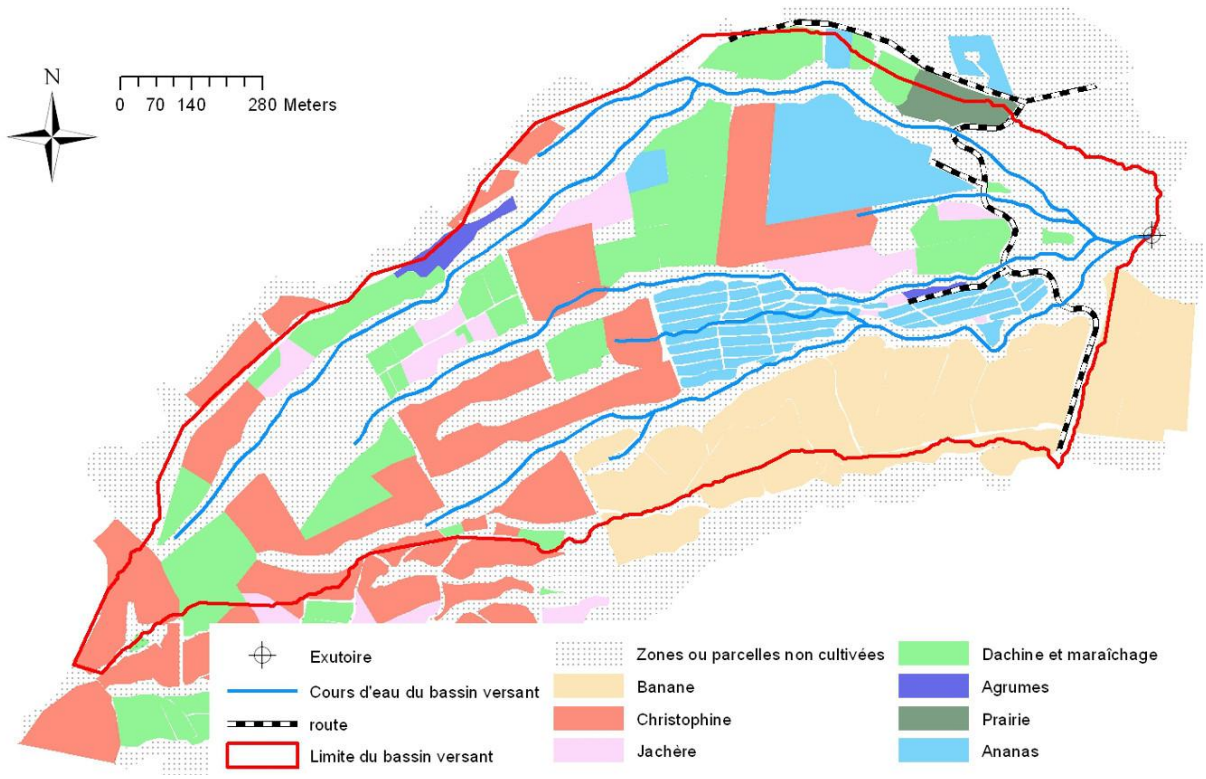


Figure IV.8 Principales orientations culturales des parcelles du bassin versant de la Ravine.

2.6.3. Les différentes cultures et leur gestion phytosanitaire

Cette partie présente une synthèse des ravageurs et des itinéraires techniques mis en œuvre sur les principales cultures du bassin versant. Sont présentés les quatre principales cultures (christophine, banane, ananas et dachine) et une synthèse pour les cultures maraîchères.

2.6.3.1. Christophine

La christophine (*Sechium edule*) est une cucurbitacée (Figure IV.9), elle pousse en touffe (Figure IV.9c) et est cultivée sur des tonnelles (Figure IV.9d). Une parcelle de christophines peut durer une dizaine d'années, voire plus car certains exploitants rapportent 25 années de production successives. La densité de plantation de la christophine varie entre 200 et 315 touffes à l'hectare. Les touffes de christophine sont en général renouvelées tous les 2 ou 3 ans car leur production commence à s'essouffler au-delà. La production de la christophine est saisonnée: la période de production abondante s'étale du mois de septembre au mois d'avril. Durant cette période, les récoltes laissent assez peu de temps aux autres travaux d'entretien qui sont limités au minimum. Durant la période

d'avril à août, la christophine est en repos végétatif. Les exploitants en profitent pour entretenir leurs parcelles de manière plus soutenue.

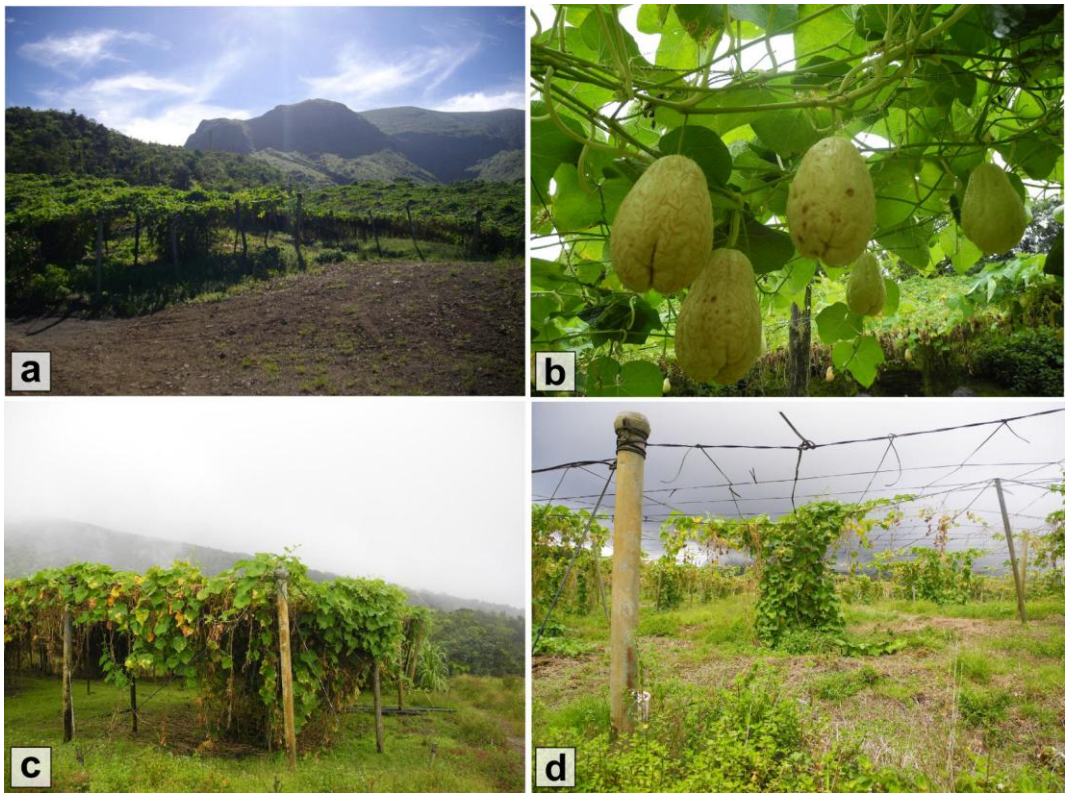


Figure IV.9(a) Parcelle de christophines ; (b) Fruits de la christophine ; (c) Touffe de christophine ; (d) Structure de la tonnelle de christophines.

La christophine reçoit généralement d'importantes quantités de fumier de poule conduisant à un premier horizon du profil de sol extrêmement humifère sur ces parcelles. Cette alimentation organique est onéreuse et n'est pas pratiquée avec la même intensité par tous les exploitants, qui y incorporent différents niveaux de fertilisation minérale.

La christophine est sensible aux escargots qui dévorent les jeunes pousses et les fleurs, ralentissant ainsi le développement des touffes et réduisant le rendement. Les exploitants utilisent des molluscides couplés ou non à un ramassage manuel des escargots pour réduire les populations.

La christophine est aussi sensible au développement de trois champignons : la pourriture noire, le mildiou et l'oïdium. Les exploitants ne déclarent pas employer de fongicide pour lutter contre ces maladies. En revanche, le contrôle de l'enherbement sous la tonnelle apparaît comme une méthode de lutte contre ces champignons. Le contrôle de l'enherbement autour des touffes est généralement réalisé par des sarclages manuels ou mécaniques (Rotofil, débrousailleuse) et plus rarement par l'utilisation d'herbicides défoliants non systémiques. Le contrôle de l'enherbement sur le reste de la parcelle mobilise généralement l'utilisation d'herbicides et plus rarement de l'agropastoralisme. Dans ce cas,

des ovins sont mis en pâture ou au piquet sous les tonnelles. Les herbicides sont appliqués avec une fréquence qui varie selon le stade de développement des touffes et le taux de couverture de la parcelle.

2.6.3.2. Banane

Les bananiers sont des herbacées géantes de la famille des Musacées, du genre *Musa* (*Musa acuminata* cv Cavendish). Un bananier correspond à une tige principale d'où partent des rejets. Parmi ceux-ci, un seul est sélectionné afin de donner le bananier du cycle suivant, cette pratique est appelée œilletonnage. On observe sur les photos en Figure IV.10ab des sacs plastiques de couleur bleu sur les régimes de bananes, ces derniers servent à accélérer et à uniformiser la croissance des bananes au sein du régime, mais aussi à les protéger contre les attaques de thrips et d'oiseaux. Les bananes sont récoltées et vendues encore vertes (Figure IV.10c).

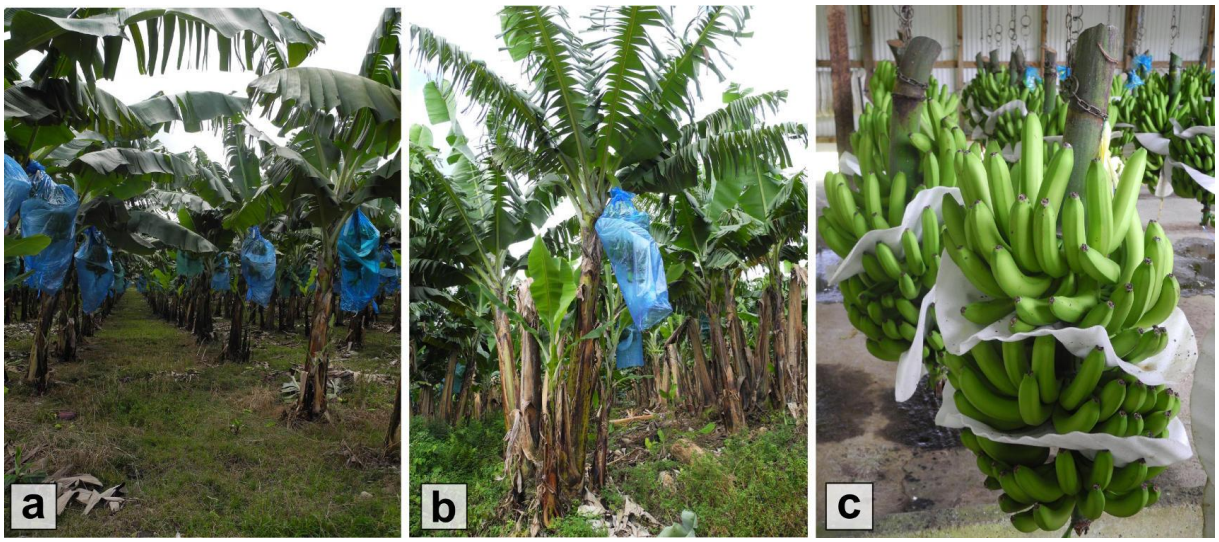


Figure IV.10 (a) parcelle de banane, (b) bananier et rejets, (c) régime de bananes

Un seul exploitant sur le bassin versant cultive la banane pour l'exportation, les parcelles sont implantées pour une durée de cinq années minimum. Les bananiers sont plantés à une densité variant entre 1400 et 1800 plants par hectare. L'implantation est réalisée après une période de deux ans de jachère de graminées (*Brachiaria decumbens*). Cette jachère permet d'assainir les parcelles des nématodes (*Radopholus similis*, *Pratylenchus coffeae*) et des charançons (*Cosmopolites sordidus*), principaux ravageurs telluriques de la banane. Après deux ans de jachère, le *brachiaria* est désherbé à l'aide d'herbicides formant ainsi un mulch. Les bananiers sont directement plantés dans le mulch sans travail du sol. Le mulch permet de limiter la croissance des adventices durant les premières phases de développement du bananier et de réduire l'utilisation d'herbicides. Durant cette phase, l'inter-rang est fauché afin de limiter les applications d'herbicides au rang. Des applications d'herbicides sont réalisées sur l'ensemble de la parcelle à des fréquences variant entre 3 et 6 mois.

Durant le cycle de culture, les charançons sont contrôlés à l'aide de pièges à phéromones et par l'organisation des résidus sur la parcelle (un rang sur deux). Les nématodes quant à eux sont contrôlés par l'utilisation de nématicides au pied du rejet, leur application dépend des résultats d'analyse des racines (traitement en fonction du seuil d'infestation).

Les cercosporioses jaune et noire (causée respectivement par *Mycosphaerella musicola* et *Mycosphaerella fijiensis*) sont contrôlées par des applications par hélicoptère d'huile minérale et de fongicides environ 13 fois par an, selon la méthode d'avertissement et par une gestion collective assurée par le groupement de producteurs. Les thrips sont contrôlés par l'application d'insecticides sur le régime.

2.6.3.3. Ananas

L'ananas, appartient à la famille de Broméliacées (*Ananas comosus*) (Figure IV.11). Il existe plusieurs variétés d'ananas cultivées en Martinique.

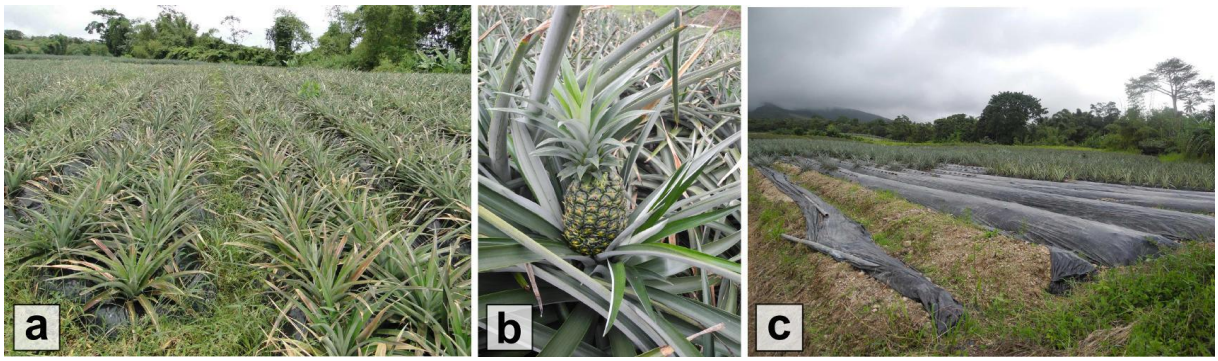


Figure IV.11 (a) Parcelle d'ananas ; (b) Ananas fruit ; (c) Mulch plastique utilisé sur les parcelles d'ananas

Ils sont cultivés sur billons, certains exploitants choisissent de planter deux rangs d'ananas sur un même billon. Les densités de plantation sont élevées : 45 000 plants.ha^{-1} (Figure IV.11a). Le plus souvent, il y a mise en place de films plastiques avant la plantation afin de limiter l'enherbement (Figure IV.11c). Le contrôle de l'enherbement est réalisé manuellement sur le rang, l'utilisation d'herbicides est possible entre les rangs. Au cours des enquêtes, un exploitant a dit avoir recours à un anti-graminée sélectif de l'ananas, ce produit est pulvérisé sur l'ensemble de la parcelle.

L'ananas a deux ravageurs telluriques, les symphyles (*Symphyla spp*) et les nématodes (principalement *Rotylenchulus reniformis*), ainsi que des ravageurs aériens, les cochenilles (*Dysmicoccus brevipes*). *Dysmicoccus brevipes* transmet un virus entrainant le dépérissement du pied (Pineapple Mealybug Wilt-associated closterovirus) communément appelé maladie de Wilt. Aucun pesticide n'est homologué sur l'ananas. Les exploitants ne déclarent pas formellement utiliser de pesticides contre ces ravageurs. Cependant il est apparu au cours des enquêtes que certains produits peuvent être détournés de leurs usages premiers afin de contrôler ces ravageurs sur l'ananas. Selon les

exploitants, l'utilisation de films plastiques aurait un effet solarisant et permettrait de limiter le développement des ravageurs telluriques.

L'ananas est sujet à un ravageur fongique : le phytophtora (pourriture du cœur). Un fongicide est utilisé mensuellement de novembre à mars en mélange avec les engrais foliaires pour contrôler cette maladie.

Une induction florale est réalisée par hormonage, elle permet de synchroniser la production sur la parcelle. Si auparavant, deux à trois cycles successifs d'ananas étaient pratiqués (rejets), aujourd'hui seul un cycle est généralement possible du fait du retrait des homologations sur cette culture.

2.6.3.4. Dachine

La dachine est un tubercule appartenant à la famille des Aracées (*Colocasia esculenta*) (Figure IV.12).

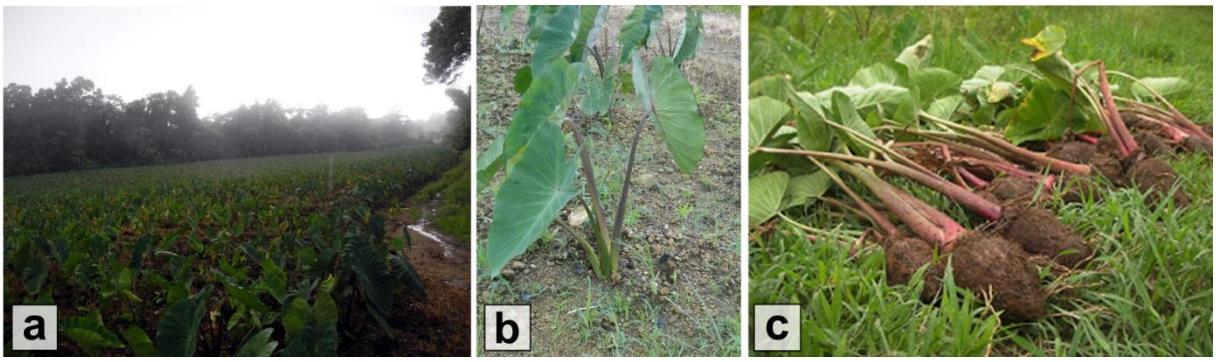


Figure IV.12 Dachines, parcelle (a), plant (b), et bulbe récolté (Guéné 2013) (c)

La dachine est généralement plantée à une densité de 8 000 et 12 000 plants par hectare (Figure IV.12a). Le principal ravageur de la dachine est l'escarbot de la dachine (*Ligyrus ebenus*). Les exploitants soulignent qu'il peut engendrer des pertes supérieures à 50% mais aucun n'a reporté utiliser de produits phytosanitaires contre ces insectes. Une méthode de lutte consiste à faire un feu nocturne dans la zone infectée. Les escarbots attirés par la lumière sont éliminés par le feu.

Le contrôle de l'enherbement peut mobiliser des herbicides non systémiques. D'autres exploitants réalisent des sarclages manuels sur les parcelles. L'intensité des travaux du sol et la réalisation de faux-semis retravaillés permettent d'éviter l'application de pesticides en début de cycle. Par exemple, sur un cycle de dachine de 9 mois, certains exploitants réalisent 3 applications d'herbicides tandis que d'autre n'en appliquent pas.

2.6.3.5. Cultures maraîchères

On observe sur le bassin une forte diversité de cultures maraîchères à cycle court (inférieur à 5 mois). Ces cultures sont extrêmement sensibles aux champignons qui peuvent entraîner la perte totale de la récolte. Pour lutter contres ces derniers, les exploitants appliquent régulièrement et systématiquement des fongicides sur ces cultures. Les fréquences d'utilisation varient d'une application par semaine à

une application toutes les deux semaines. L'utilisation d'insecticides peut soit suivre le même schéma que les fongicides, soit être raisonnée en fonction des observations et des seuils de population (selon la pression parasitaire exercée). La longueur des cycles laisse peu de place au développement des adventices, ce qui se traduit par une faible utilisation d'herbicides (entre 0 et 1 application par cycle). Les choux peuvent recevoir en sus des applications d'anti-chenilles, systématiquement ou en fonction des observations. La Figure IV.13 illustre des parcelles mettant en œuvre des cultures maraîchères, ou minoritaires sur le bassin versant.

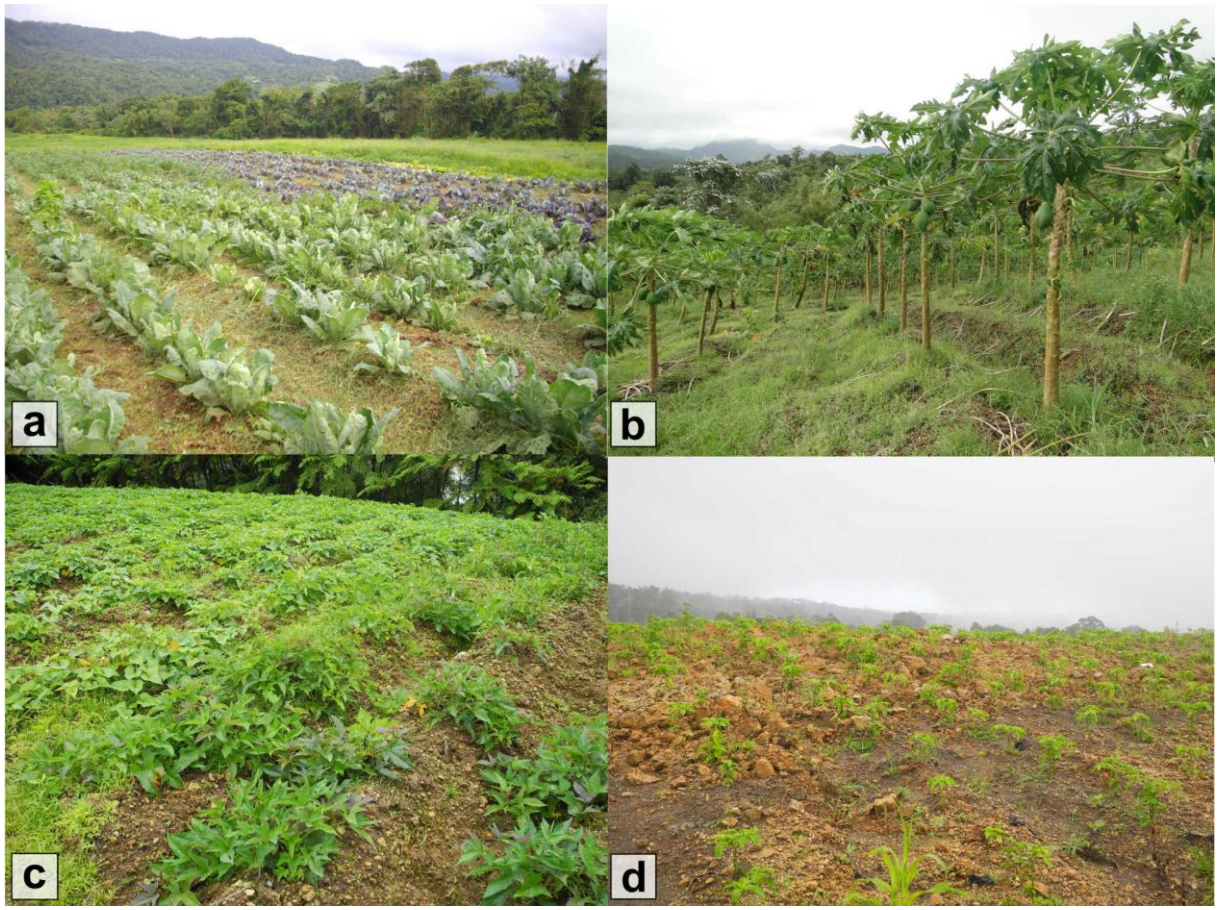


Figure IV.13 Autres cultures du bassin versant de la rivière Ravine (a) Choux ; (b) Papaye ; (c) Patate douce ; (d) Jeune plantation de piments

2.7. Conclusion

Le bassin versant de la rivière Ravine est un petit bassin versant volcanique tropical. Il est soumis à un climat tropical humide et des pluies abondantes (3600mm). La pédologie du bassin est homogène. Les andosols sont très infiltrants pouvant potentiellement favoriser une infiltration rapide des pesticides dans les sols. Le sous-sol des zones constitue un milieu poreux complexe résultant de dépôts volcaniques successifs. Le bassin de la Ravine est situé sur une paléovallée favorisant l'écoulement des flux souterrains en direction de l'exutoire.

Le bassin de la Ravine est horticole. Il comporte une importante diversité d'espèces cultivées dont quatre espèces principales couvrant 80% de la SAU ont pu être identifiées : la christophine, la banane, l'ananas et la dachine. Deux de ces cultures, la banane et l'ananas, sont particulièrement sensibles à une importante diversité de ravageurs. Elles peuvent être, à l'instar des cultures maraîchères, fortes consommatrices de produits phytosanitaires. Ainsi, le bassin versant comprend des parcelles dont l'occupation du sol est stable dans le temps, et des parcelles mettant en œuvre une plus grande diversité d'espèces horticoles. Si l'ensemble des cultures est sujet à des travaux de gestion de l'enherbement, la banane, l'ananas et les cultures maraîchères sont particulièrement sensibles à de nombreux bio-agresseurs. Les itinéraires techniques mis en œuvre par les exploitants mobilisent des pesticides et génèrent des états parcellaires favorisant ou limitant leurs transferts vers les cours d'eau.

Les caractéristiques environnementales et agricoles du bassin de la Ravine sont représentatives des conditions de la production horticole de la Martinique : (1) les systèmes de culture du bassin mettent en œuvre les espèces cultivées sur l'ensemble de la Martinique ; (2) les sols du bassin (andosols) correspondent aux sols les plus cultivés à l'échelle de la Martinique ; (3) les systèmes géologiques sont issus de formations volcaniques poreuses comme c'est le cas sous la majorité des andosols ; et (4) ce bassin se trouve dans une zone à très fort enjeu pour la qualité de l'eau car il est situé sur le bassin de la Capot dont l'eau est polluée par les pesticides et qui est le seul bassin prioritaire du SDAGE de la Martinique.

3. Dispositif expérimental

3.1. Dispositif de suivi hydrologique et de prélèvement

3.1.1. Site de prélèvement et équipements

Le site de prélèvement a été choisi en raison de l'existence d'un seuil naturel situé en aval d'un plat permettant de mesurer le débit de la rivière. La station de mesure comprend une station d'acquisition des données (CR1000, Campbell Scientific), une sonde de pression (CS420-L, Campbell Scientific) associée à une échelle limnimétrique et deux crépines de prélèvement reliées à deux préleveurs automatiques ISCO 6712, (ISCO Incorporation) (Figure IV.14).

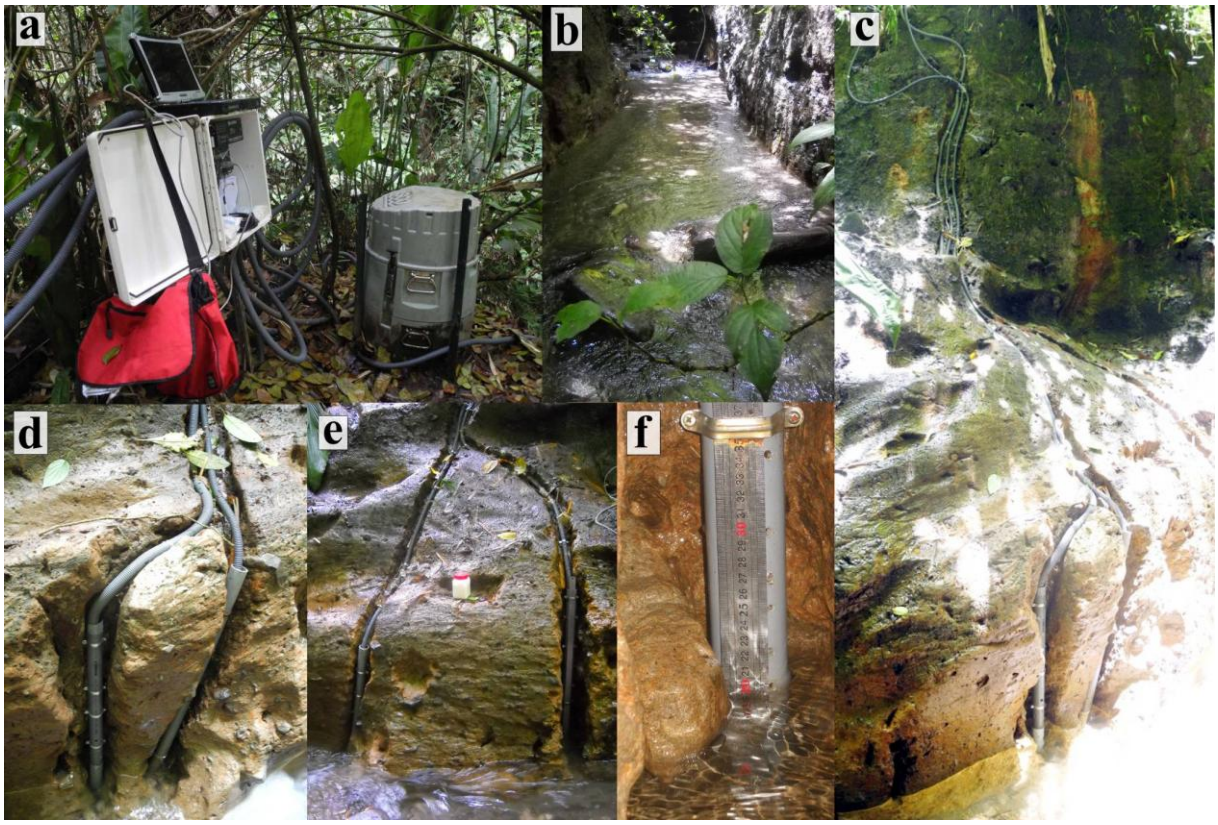


Figure IV.14 Equipements de la station de suivis hydrologique et de concentrations de pesticides « Bouteillé ». **(a)** Centrale de collecte des données CR1000 et préleveur automatique ISCO 6712; **(b)** Plat et seuil au niveau de la station ; **(c)** Gaines de protection des câbles et tuyaux d'acheminement de l'eau ; **(d)** Crépines de prélèvement dans leur gaine PVC ; **(e)** Station au niveau du seuil avant mise en place de la deuxième crépine de prélèvement; **(f)** Echelle limnimétrique associé à une sonde pressiométrique CS420 (dans la gaine PVC)

Cette station installée dans le cadre des travaux de la thèse dispose maintenant d'une référence Sandre (Service d'administration nationale des données et référentiels sur l'eau) : il s'agit de la station « Bouteillé » dont le numéro est 08115106 (Figure IV.15). Afin de protéger les appareils des débits de crues, ils ont été placés à 6m au-dessus du niveau de l'eau. Cette hauteur assure la protection du matériel tout en étant inférieure à la hauteur maximale pratique générant un phénomène de cavitation (~8.5m). L'acquisition des données, pression d'eau transformée en hauteur, est réalisée avec un pas de temps de deux minutes.

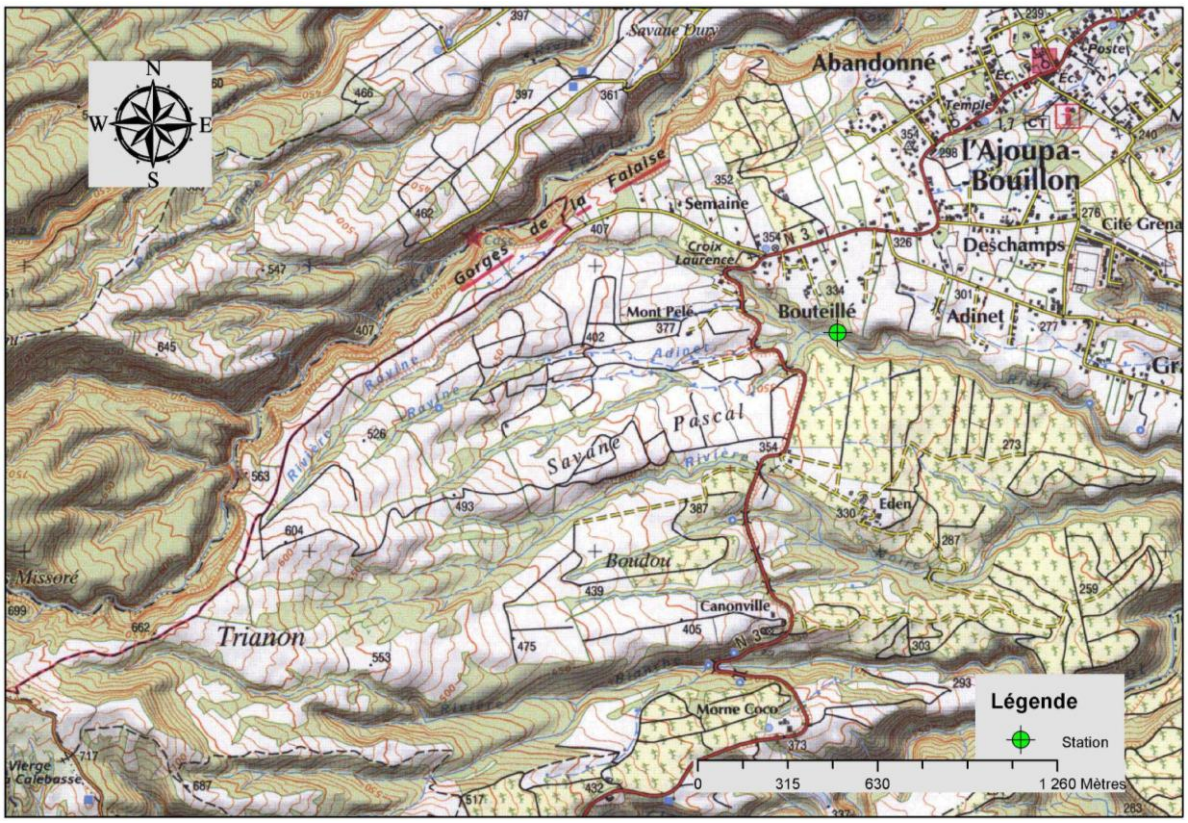


Figure IV.15 Position de la station « Bouteillé » (N°Sandre : 08115106) sur fond de carte IGN (2004).

3.1.2. Mesure du débit et courbe de tarage du cours d'eau

Les calculs de débits sont basés sur les hauteurs d'eau mesurées toutes les deux minutes par l'intermédiaire de la sonde pressiométrique. Pour cela, il est nécessaire de réaliser le tarage du cours d'eau pour établir une relation entre la hauteur d'eau dans la rivière et le débit observé. Dans la réalité, cette relation n'est pas unique et varie en fonction du régime du cours d'eau (uniforme, turbulent, torrentiel, crue et décrues). Dans notre cas, nous considérons que les écoulements sont permanents uniformes sauf dans le cas des crues où nous considérons des écoulements torrentiels. La hauteur d'eau observée sur l'échelle limnimétrique a aussi été relevée de manière hebdomadaire.

Pour différentes hauteurs d'eau variant entre 13 et 23 cm, des jaugeages par dilution d'un traceur (sel) ont été réalisés à l'aide d'un conductimètre SalinoMADD, (MADD Technologies) (Figure IV.16a). Les différents jaugeages ont été réalisés durant des périodes d'écoulement uniformes et en crue.

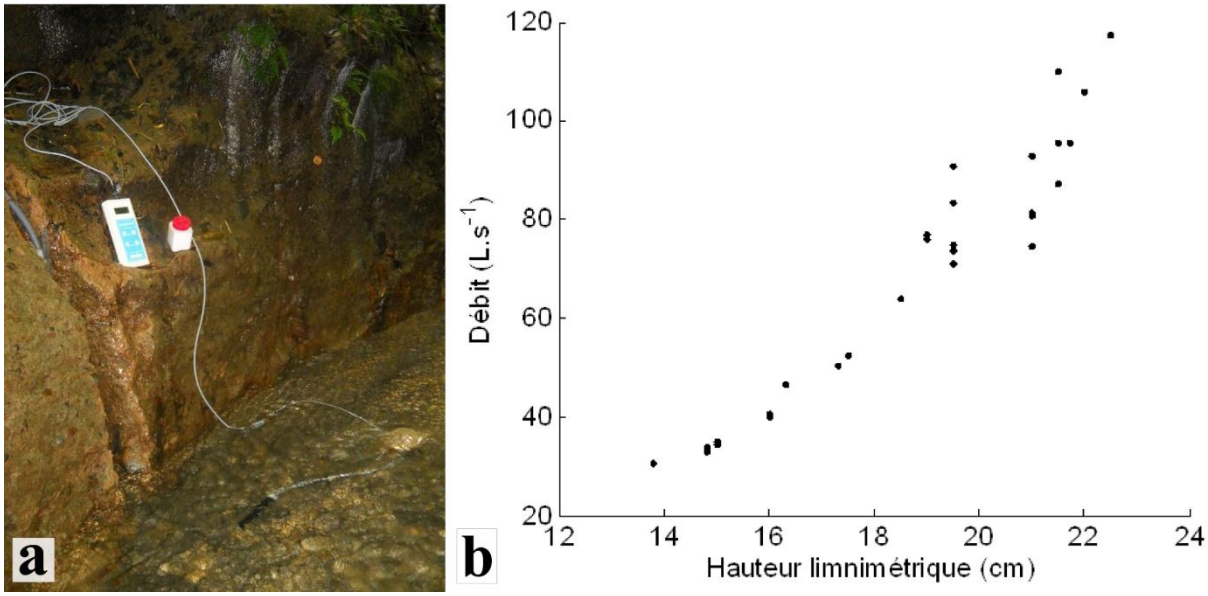


Figure IV.16 (a) jaugeage au SalinoMADD ; (b) Points de jaugeage obtenus par jaugeage au sel.

Pour les hauteurs supérieures à 30 cm l'accès à la rivière est trop dangereux pour permettre la réalisation de jaugeage. La formule de Manning-Strickler (Eq IV.1) a été utilisé pour extrapoler les débits en fonction des hauteurs d'eau, au-delà des hauteurs jaugées. Dans le cas d'un chenal à forte pente, et lorsque le champ d'inondation est réduit comme c'est le cas de la rivière Ravine, l'onde de crue est dite cinématique et ne s'atténue pas. Dans ce cas, il est considéré qu'une relation univoque existe entre la hauteur d'eau et le débit et que la formule de Manning-Strickler s'applique en considérant une succession d'états où l'écoulement est uniforme (Degoutte 2006).

$$Q = K \times S \times R^{2/3} \times \sqrt{i} \qquad \text{(IV.1)}$$

avec Q : Débit du cours d'eau sur le tronçon (L.s^{-1}); S : section mouillée (m^2); P : périmètre mouillé (m) ; R : rayon hydraulique (m) $R = S/P$; K : coefficient de rugosité (de Strickler) du lit (L$^{1/3}$.s^{-1}) et i : pente du fond du tronçon de cours d'eau (m.m^{-1}).

Nous simplifions la relation de Manning Strickler par une relation affine en considérant que le coefficient de rugosité, K, est constant quelle que soit la hauteur d'eau :

$$Q = a \times S \times R^{2/3} \qquad \text{(IV.2)}$$

avec $a = K \times \sqrt{i}$ en L$^{2/3}$.m$^{1/2}$.s^{-1}.m$^{-1/2}$ (IV.3)

Pour estimer les débits à l'aide de la formule de Manning-Strickler, la section de contrôle du cours d'eau a été mesurée (exemple : Figure IV.17). Les différents coefficients de la formule sont estimés grâce des fonctions écrites sous MATLAB dans le cadre de ce projet. Ces fonctions calculent les

coefficients R, P et S pour n'importe quelle hauteur d'eau à partir d'une section. Elles permettent aussi d'estimer le paramètre "a" en utilisant les débits mesurés par jaugeages.

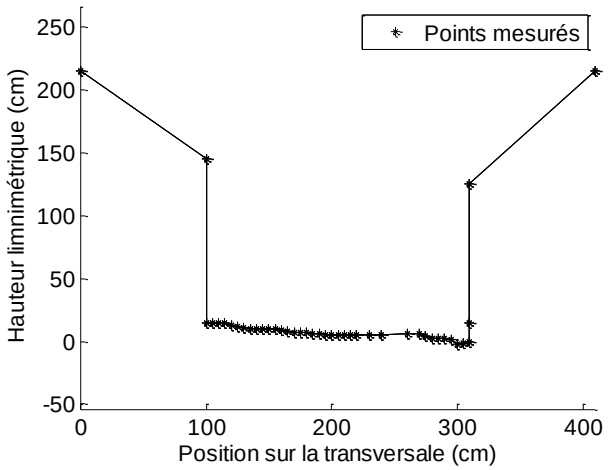


Figure IV.17 Section de la rivière Ravine au niveau de l'échelle limnimétrique

Finalement, deux ajustements du débit sur la base des hauteurs d'eau ont été retenus pour définir la courbe de tarage du cours d'eau :

$$Q = 0.0014 \times h^{1.53} - 0.0353 \; si \; [h > 30cm]; \; r^2 = 0.99 \quad \text{(IV.4a)}$$

$$Q = 8.03 \times 10^{-5} \times h^{2.3} \; si \; [h \leq 30cm]; \; r^2 = 0.99 \quad \text{(IV.4b)}$$

Les estimations de débits considèrent que le débit est constant entre les intervalles de mesure (2 minutes) sans réaliser d'interpolations linéaires entre elles.

3.1.3. Protocole de prélèvement d'eau

L'objectif du prélèvement d'eau est de représenter un échantillon composite de la concentration moyenne hebdomadaire en pesticide dans la rivière. Pour cela, des prélèvements d'eau sont asservis aux débits. L'eau est prélevée de manière automatique par un préleveur ISCO 6712 contrôlé par des impulsions envoyées par la station de mesure. Le prélèvement d'eau est déclenché lorsque le préleveur atteint une valeur seuil de débits cumulés. Cette valeur varie entre 300m^3 (période sèche) et 1800m^3 (période pluvieuse). Elle permet d'adapter les quantités d'eau échantillonnées à la hauteur de la lame d'eau écoulée dans la rivière. Lorsque cette valeur seuil est atteinte, le préleveur prélève deux fois 100mL d'eau dans la rivière : 100mL stockés dans un flacon en verre et 100mL stockés dans un flacon en Poly-éthylène-téréphtalate (PET). Ces deux matériaux de flacons sont utilisés afin d'éviter la fixation des pesticides sur les contenants (Amalric 2009). Les flacons en plastique limitent la fixation de certains herbicides et de leurs métabolites (glyphosate, diquat, glufosinate-ammonium, paraquat et AMPA) sur le contenant, tandis que le verre est utilisé pour les autres pesticides. Chaque semaine

deux échantillons composites de 1500 à 6000ml chacun sont disponibles dans le préleveur. Ils résultent du mélange de tous les prélèvements unitaires de 100ml pour chaque matériel de flacons.

3.1.4. Analyse des échantillons

Chaque échantillon composite prélevé de manière hebdomadaire est apportés au Laboratoire Départemental d'Analyses de la Martinique (LDA972) dans une glacière dans les deux heures ayant suivi le relevé. Le cuivre est analysé en Martinique. Les autres analyses sont réalisées par le Laboratoire Départemental d'Analyses de la Drôme (LDA26) après envoi express en glacières réfrigérées par le LDA972. La température des échantillons à l'arrivée varie entre 4 et 11°C. Les deux laboratoires bénéficient d'agréments pour l'analyse des molécules recherchées dans ces travaux de recherche. Les méthodes d'analyse sont conformes à celles du comité français d'accréditation (COFRAC). En fonction des pesticides, différentes méthodes d'analyses sont mobilisées. Pour les pesticides recherchés, et après extraction, deux méthodes sont mises en œuvre pour détecter et quantifier les molécules: la méthode (GC/ECD/NPD) qui couple la chromatographie en phase gazeuse (GC) des détecteurs à capture d'électrons (ECD) ou à des détecteurs thermoïoniques azote phosphate (NPD) et la méthode de spectromètroscopie de masse (MS). La quantification mobilise un chromatographe liquide à haute performance couplé à un spectromètre de masse (HPLS-MS).

La liste des 77 molécules recherchées par le laboratoire et leurs limites de quantification sont fournies en annexe 2.

3.2. Dispositif de suivi des pratiques agricoles

Le dispositif de relevé des pratiques agricoles et des systèmes de culture mis en œuvre sur le bassin versant a compris deux phases : une première phase de caractérisation des systèmes de culture, d'identification des appareils de production des différentes exploitations sur le bassin versant. Enfin une seconde phase de suivi des pratiques agricoles avec une fréquence mensuelle.

3.2.1. Phase initiale : caractérisation des exploitations

L'objectif de cette première phase est d'obtenir une caractérisation des exploitations agricoles du bassin versant de la rivière Ravine. Cette première phase comprend deux étapes : un premier contact avec chaque exploitant permettant de recueillir les informations générales de l'exploitation suivi d'un entretien approfondi détaillant la stratégie et les moyens de production.

Le premier contact vise à présenter les objectifs des travaux de recherche à l'exploitant. Ce premier entretien est très informel, il permet de faire connaissance avec l'ensemble des exploitants de la zone d'étude, d'actualiser leurs coordonnées et de dresser un bref historique de l'exploitation. Durant cette phase, un questionnement sur les relations de voisinage a été réalisé pour évaluer les liens et les échanges sociaux entre exploitations et accélérer les contacts sur le bassin versant.

L'entretien approfondi, qui s'est déroulé en 1 à 2 entrevues consistait à déterminer l'appareil de production et les successions culturales réalisées sur les différentes parcelles de l'exploitation. L'ensemble des parcelles du bassin versant ont été identifiées sur un orthoplan, comme préconisé par Houdart (2005). L'orthoplan a été choisi par rapport à d'autre fonds de cartes car il présente une image précise de la réalité (Exemple en Figure IV.18).

Figure IV.18 Deux exemples d'identification des parcelles par les exploitants sur un orthoplan. Les parcellaires présentés ont été digitalisés.

Sur chacune de ses parcelles, il est demandé à l'exploitant de renseigner les successions culturales mises en œuvre depuis le 01/01/2009, et si possible antérieurement si l'exploitant se souvient des mois de plantation et de récolte des différentes cultures. Cela permet d'identifier l'ensemble des cultures pratiquées par les exploitants durant les 2 dernières années, ainsi que celles de l'année en cours. Pour chacune de ces cultures, il est demandé à l'exploitant de développer l'itinéraire technique qu'il considère comme idéal pour la gestion de ses cultures. Durant cette phase, le matériel et la main d'œuvre mobilisés pour réaliser les différents actes techniques des itinéraires techniques sont approfondis. Les guides d'enquête sont présentés en annexe 3.

3.2.2. Phase de suivi des pratiques agricoles dans les exploitations

Durant la phase de suivi, les exploitants ont été rencontrés régulièrement (toutes les deux semaines durant les premiers mois, puis une fois par mois par la suite) afin d'identifier l'ensemble des actes techniques réalisés sur les différentes parcelles de l'exploitation agricole. Pour cette phase de collecte des données, les parcellaires construits au cours de la première phase d'enquête sont utilisés. La précision des données recueillies varie de la journée à la semaine en fonction des exploitants. Les pratiques collectées pour chacune des parcelles au cours du suivi sont les suivantes :

- Applications de produits phytosanitaires
  - date
  - spécialité(s) commerciale(s)

    - cible(s)
    - dose(s) totale(s) épandue(s) sur la parcelle
    - matériel utilisé pour l'application
    - localisation de l'application
- Applications d'amendements chimiques et organiques
    - date
    - nom de l'amendement
    - quantité appliquée sur la parcelle
    - matériel utilisé pour l'épandage
    - localisation de l'apport
- Travaux du sol
    - date
    - matériel utilisé
- Mulching plastique
    - date
- Fauches et sarclages et autres travaux d'entretien
    - dates
    - matériel utilisé
- Plantations
    - dates - période
    - espèce
    - nombre de plants (densité)
- Récoltes
    - Dates - période
    - quantité récoltée
    - destruction de la parcelle ou repousse

Toutes les pratiques renseignées n'ont pas d'effet direct sur le transfert de pesticides. Cependant comme elles font partie des itinéraires techniques et des systèmes de culture, leur intégration est nécessaire dans cette phase d'enquête afin d'obtenir une vision complète des systèmes de culture et des méthodes de gestion des bio-agresseurs par les exploitants agricoles. Les pratiques des exploitations collectées durant les suivis sont présentées de manière non exhaustive dans l'annexe 4.

3.3. Acquisition des données météorologiques

Les données météorologiques sont acquises auprès de Météo-France. Les données sont récupérées pour 3 stations. Deux de ces stations encadrent le bassin versant (EDEN et AILERON), elles fournissent les données de pluviométrie journalière, tandis que la dernière station (MORNES DES

CADETS) fournit les données de rayonnement journalier. Les positions de ces trois stations sont présentées en Figure IV.19.

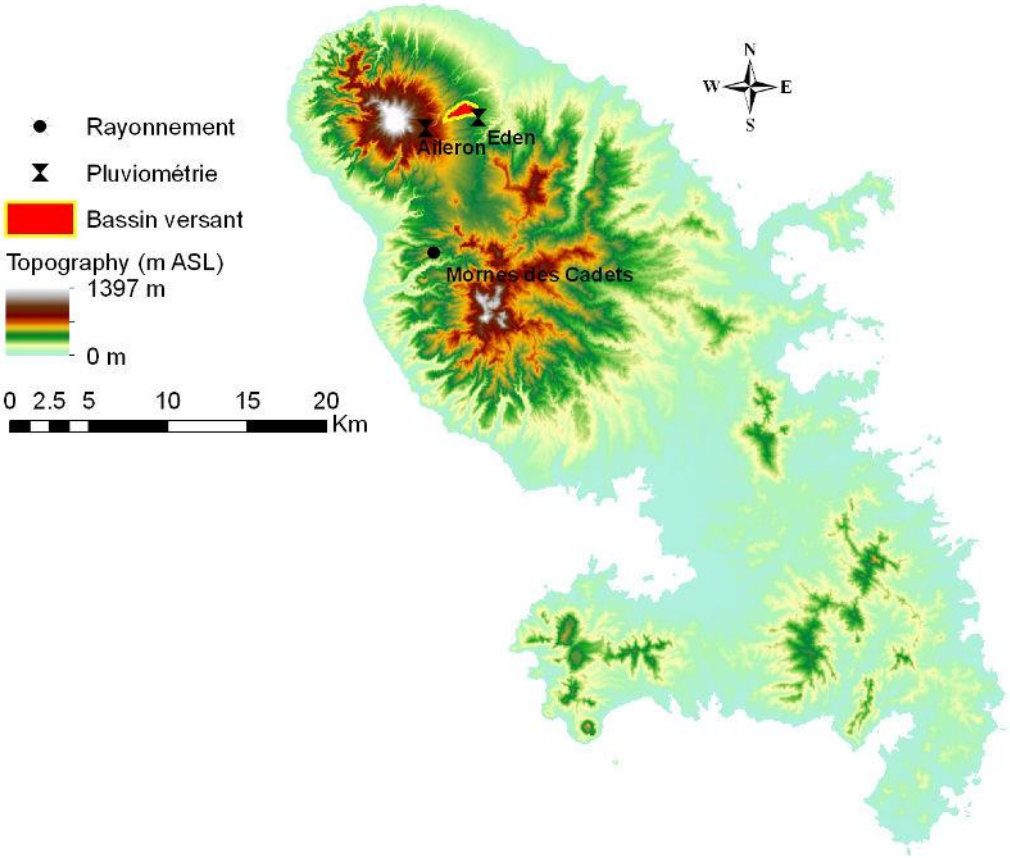


Figure IV.19 Localisation des stations météorologiques (Météo France) d'acquisition des données de pluviométrie et de rayonnement journalier.

4. Conclusion

Dans le cadre de cette thèse, nous avons sélectionné un petit bassin versant (131ha) pour ses caractéristiques adaptées aux enjeux de l'évaluation des effets de systèmes de culture sur la contamination de l'eau par les pesticides à son exutoire. Le bassin de la Ravine rend bien compte de la diversité des systèmes horticoles de la Martinique et présente des caractéristiques environnementales classiques à l'échelle de la Martinique. Pour répondre à la problématique de thèse nous avons mis en place deux dispositifs de suivi sur le bassin : à l'exutoire, un dispositif de suivi de la contamination de l'eau par les pesticides ; et sur les parcelles, un dispositif de suivi des pratiques agricoles modifiant les états des milieux parcellaires qui impactent les transferts de pesticides.

Dans le chapitre suivant, nous présentons un premier diagnostic des pollutions observées à l'exutoire du bassin de la Ravine en mobilisant les données collectées par les deux dispositifs de suivi.

Chapitre V Relations entre les profils temporels d'application de pesticides et les profils temporels de pollution par les pesticides à l'exutoire d'un bassin versant

Relationships between temporal application patterns of pesticides and temporal pollution profiles at watershed outlet[2]

Abstract

The understanding of factors affecting pesticide transfers to catchment outlet is still at a very early stage in tropical catchment, and especially on tropical volcanic catchment. Pesticide uses surveys and water sampling at the outlet of a small tropical volcanic catchment in la Martinique were performed weekly from October 2011 to April 2013. Pesticide uses in cropping systems and contamination patterns were analyzed together. We present three types of contaminants. First, we showed that horticulture generated high chronic pollution at the outlet by chlordecone, diuron and metolachlore. The last is suspected used on the catchment but the two others are prohibited since 20 and 10 years respectively. Second, we showed that aminomethylphosphonic acid (AMPA), fosthiazate and propiconazole with their serious leaching potential might result in future chronic pollution of shallow aquifers which are, in volcanic conditions, highly connected to surface water. Third, we found that some pesticides that are thoroughly applied on the catchment (glufosinate-ammonium, difenoconazol, spinosad and metaldehyde) do not actually seem to be significant water pollutants. In the light of our results, we think that to avoid the past errors and decrease the risk of long term pollution of water resources, the only mean to protect them is to reduce the use of pesticides with serious leaching potential.

1. Introduction

Due to the increase of population worldwide and especially in tropical countries which results in an increase of cultivated areas and in an intensification of cropping systems, the assessments of mid- to long-terms persistent pollution resulting from agricultural practices on surface water resource is highly needed to ensure sustainable water resource management. Regions such as Central America, the Caribbean and South-East Asia are concerned by water pollution from agricultural activities (Cabidoche et al. 2009; Charlier et al. 2009a; Kammerbauer and Moncada 1998; McDonald et al. 1999; Rawlins et al. 1998; Toan et al. 2013). These regions show very severe levels of pesticides in water. For instance, Toan et al. (2013) showed that the mean concentration over 3µg.L^{-1} for isopropionate in Vietnam. Kammenbauer and Moncada (1998) reported chlordane concentrations as

[2] Auteurs : Mottes Charles, Lesueur-Jannoyer Magalie, Carles Céline, Guéné Mathilde, Le Bail Marianne, Malézieux Eric.

high as 250µg.L^{-1} in Honduras. In the Caribbean, Cabidoche et al. (2009) have estimated that streams will be polluted by chlordecone for at least 500 years and Charlier et al. (2009a) showed concentrations of cadusaphos higher than 1µg.L^{-1} in streams and higher than 10µg.L^{-1} in aquifers.

Studies were performed at the catchment scale in temperate conditions to better understand the effects of hydrology, application rates, land uses, and molecular characteristics on the water contamination by pesticides (Blanchard and Lerch 2000; Guo et al. 2004; Leu et al. 2004). Some studies are focused on pesticides uses in agriculture (Wightwick et al. 2012; Xing et al. 2012) or of urban uses (Blanchoud et al. 2004) on water pollution. However, these studies focus either on a short period (67 days) with a controlled pesticide application (Leu et al. 2004), or analyse their data using adimensional or yearly statistics (Blanchard and Lerch 2000; Guo et al. 2004; Wightwick et al. 2012; Xing et al. 2012). As a result, they do not consider at the same time, pesticides time serie application patterns, time serie hydrology and time serie pollution patterns in the stream. These studies were performed in a temperate context. In tropical context, very little research has been conducted on water contamination by pesticides, and even less in tropical context at the catchment scale. This is why Houdart et al. (2009b) reported a lack of knowledge on pesticides in tropical areas. Tropical studies, which expressively considers the catchment scale, are focused on one pesticide or one cropping system analysis which usually does not correspond to the diversity of horticultural cropping systems of such places (Castillo et al. 2000; Charlier et al. 2009a; Varca 2012). As a result, water resource managers may have difficulties to select priority measures to take, regarding the complex results of water pollution analysis samples they perform. Nowadays, we know how to handle punctual pesticides pollutions associated with runoff events, using mitigation measures (Reichenberger et al. 2007). On the contrary, there is actually no efficient mitigation solution for persistent water contamination resulting from contaminated aquifers discharging in streams. As a result, the best way to mitigate is to avoid the appearance of persistent contaminations due to agricultural practices. This work presents a critical analysis of the concentrations of 80 pesticides at a tropical horticultural catchment outlet along with pesticide uses during 67 weeks. We expect that the temporal contamination profiles results from pesticides use patterns on the catchment, catchment hydrology and the pesticides molecular characteristics. In this article, we propose a typology of the contaminations observed at the outlet regarding pesticide uses on the watershed. We discuss the potential pesticide transport pathways and the possible impacts of current horticultural cropping systems practices on persistent pollutions of streams and rivers.

2. Material and Methods

2.1. Study site

The experimental horticultural catchment studied is the Ravine catchment. It is located on the North-East side of the Martinique Island, French West Indies (14°49'2'' N, 61°7'14'' W). In Martinique, the

climate is tropical humid with a maritime influence, rainfall pattern is characterized by two seasons: a dry season from January to March and a wet season from June to September. The average annual rainfall on the catchment is 3600 mm. The Ravine catchment covers 131 ha with elevation ranges varying from 312m to 628m. The mean slope of the catchment is 14% with the upper part with slopes comprised between 15 and 30% while the lower part slopes ranges from 0 to 15%.The catchment holds more than 200 fields which belong to 20 farms: 18% of land uses are chayote (*Sechium edule*), 13% banana (*Musa spp*.), 6% pineapple (*Ananas comosus*), 17% are covered by other horticultural species, 6.5% fallow (Multiple species), and less than 2% are covered by roads and tracks roads. The remaining surface is mainly covered by forested area, meadow and pasture.

The soils are andosol (Colmet-Daage and Lagache 1965; Quantin 1972), which are young volcanic ash soils with high infiltration rates (Cattan et al. 2007; Charlier et al. 2008). Drillings showed that subsoil is constituted by a 1 to 12 m pumice layer and multiple layers of different levels of alteration of nuees ardentes (pyroclastic deposit mainly composed of ashes). The total height of nuees ardentes exceeds 70m. Pumices and nuees ardentes are porous materials which contain aquifers drained by the volcanic streams (Charlier et al. 2008)

2.2. Pesticide use survey

Two types of survey were performed among farmers. In a first step, a global survey of the current pesticides uses on various cropping systems led to a list molecules which were applied on fields. It has been completed by pesticide used in the past such as chlordecone (banned in 1993), paraquat (banned in 2007), lindane (banned in 1998) or diuron (banned in 2007) and other potential significant pesticides and metabolites which were found in water samples by the French water office (ODE) at a regional scale. Finally, pesticides lists were merged resulting in a final list of 80 molecules. In a second step, a specific survey has been performed on all the farmers of the Ravine catchment. First, farmers were asked to detail their cropping systems and their strategies to control pests on the crop they grow. When it was available, the log or notebooks of the farmers were recorded. Secondly, we performed practice follow up survey every month from July 2011 to April 2013. During these surveys and for each field, farmers were asked to detail the field scale practices they performed during the previous month: plantation, harvest, tillage operation, mowing, pruning as well as pesticide applications and other pest management practices were surveyed. The dates of practices application were collected as well as modalities of application (material mobilized, localization of practices).

2.3. Sampling

The catchment outlet water was sampled by an automatic sampler (ISCO 6712, ISCO Incorporation). Sample frequency is proportional to the stream discharge calculated from the records of a pressure sensor PCDR 1830 (Campbell scientific). Depending on the period, twice 100 ml samples were collected when 300 to 1800 m^3 discharged. To avoid pesticides bounding to container one sample was

stored in a plastic container while the other was stored in a glass container (Amalric 2009). Samples were collected every week from 11/10/2011 to 01/02/2013.

2.4. Laboratory analyses

Pesticides measurements in water sample for the 80 molecules were performed by the "Laboratoire Départemental d'Analyses de la Drôme" (LDA26). The laboratory has been accredited by Cofrac, the French Accreditation Committee for pesticide analyzes thus providing guarantees for their technical skills and reliability as well as good management practices. LDA26 complies with ISO 17025 standards for testing and calibration. The methods mobilized for pesticides analysis are based on the EPA-methods 507, 508, 610 and 625. Depending on pesticides, extractions and analysis mobilized different methods. The results are given with 30 % confidence interval for the majority of molecules. Depending on active ingredients, limits of quantification range from 0.01 to 0.1µg.L^{-1}.

Here, we give a brief description of the protocol. One liter of water sample was submitted to extraction at multiple pH using a Teflon® separating funnel. First 100µl of acetone containing 2 mg.l^{-1} of hexabromobenzene, 4 mg.l^{-1} of triphenyl phosphate and 1 mg.l-^{1} of deisopropyl atrazine deutere were added to the water sample. Extractions at different pH were performed. First extraction was performed by using 50mL of a mix of dichloromethane (80%) and ethyl acetate (20%). The sample was mixed during 30 minutes before extraction of the organic phase. Prior to second and third extractions, 2µL of H_3PO_4 (85% solution) were added to the sample. Extractions were then performed using 50mL of a mix of dichloromethane (80%) and ethyl acetate (20%). The sample was mixed during 30 minutes before extraction of the organic phase. Fourth, extraction was performed using 25mL of dichloromethane. The sample was manually mixed and the organic phase extracted. To remove residual water, samples were placed during at least 2 hours at -18°C. Extract was filtrated with glass wool before concentration of the sample using a Turbo-Vap® evaporation workstation which uses a Nitrogen pressure at 2 bars and a 35°C bain-marie. One milliliter of isooctane was added to the filtrate. Extract was concentrated to 500µL then 0.5 ml of propazine D6 at 2 mg.L^{-1} was added. The sample was completed to 1ml with ethyl-atrasol and then vortexed to comply homogeneity. The resulting samples were separated into two fractions for respectively gas chromatography (GC) and high performance liquid chromatography (HPLC). Separation and pesticide analysis combined different applicable methods (gas and liquid chromatography): GC/MS, HPLC/MS/MS, HPLC/DAD, GC/ECD/NPD. Glyphosate and AMPA were specifically quantified using fluorenylmethyloxycarbonyl chloride derivation coupled with HPLC fluorescence.

3. Results and discussion

3.1. Pesticides management and their residues in water

Farmers declared the use of 26 commercial specialties. The 26 specialties represent a total of 16 active ingredients. The mostly used pesticides are herbicides and fungicides. The most used pesticide on the

catchment is glyphosate, an herbicide. A summary of the pesticides reported to be used on the different crops of the Ravine catchment is given in Table V.1. All types of pesticides are used throughout the whole inquired period as tropical climate generate the development of pests and weeds and a high phytosanitary pressure (Figure V.1). We determined three major types of crops according to pest management problems encountered by the farmers (Mottes 2010): agro-industrial crops, vegetable crops and low input crops. Weed management is an issue which is common to all farmers. We use weed management as an example to compare different weed management methods that are performed by farmers.

Agro-industrial crops (banana and pineapple) are intensively conventionally produced so that the management methods mobilized by the farmers rely mainly on pesticide use. These crops are sensitive to various types of pests because of large cultivation area at the landscape scale, to the cultivation of highly productive species or both. Soil nematodes infestation for instance results from monocultural cropping systems practices coupled with long field occupancy period (1 to 3 years for pineapple and till 15 years for banana). On agro-industrial crops, fungicides are usually applied every month.

Vegetable crops (e.g. tomato, pepper, cabbages and cucumber) were reported to receive fungicides every week to every two weeks. Due to the warm and humid climate, farmers apply fungicides throughout the growing cycle whether or not a fungal infection is detected. Fungus infections were reported by farmer to cause the destruction of the crop and total yield loss. On the other hand, insect infestations are controlled either systemically along with the fungicide applications or according to the pest infestation level with a specific insecticide.

Low input crops. Chayote and dasheen were found to receive only herbicides and molluscides (neither fungicide nor insecticide). Only one farmer reported the use of copper on dasheen against fungus even if fungi have very low impact on the yield of this crop.

Weed management practices. All crops are competing with weeds. Weed management is thus a common issue among farmers of a catchment. In the Ravine catchment, all farmers use herbicides but we found different herbicides application strategies and alternative methods for managing weeds, the use of which results in different herbicide application levels. The amounts and frequencies of herbicides application vary first according to weed height threshold to perform herbicide applications. This threshold is variable among farmers and results in herbicide applications from every month to more than 6 months, with the most common application frequency about 3 to 4 months. Concerning alternative methods, two pineapple farmers use plastic mulch on their fields. The banana farmer use dead mulch in banana cropping systems, to do so, he either applies herbicides on high weeds or mows weeds between banana rows. Hand weeding is a common practices on pineapple, dasheen, and in the surrounding of christophine plants because herbicides may harm the crop. Mowing is performed

between rows of dasheen by one farmer and in the surrounding of chayote crops by another. Hand or mecanic weeding requires more working force than herbicide application, which is not legally affordable for all farmers. These alternative practices are not integrated by all farmers but are means to decrease pesticides application amount and frequency on fields. However, these practices require more working force than herbicide application which is usually the limiting factor in horticultural cropping systems.

Crops	Herbicides	molluscides	Insecticides	Nematicides	Fongicides
Banana	Glyphosate, glufosinate-ammonium, fluazilfop-p-butyl		spinosad	fosthiazate	propiconazole difeconazole paraffinic oil
Pineapple	Glyphosate, Cycloxidime		diazinon*, cypermethrine*, paraffinic oil	fosthiazate*	fosetyl-al copper*
Chayote	Glyphosate, glufosinate-ammonium	metaldehyde	-	-	-
Dasheen	glufosinate-ammonium, diquat		-	-	copper*
Vegetable crops	glufosinate-ammonium, cycloxidime, diquat	metaldehyde	Cypermethrine, deltamethrin, abamectine, lamba cyalothrine, pyrimicarbe	-	copper, mancozeb, azoxytrobine.

Table V.1 Pesticides used by the farmers on the different crops of the Ravine catchment. *unofficial use

The weekly pesticide samples show a significant contamination of the water at the Ravine catchment outlet. We found 16 actives ingredient at the catchment outlet (Table V.2). Among the molecules detected at outlet, 4 are nowadays forbidden for use and unreported (diuron, paraquat, chlordecone and β-HCH), 2 are metabolites from respectively glyphosate and chlordecone (AMPA, chlordecone 5b hydro) and 10 are still authorized (propiconazol, difenoconazol, dithiocarbamates, copper, diquat, fosthiazate, diazinon, glyphosate, metolachlor and metaldehyde). Except for molecules that are banned, metabolites and metolachlor, most of molecules have been declared as regularly used by farmers on the Ravine catchment (Table V.1). The intense use of pesticides, including those that are nowadays banned, was reported by Houdart (2005). Thus most of the farmers' statements on pesticide use match with pollution context.

The application patterns for the mostly applied pesticides on the Ravine catchment are depicted in Figure V.1. Fosthiazate and propiconazole applications occurred before the sampling periods, and due to the difficulties to follow up farmers who declared to apply mancozeb, we think the temporal application pattern of the molecule we recorded is not correct, nevertheless, regarding the survey, we are in the opinion that this molecule is regularly applied on the catchment.

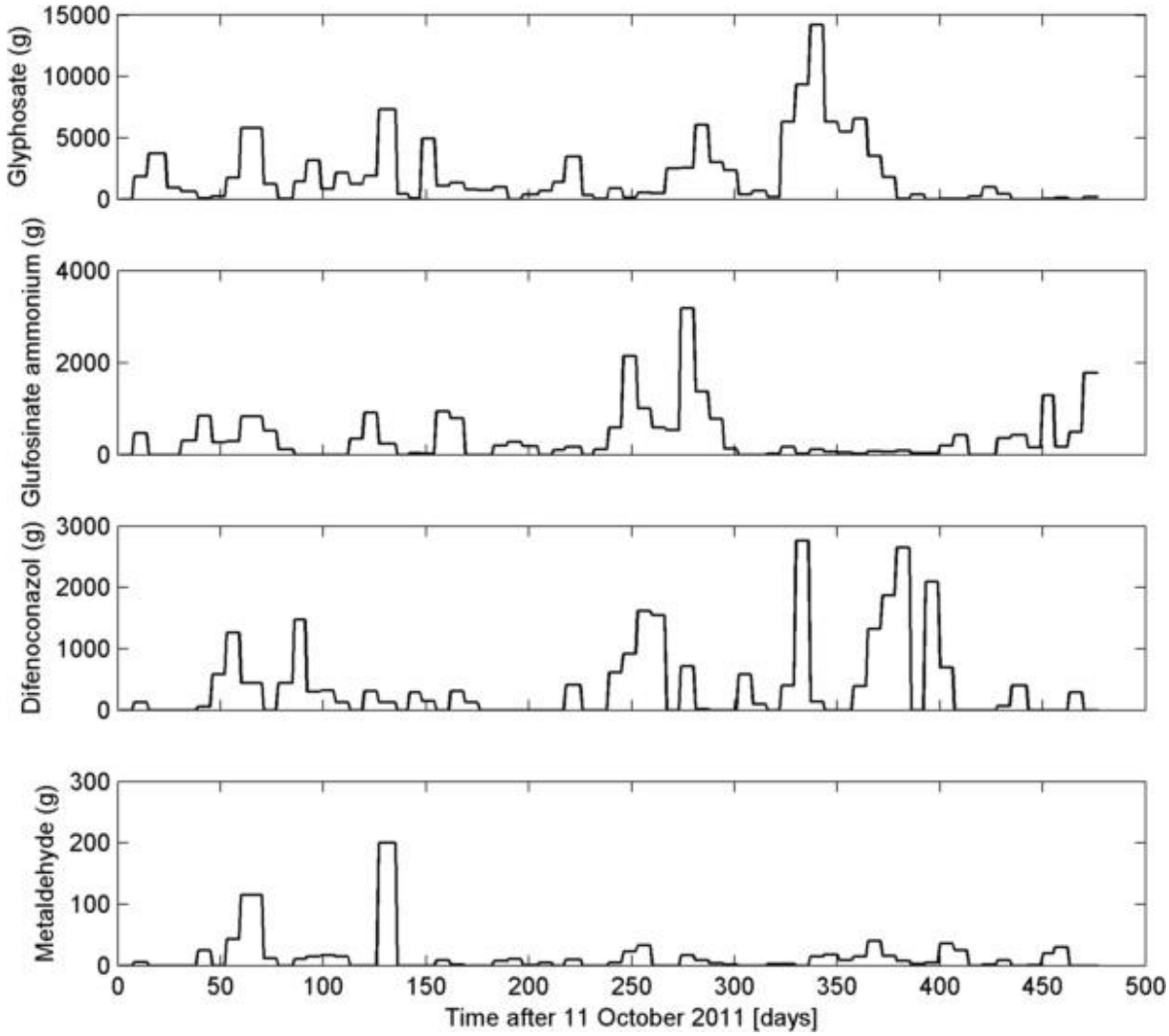


Figure V.1 Weekly amounts of pesticides applied on the Ravine catchment for glyphosate, glufosinate-ammonium, difenoconazol and metaldehyde which are four pesticides applied on the catchment with a high application frequency.

These three types of pollutions result from the comparison of application frequencies on the catchment and detection frequencies. According to the pollution patterns observed at outlet and the use of these different molecules, we classified the pollutants into 3 groups:

- The persistent historical pollutants which are found in water due to historical applications, such pollutants are stored in the catchment (in soils, in aquifers or both) and slowly released leading to persistent contamination profiles.
- Pesticides with a high pollution risk are two kinds, either their detection frequencies are higher than their application frequencies which means that the pesticide has serious risks of becoming a persistent pollution, or their very intensive use is responsible for non negligible detection frequencies in the contamination profile.

- Pesticides used on the catchment with a lower pollution risk because are not found at outlet, or they are very rarely found in spite of high application frequencies and intensities.

Active ingredient	Usage	Limit of quantification (µg.L-1)	% of detection	% >0.1µg.L^{-1}	logKow	logKoc	DT50 soil (days)	DT50 Water (days)	WHO class
Propiconazol	Fungicide	0.05	7.6	3	3.7	3	214	53.5	II
Difenoconazol	Fungicide	0.05	1.5	0	4.4	3.6^{Kfoc}	130	S	II
Dithiocarbamates (mancozeb properties)	Fungicide	0.1	22.7	22.7	1.3	3	0.1	1.3	U
Copper (copper sulphate)	Fungicide	20	4.5	4.5	0.44	4	10000	S	II
Diuron	Herbicide (banned)	0.02	81.8	0	2.87	2.9	75.5	S	III
Metolachlor	Herbicide	0.02	87.9	3	3.4	2.1	90	S	III
Glyphosate	Herbicide	0.1	6.4	6.4	-3.2	3.2	12	S	III
AMPA	Metabolite	0.1	21.3	21.3	-1.6	3.9^{Kfoc}	151	-	NL
Diquat	Herbicide	0.05	1.5	1.5	-4.6	6.3	1000	S	II
Paraquat	Herbicide (banned)	0.05	1.5	1.5	-4.5	6	3000	S	II
Chlordecone	Insecticide (banned)	0.01	100	92.5	4.5	3.4	450	S	O
Chlordecone 5b hydro	Metabolite	0.01	18.2	1.5	-	-	-	-	NL
Fosthiazate	Nematicide	0.02	9.1	1.5	1.7	2.4	13	104	NL
Diazinon	Insecticide (banned)	0.04	3	0	3.7	2.8	9.1	138	II
β-HCH (lindane isomer)	Insecticide (banned)	0.01	1.5	0	-	-	-	-	II
Metaldehyde	Molluscide	0.1	1.5	0	0.1	2.4	5.1	S	II

Table V.2 Characteristics of pesticides found in water samples, data are taken from the FOOTPRINT PPDB (2013). Class II: moderately hazardous, Class III: slightly hazardous, Class O: obsolete product, U: Unlikely to cause acute hazard, NL: not listed (WHO 2010). ^{Kfoc}: K_{foc} was used for log calculation. S: stable. –: undocumented

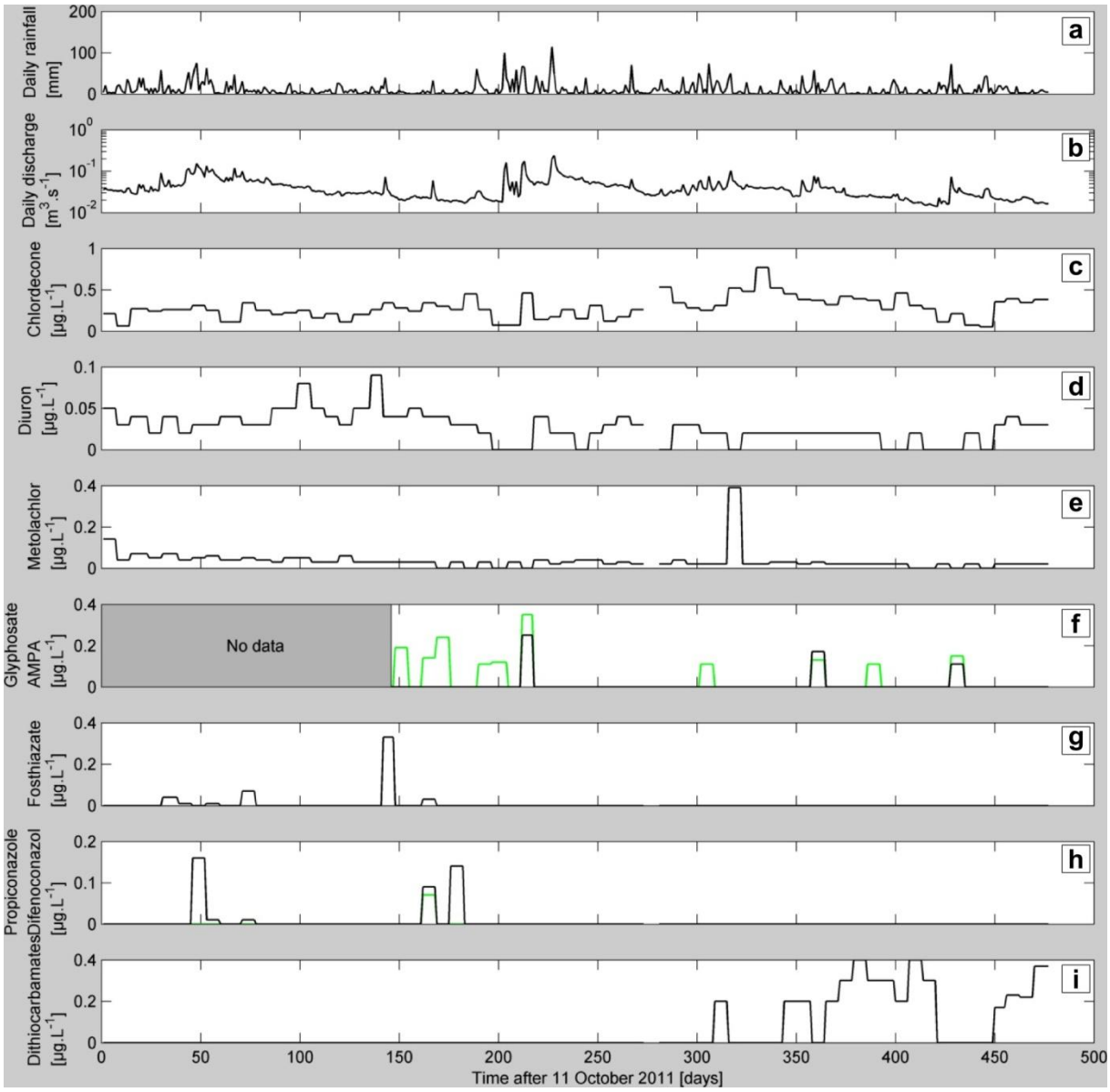


Figure V.2 : (a) daily rainfall; (b) discharge at outlet, (c) chlordecone concentrations, (d) diuron concentrations, (e) metolachlore concentrations, (f) glyphosate concentrations (black), AMPA concentration (green), (g) fosthiazate concentrations, (h) propiconazole concentration (black), difenoconazol concentration (green), (i) dithiocarbamates concentrations. As suggested by laboratory guidelines, concentrations were estimated to quantification limit divided by 3 for molecules that were detected only

3.2. Pesticide contamination typology

3.2.1. Persistent historical organic pollutants

Chlordecone, diuron and metolachlore have been used for a long time on significant areas of the catchment (Houdart 2005). These three pesticides still chronically contaminate water at outlet. Their detection frequency is higher than 80% at the catchment outlet and reaches 100% for chlordecone. Such pollutions are characterized by a weekly concentration varying within a narrow range (from 0.05 to 0.77µgL^{-1} for chlordecone; from >0.02 to 0.09µgL-1 for diuron and from >0.02 to 0.14µgL^{-1} for

metolachlor (pollution peak removed)). Depending on the characteristics of the molecules, their behavior regarding the hydrological state of the catchment differs. Persistent and long term pollutions involve the contamination of soils and aquifers. Historical pollutants are characterized by a long soil half-life (> 75 days). Metolachlor which has resulted in a persistent pollution of the stream is still authorized on pineapple crop and can explain residue peaks that are measured in water samples. The use of such environmental contaminant pesticides should better be forbidden in such location to avoid a persistent pollution increase.

3.2.2. Pesticides with a high pollution risk

Pesticides that are found in water while being used by farmers are propiconazole, fosthiazate, copper, glyphosate and its metabolite, AMPA. To make it short, we discuss the observed patterns of propiconazol, fosthiazate, glyphosate and AMPA which are the most significant pollutants observed, in terms of detection frequency and pollution level.

Glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA). Glyphosate is widely used as a general systemic herbicide. Glyphosate and its major metabolite were frequently detected in our water samples at the catchment outlet. AMPA is a major pollutant detected in 21.3% samples and concentrations always higher than 0.1µgL^{-1} which corresponds to the limit of quantification. Glyphosate was found to have concentrations higher than 0.1µg.l^{-1} three times. For these pollution peaks, the pollution corresponds to the occurrence of a runoff event right after the application of glyphosate. It indicates that glyphosate is quickly degraded or highly sorbed to soil particles forming irreversible bounding and meet the conclusions drawn by Vereencken (2005) and Borggaard and Gimsing (2008). Glyphosate is applied during the whole years by the surveyed farmers. Regarding its constant application pattern, it is very likely that the occurrence of rainfall after application takes place, especially in tropical climates characterized by high constant rainfalls. AMPA, one of the major glyphosate metabolite is systematically quantified when glyphosate is. Nevertheless, AMPA was detected with no companion glyphosate eight weeks during the sampled period. AMPA was found to be quantified during weeks that are not characterized by significant runoff events. The long half-life (151 days) and high Koc of AMPA reminds the characteristics of the chlordecone and of the diuron, two molecules which lead to chronic contamination at the outlet. In the literature, results from different studies are not very concordant on the potential of leaching of AMPA. Nevertheless, in several cases, AMPA has been shown to potentially leach (Bergstrom et al. 2011; Kjaer et al. 2005; Landry et al. 2005). In tropical volcanic conditions, due to the quantification of AMPA outside runoff periods, it is likely that AMPA contaminates at least shallow aquifers. We think that glyphosate quickly degrades itself in AMPA, which is stored in high organic soils, and is slowly leaching to aquifers along with rainfalls. In view of the nature of these results, it appears likely that the

widespread quasi-permanent use of glyphosate on tropical volcanic catchments, such as the Ravine catchment, will result in persistent stream pollution by AMPA within mid- to long- terms.

Fosthiazate is an organophosphate nematicide applied on banana. The molecule is detected during two periods on the catchment. During the first period (days 30 to 77), pesticide is detected at concentrations lower than 0.1µg.l^{-1}. The shape of the contamination during this high flow period is likely that this contamination results from a shallow aquifer transfer as the highest concentration are not observed at the peaks flows in spite of a high solubility and low Koc of the molecule. Indeed, in spite of its low Koc, the pesticide concentration is lower at higher flows which would prone a dilution by runoff. Fosthiazate is detected later during a dry period phase and the molecule is detected only twice when runoff even occurs. It is likely that the peaks observed during the second period result from an unofficial use of the molecule on pineapple fields before the runoff event occurs during the dry period (field observation). In the literature, fosthiazate persistence in soil is reported to increase under low pH (Pantelelis et al. 2006; Qin et al. 2004). Thus, in spite of a short half-life of the molecule reported as 13 days (FOOTPRINT 2013), its persistence in tropical Andosols with low pH (Clermont-Dauphin et al. 2004) may reach the 47 days values obtained by Pantelelis et al. (2006). The contamination of both stormflows and aquifers has been observed in similar pedoclimatic conditions by Charlier et al. (2009a) who analyzed cadusaphos, a nematicide with close molecular characteristics. On the basis of the two contamination patterns observed for fosthiazate, alongside with results of Charlier et al. (2009a), there is every likelihood that fosthiazate transfers to catchment outlet toward surface runoff and percolation leading to the contamination of shallow aquifers. We are now convinced that fosthiazate is a significant pollutant in the tropical volcanic conditions because it contaminates both runoff and shallow aquifers.

Propiconazole is detected during the first high rainy event after the beginning of the water sampling. The concentration peak on week 7 corresponds to the peak runoff. With a half life in soil reported to more than 200 days (Bromilow et al. 1999; FOOTPRINT 2013), we find every reason to believe that the pollution peaks observed result from pesticide applications reported by one farmer that occurred before the sampling period. In the literature, propiconazole has been reported to have low leaching potentialities (Bromilow et al. 1999; Kim et al. 2002) whereas Oliver et al. (2012) found that propiconazole was transported in a persistent manner from horticultural cropping systems in Australia and Battaglin et al. (2011) evidenced its presence in US streams. Toan et al. (2013) found that propiconazole significantly contaminates surface water in Vietnam. Propiconazole was frequently (in 43% of samples) found in a banana oriented catchment in Costa Rica (Castillo et al. 2000). Propiconazole quantification pattern is difficult to interpret as it does not appear systematically during all runoff events, shows contamination tail during high flow period and shows a high concentration on a week with no rainfall event. The molecular characteristics are close from historical permanent

pollutants. As a result, propiconazole has been shown to pollute surface water in many places but do not shows clear contaminations pathways on the Ravine catchment. Thus, we think that propiconazole requires further understanding and fate analysis in specific conditions and regulatory measures to avoid further contaminations of the stream.

Dithiocarbamates are a family of molecules they are mainly used for their fungicide effects. The analytical procedure did not make it possible to precisely identify specific dithiocarbamate molecules. Dithiocarbamates start being detected frequently in the stream from day 309 (Figure V.2). None of the farmers declared precisely to use a pesticide from this family during the survey period. They rather highlight the intensive use of fungicides on horticultural crops such a tomato, cucumber or pepper. Dithiocarbamates are not quantified anymore during high flow periods. As a result, different hypotheses can be drawn: (1) the molecule contaminates aquifers and the concentration is diluted during high flow period. Regarding data from the FOOTPRINT database, this is unlikely the case because of the very short half life of dithiocarbamates. Nevertheless, this hypothesis is supported by Wilmington (1983), the first manufacturer of the product who reported the half-life of mancozeb to range from 4 to 8 weeks. (2) The contamination comes from a point source due to a bad handling of the unsprayed pesticides fraction. (3) Hazardous applications regularly performed but no pesticide is sprayed during rainy weeks. (4) Dithiocarbamates are used to produce photodegradable plastic mulches which can be ploughed directly in soil (Scott 1997; Wolfe et al. 1990). Degradable plastic mulches are used under pineapple crops but farmers could not attest whether they used photodegradable or biodegradable mulches. In spite of the difficulty to clearly interpret our results, this newly observed pollution is alarming because it contaminates the stream in a quasi-persistent manner. The verification of these different hypotheses would require more specific studies.

3.2.3. Pesticide used on the Ravine catchment with a lower pollution risk

Two molecules that are used by farmers caught our attention as we expected them to be regularly detected in water sample at outlet due to their high application intensities: glufosinate-ammonium and difenoconazole.

Glufosinate-ammonium is the second herbicide most used on the catchment. This molecule has never been detected during weekly analyses, even when runoff events occurred during the same week the glufosinate-ammonium was applied. Glufosinate transfers have been found along with glyphosate and other herbicides (Screpanti et al. 2005; Shipitalo et al. 2008). Anionic retention capacity of andosol (Sansoulet 2007) may cause its retention in the soils of the catchment. Thus, as the use of glufosinate ammonium is lower than glyphosate at the watershed scale, pollution is not measurable now but could merge later after an increase in the use of glufosinate-ammonium.

In spite of a long half-life (85-130 days) reported in soil (FOOTPRINT 2013), **difenoconazole** has been detected only once while being regularly applied on the catchment. The detection occurs the same week an application was performed. The day of application is characterized by a runoff event that may have transported the molecule to the outlet during application or right after its application. Wang et al. (2012) found short half-life of difenoconazole in water (0.30 to 2.71 days). In soils, studies reports half-life ranging between 4 and 23 days (Mukhopadhyay et al. 2011; Wang et al. 2012). According to our results, it is likely that the reported high degradation rate explains a single detection of difenoconazole at outlet of the Ravine catchment.

The other molecules were not expected to be found in water because there are sparsely applied on the catchment or databases report very short half-life standing for very high degradation rates (fosetyl-al and metaldehyde) or the formation of non extractable bounds. **Spinosad** is frequently used but the molecule is applied on banana bunches which are protected by a plastic bag limiting washoff and environmental diffusions.

4. Conclusion

As expected, we have shown that the current uses of pesticide in tropical volcanic catchment result in pesticide pollution at catchment outlet and that our approach is relevant to identify potential source of water pollution at different time scales. We showed that pesticide pollution is not only dependent on the intrinsic characteristics of pesticides but also of the combination of application intensity by farmers and on the hydrological functioning of the catchment. We showed that historical pesticides used in horticulture resulted in persistent pollutions at catchment outlet due to aquifers contamination even for pesticides which were banned from 10 to 20 years ago. As we have seen, molecules still in use in tropical conditions show serious risk of aquifers contamination. Metolachor has been found with a persistent pattern in water samples. On the basis of our other results, we think that the use of glyphosate, fosthiazate and propiconazole could result in mid-term persistent contamination of the stream, as historical pesticides do. Thus, our results showed that, to avoid the past errors and decrease the risk of long term pollution of water resources, the only mean to protect them is to reduce or ban the use of these pesticides in horticultural systems. The analysis of the variability of pesticides uses among farmers showed that levels of pesticide uses vary among farms on the same types of crop. As a result, it would be interesting to assess whether changing cropping system with intensive pesticide uses to cropping systems with less intensive pesticide could significantly decrease pesticide pollution at outlet. To this end, and to focus on priority reduction measures, we recommend further research combining modeling and monitoring to assess the current and future effects of pesticides in tropical horticultural cropping systems on water resources as well as the conception of new horticultural cropping systems less dependent on pesticide use.

Partie 3 Conception d'un modèle destiné à évaluer les effets des systèmes de culture horticoles sur la contamination de l'eau à l'exutoire d'un bassin versant par les pesticides et adapté à des systèmes géologiques complexes

Cette partie présente un modèle nommé **WATPPASS** (Watershed Agricultural Techniques and Pesticide Practices ASSessment). De nombreux modèles de transfert de pesticides à l'échelle des bassins versants ont déjà été développés (Chapitre II) mais celui-ci intègre plus précisément l'évaluation de pratiques horticoles et la représentation des conditions hydrogéologiques volcaniques tropicales complexes. Pour la simulation des processus de transfert à l'échelle de la parcelle, WATPPASS se base principalement sur les modules et équations des modèles préexistants : GLEAMS, SWAT et RZWQM. Pour rendre compte des mécanismes à l'échelle des bassins versants, il fallait construire un modèle conceptuel, peu consommateur de données d'entrée et adapté aux conditions de l'horticulture volcanoque tropicale, c'est-à-dire tenant compte de la grande hétérogénéité des systèmes de culture et de l'influence considérable des flux souterrains sur l'hydrologie et le transfert de pesticides.

Cette partie est organisée en deux chapitres. Dans un premier temps, nous avons conçu les modules physiques de transfert d'eau et de pesticides dans le bassin versant. Dans un second temps, nous y avons ajouté les effets des pratiques agricoles sur les états des milieux, des peuplements cultivés et adventices susceptibles d'influencer ces processus (Figure V.3). Au cours des deux étapes, nous avons testé le modèle avec les données relevées sur le bassin de la rivière Ravine (Chapitre IV et Chapitre V).

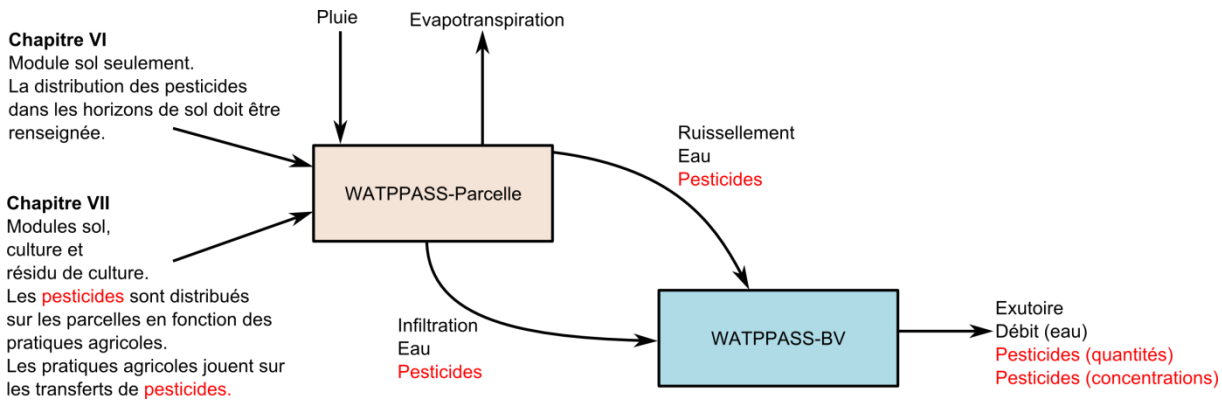


Figure V.3 Structure générale du modèle WATPPASS et organisation des fonctionnalités de WATPPASS entre les deux chapitres de la partie.

Le premier chapitre est présenté sous la forme d'un article scientifique à soumettre. Ce chapitre présente un modèle constitué de deux modules : un module « parcelle » qui génère du ruissellement et de l'infiltration d'eau et de pesticides, variables d'entrée d'un module « bassin versant ». Le module « bassin versant » simule les flux hydriques en utilisant une approche globale à l'échelle du bassin versant. Néanmoins, les transferts de pesticides dans le bassin versant sont contrôlés par les flux hydriques modélisés à l'intérieur du bassin versant à partir d'une représentation conceptuelle des aquifères utilisant des compartiments. WATPPASS prend en compte la position des flux d'infiltration pour simuler leur transfert jusqu'à l'exutoire par les voies souterraines. WATPPASS est ensuite appliqué au bassin versant de la rivière Ravine pour simuler le débit hydrique à l'exutoire et le transfert de soluté en utilisant comme cas d'étude la chlordécone. Cette molécule organique persistante, à l'origine d'une contamination généralisée aux Antilles françaises, est précisément cartographiée dans les sols du bassin versant de la Rivière Ravine. Cela nous permet de valider les modules hydrologiques et de transfert de pesticides par les voies souterraines avant de complexifier le modèle par la prise en compte des effets des systèmes horticoles sur le transfert de pesticide.

La revue bibliographique du chapitre II a montré que les pratiques des horticulteurs, en particulier celles liées à la gestion de la couverture du sol, n'étaient pas correctement prises en compte par les modèles existants. Dans le second chapitre de cette partie, le modèle WATPPASS est donc complété afin d'intégrer les effets des pratiques agricoles sur les caractéristiques environnementales impliquées dans les processus de transfert de pesticides. Nous proposons de simples méthodes de simulation et de prise en compte des effets de la gestion de la couverture du sol sur les transferts de pesticides, en jouant sur les relations entre les différents éléments d'une parcelle : cultures, sol constitué de différents horizons et résidus de culture morts. Chacun de ces éléments peut intégrer des molécules de pesticides et les faire évoluer ou les transférer vers d'autres compartiments. Les résultats obtenus par l'utilisation du modèle complet utilisant en variables d'entrée des pratiques recueillies dans le bassin de la rivière

Ravine sont présentés et mis en relation avec les mesures effectuées sur les différents pesticides à l'exutoire (Chapitre V). Les capacités de simulation des chroniques de pesticides par le modèle sont examinées, en particulier la capacité du modèle à reproduire des types de pollutions (ponctuelles et chroniques) observées aux exutoires de bassins versants horticoles tropicaux complexes.

Chapitre VI Modélisation hydrologique et de transfert de pesticides dans un bassin versant volcanique tropical avec le modèle WATPPASS

Hydrological and pollutant transfer modeling in a tropical volcanic catchment with the WATPPASS model[3]

Article à soumettre

Abstract

We present here the first stage in the development of WATPPASS a model for Watershed Agricultural Techniques and Pesticide Practices ASSessment. This model is the very first intended to be used to assess the use of pesticides in horticultural catchments located on heterogeneous subsoil. WATPPASS is a model highly suited for watershed with significant groundwater flow due to complex aquifers systems. First, the model segments the catchment into fields with independent hydrology and pesticide transfers. Then, field outflows enter the watershed systems where they are routed using reservoirs to conceptually represent the watershed aquifer system. To validate the modeling approach, we applied WATPASS on a heterogeneous tropical volcanic catchment in Martinique in the French West Indies. A first analysis of the hydrological processes was carried out to assess the catchment behavior, and thus to determine the modeling constraints adapted to its specificities: i) a spatial variability of runoff/infiltration partitioning according to land use, ii) and a predominance of groundwater flow paths in two superposed aquifers under permeable soils (50-60% of annual flows). Simulations were carried out on 550 days at a daily time step. Results showed that even groundwater flow paths predominate; surface runoff cannot be neglected in pesticide transfers assessment. Persistent organic pesticide (chlordecone) simulations without specific calibration led to the detection of a mean chronic concentration within the range of the measured one but failed to represent the weakly measured variation of concentrations. However, sensitivity analysis of the models showed that for this pesticide, WATPPASS is not very sensitive to pesticides related parameters, which slows its robustness. Nevertheless, such weekly pesticides simulations are highly satisfactory on such complex geological environment.

Keywords: volcanic catchment, conceptual modeling, hydrology, pesticides, chlordecone, water pollution, environment.

[3] Auteurs : Mottes Charles, Lesueur-Jannoyer Magalie, Charlier Jean-Baptiste, Carles Céline, Guéné Mathilde, Le Bail Marianne, Malézieux Eric

1. Introduction

Protecting surface and groundwater water resources is one of the major issues of this XXI^{iest} century. In the Caribbean regions and Central America, coastal resources as well as agricultural soils, waters and aquatic fauna are highly contaminated by a suite of chemicals such as pesticides (Castillo et al. 2006; Henriques et al. 1997; Kammerbauer and Moncada 1998; McDonald et al. 1999; Taylor et al. 2003). This is particularly true in small volcanic islands where water resources diversity is limited with an increased anthropic and agricultural pressures (Rawlins et al. 1998). Volcanic ash soils are among the most productive soils in the world and are intensively cropped with horticultural cropping systems (Shoji and Takahashi 2002), leading to high pesticides inputs to preserve production yields and qualities (Houdart et al. 2009b).

To study the pesticide fate in agricultural catchments in such environments remains a great challenge due to the hydrological specificities of the tropical volcanic area. First, humid tropical climate is characterized by high amount of annual rainfalls (e.g. from 2000 to 4500 mm in agricultural areas of the Lesser Antilles) and by high rainfall intensities during storm events, leading to generate high pesticide transfer from soil to stream water compared to temperate climate. Second, volcanic ash soils have high infiltration properties (Ks > 50 mm/h according to Poulenard et al. (2001) and Cattan et al. (2006)). Consequently, at the plot scale, pesticide infiltration towards the aquifer is predominant (Saison et al. 2008) compared to the transport due to surface runoff. Third, geological formations are complex due to volcanism which generates an important lithological variety having various properties even in the same geological formation (Bernard et al. 2007). It gives rise to a very high spatial and vertical variability of the structure and the hydrodynamic properties of the aquifers (Charlier et al. 2011; Foster et al. 1985; Lachassagne 2006). This geological framework promoted underground flow paths that involved overlapping aquifers in such heterogeneous media (Charlier et al. 2008). On a small volcanic catchment located in Guadeloupe (FWI), the mechanisms of pesticide transport in soils and surface waters were studied by Charlier et al. (2009a). Authors showed that two successive phases of stream water contamination occurred, corresponding to two distinct contamination mechanisms: an event-dominated contamination phase (of <30 days) when transport is linked to overland flow during precipitation shortly after application, and a stabilized contamination phase when transport originated mainly from the drainage of the aquifer.

In this setting, to link agricultural practices and the contamination level of stream water at the catchment scale, it is first necessary to model hydrological and pesticide transfers from soil to stream accounting for the spatial variability of land uses and of the specificities of the tropical volcanic environment. In such heterogeneous context, distributed physically based models may require to many input parameters which are either impossible, laborious or extremely costly to gather, leading to use it in a degraded mode, with rather substantial simplifications of the physical and hydrological structures

that these methods aim at representing (Le Moine et al. 2008). Lumped conceptual models consider the catchment as an undivided entity, and use lumped values of input variables and parameters (e.g. GARDENIA (Thiery 1982), HBV model (Bergström 1995), GR3J model (Edijatno et al. 1999), GR4J model (Perrin et al. 2003), Hydro-SVAT lumped (Gómez-Delgado et al. 2011)). For the most part, their conceptual structure is based on the interaction between storage elements representing the different processes with mathematical functions to describe the fluxes between the storage elements. For instance, reservoir models have been developed for modeling nitrate in vadose zone (Philippe et al. 2011), or a tracer in karstic groundwater systems (Becker and Bellin 2013). For volcanic media, Charlier et al. (2008) proposed a hydrological conceptual model adapted to tropical volcanic catchment. This model is able to simulate stream discharge at the catchment scale as well as groundwater fluctuations, but was neither designed to model solute nor pesticide transport. Thus, there is a need to develop a new modeling approach of both hydrological and pesticide fluxes for volcanic tropical catchments.

The aim of this paper is to present a new conceptual hydrological and solute transport model to assess the water pollution caused by pesticides at the catchment scale: the WATPPASS model (Watershed Agricultural Techniques and Pesticide Practices ASSessment). A Correct representation of water and pollutant transfers within catchment are needed as a prerequisite of more complex models aiming to assess the effects of cropping systems on water pollution in heterogeneous tropical volcanic catchment. At this stage, WATPPASS structure has two nested modules. The field scale module generates water and pesticide runoff and infiltration inputs for the watershed module. The catchment module simulates water flows using a lumped approach at the catchment scale. Nevertheless, pesticide transfers are governed by water flux within catchments using a conceptual spatial discretization of aquifers using compartments. WATPPASS takes into account the position of the infiltration fluxes on pesticide transfers toward groundwater ways. In this article, we first present the structure of the model, second we present the study site the Ravine catchment, third we present the parameterization and calibration procedure of WATPPASS on the Ravine catchment and finally, we discuss WATPPASS results from application on the Ravine catchment to simulate the catchment discharge and solute transfers. To do so we used as a case study a persistent organic pollutant that was mapped precisely in this catchment: chlordecone. This pesticide generated a chronic contamination of waters in French West Indies (Cabidoche et al. 2009; Gourcy et al. 2009) and in the Ravine catchment (Mottes et al. Chapitre V).

2. WATPPASS model

2.1. General model structure

Lumped modeling is useful as it makes it possible to validate or reject conceptual representations of catchments needed for integration into more complex models. As most catchment models are based on storage elements which are interconnected (Rimmer and Hartm 2012; Roche 2010), we used such representation to account for hydrological groundwater and pesticide fluxes in WATPPASS. The overall structure of the model is described in Figure VI.1. Q_O (L.day^{-1}), the discharge at outlet, is the sum of four different contributions: surface runoff (Q_{sr}), shallow aquifers discharge (Q_{sa}), deep aquifer discharge (Q_{da}) and flows between the two aquifers (Q_{sub}). These four contributions to the discharge at outlet carry pesticide (g) (Figure VI.1b).

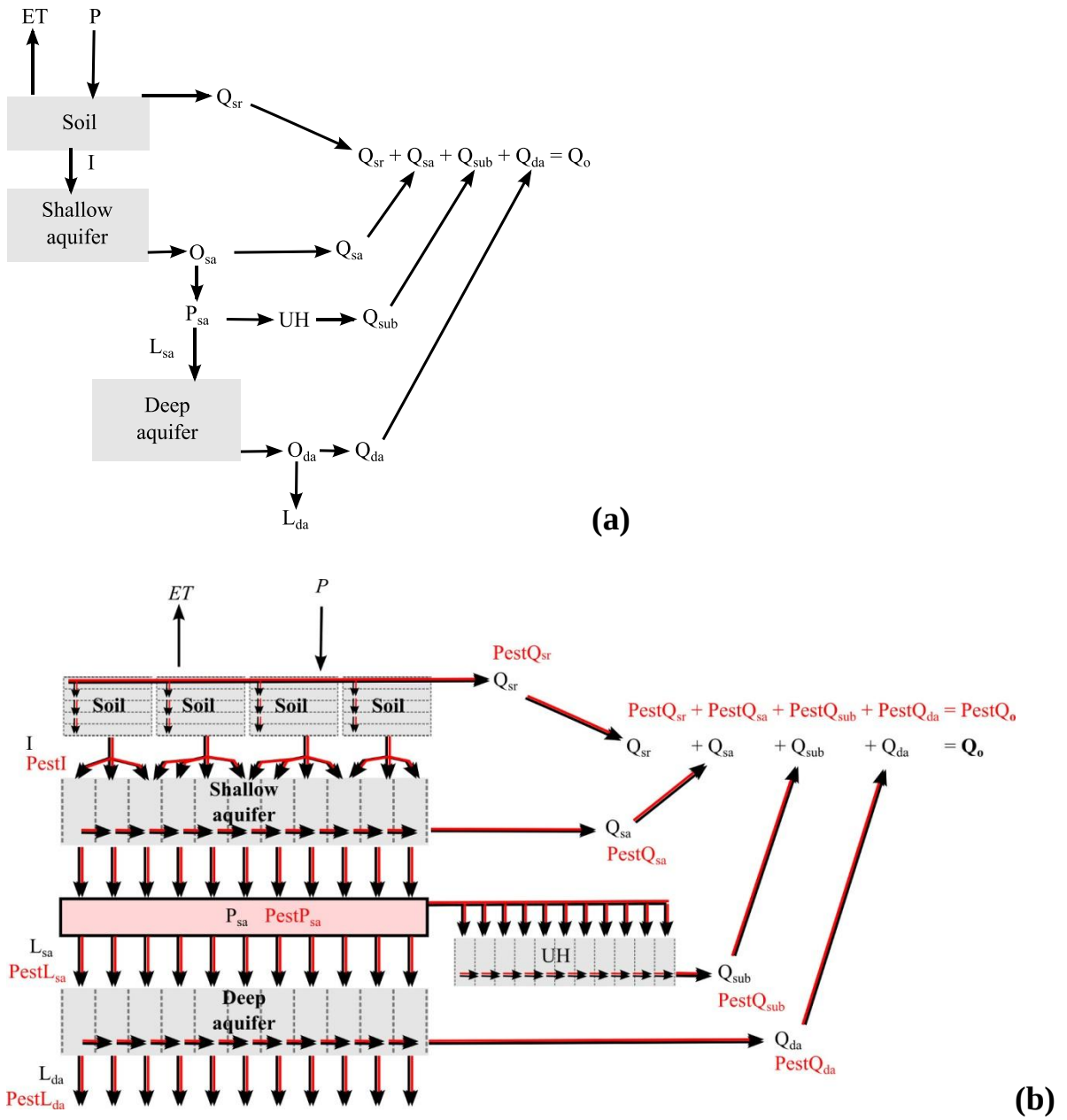


Figure VI.1 : (a) Conceptual structure of the WATPPASS-lumped hydrological model for small tropical volcanic catchment. (b) Conceptual structure of the WATPPASS model for pesticide transfers in the catchment. Black: water transfers (L), red: pesticide transfers (g). ET: evapotranspiration (mm), P: Rainfall (mm), Q_{sr}: Runoff discharge, I: Soil infiltration, O_{sa}: Outflow of shallow aquifer, Q_{sa}: discharge of the shallow aquifer, P_{sa}: percolation from the shallow aquifer, UH: unit hydrograph, Q_{sub}: discharge resulting from the unit hydrograph, L_{sa}: leaching from the shallow aquifer, O_{da}: outflow from the deep aquifer, L_{da}: leaching from the deep aquifer, Q_{da}: discharge from the deep aquifer. PestX: Pesticides transferred with water flows X.

2.2. Field scale production functions

2.2.1. Surface runoff

The surface runoff term of the catchment (Q_{sr}) is generated using the curve number approach (USDA 1986). Curve number is a method which makes it possible to estimate runoff while taking into account the effects of agricultural practices. This methods relies on more than 20 years of data collection and analysis (Ponce and Hawkins 1996). Curve number are, currently the only methods for which parameters estimations are given, regarding land uses and a range of cropping systems in various locations including tropical ones (Cooley and Lane 1982; Mottes et al. 2013; Sartori et al. 2011). In this version of WATPPASS, each field has a curve number attributed regarding its cropping system. Surface runoff (Qsr) is calculated using equations 2 and 3. The curve numbers are estimated at a daily time step using the S adjustment method presented in equation 4 which was developed especially for WATPPASS because of the inadequacy of existing adjustment methods (Kannan et al. 2008).

The SCS curve number equation is (USDA 1986)

$$Qsr = \frac{(P - Ia)^2}{P - Ia + S} \; if \; P > Ia \qquad (1a)$$

$$Qsr = 0 \; if \; P \leq Ia \qquad (1b)$$

with Qsr the runoff amount in mm.day^{-1}; P the rainfall in mm.day^{-1}; S is the retention capacity before runoff (mm) and Ia the initial abstraction (mm). The initial abstraction is estimated using $Ia = 0.2 \times S$ as suggested by USDA (1986) which results in

$$Qsr = \frac{(P - 0.2S)^2}{P + 0.8S} \; if \; P > 0.2S \qquad (2a)$$

$$Qsr = 0 \; if \; P \leq 0.2S \qquad (2b)$$

$$S = 25.4 \times \left(\frac{1000}{CN} - 10\right) \qquad (3)$$

To account for the effect of antecedent moisture conditions on runoff, the curve numbers are updated daily by updating the retention capacity before runoff S using constraints on the evolution of S between two values $Smin$ and $Smax$:

$$S_t = S_{t-1} + a_1 \times PET_t \times \frac{Smax - S_{t-1}}{Smax} + a_2 \times (P_{t-1} - Qsr_{t-1}) \times \frac{Smin - S_{t-1}}{Smin} \qquad (4)$$

Where P_{t-1} is the rainfall of the day before (mm), PET_t is the potential evapotranspiration of the day (mm) and Qsr_{t-1} the runoff of the day before (mm), S_{t-1} is the value of S on the day before. $a1$ and $a2$ (unitless) are two empirical coefficients. $Smax$ (mm) corresponds to maximum water retention at

CN_1 (dry conditions) while $Smin$ (mm) corresponds to maximum water retention at CN_3 (wet conditions), both are calculated using equation 3 and CN_1 and CN_3 values calculated using equations reported by Neitsch et al. (2011):

$$CN_1 = CN_2 - \frac{20\times(100-CN_2)}{100-CN_2+\exp(2.533-0.0636\times(100-CN_2))} \quad (5a)$$

$$CN_3 = CN_2 \times \exp(0.00673 \times (100 - CN_2)) \quad (5b)$$

where CN_2 is the curve number of the field for average moisture conditions. Finally, the curve number adjusted for moisture is calculated using the adjusted S value with

$$CN = \frac{25400}{S + 254} \quad (6)$$

2.2.2. Water in soil

WATPPASS conceptualizes soil using a soil module which has been adapted from GLEAMS (Leonard et al. 1987) and SWAT (Neitsch et al. 2011) models. WATPPASS represent soil with 11 horizontal layers which makes it possible to represent pesticide temporal infiltration profiles. The first layer is 10 mm height. The heights of the other layers are calculated using the total soil height $height_{soil}$ (mm). The height of each layers from 3 to 11 is $height_{soil}$ / 10. The second layer height is $height_{soil}$ / 10 – 10. A storage routing technique is used to simulate percolation from upper soil layers to lowers (Leonard et al. 1987). For each soil layer, percolated water from the previous layer or from rainfall is added to the next layer. The variation of the water stock in each layer ΔSW_{layer} (mm) is expressed as

$$\Delta SW_{layer} = Water_{input} \; if \; [layer = 1] \quad (7a)$$

$$\Delta SW_{layer} = Perco_{layer-1} \; if \; [layer > 1] \quad (7b)$$

Where $Water_{input} = P - Qsr$ is the amount of water entering the first soil layer and $Perco_{layer-1}$ (mm) is the amount of water percolated from the upper layer. The water percolating from the layer $Perco_{layer}$ (mm) is calculated according to the following equation:

$$Perco_{layer} = SW_{excess} \times \left(1 - exp\left(\frac{-24}{TTperc_{layer}}\right)\right) \quad (8)$$

Where SW_{excess} (mm) is the water content exceeding the field capacity of the layer and $TTperc_{layer}$ is the water percolation speed (mm.day^{-1}). SW_{excess} is calculated using

$$SW_{excess} = SW_{layer} - FC_{layer} \; if \; \left[SW_{layer} - FC_{layer} > 0\right] \quad (9a)$$

$$SW_{excess} = 0 \quad if \left[SW_{layer} - FC_{layer} \leq 0\right] \qquad (9b)$$

and percolation speed is calculated using

$$TTperc_{layer} = \frac{SAT_{layer} - FC_{layer}}{Ksat_{layer}} \qquad (10)$$

The water content of the soil layer varies according to

$$\Delta SW_{layer} = -Perco_{layer} \qquad (11)$$

Finally, I is the percolation resulting from the soil deepest layer

$$I = Perco_{lastlayer} \qquad (12)$$

Soil percolation I (mm) is assumed to recharge aquifer which is presented in details in the next subsection.

Extraction of water from the soil due to evapotranspiration is depth dependent. According to Neitsch et al. (2011), WATPPASS is parameterized so that 50% of the evapotranspiration is extracted by the 6% upper soil. If surface horizons cannot provide the requested water, water from deeper horizon is extracted. The initial water extraction at a specific depth z (mm) is calculated using

$$w_{up,z} = \frac{ET}{[1 - exp(-10)]} \times \left[1 - exp\left(-10 \times \frac{z}{height_{soil}}\right)\right] \qquad (13)$$

WATPPASS assumes that evapotranspiration demand can be extracted from the soil until a maximum depth of 1000 mm or less if the total depth of soil is less than 1 m. For each soil layer, the amount of extracted water is calculated as the difference between lower and upper bounds of the layer $w_{up,lay} = w_{up,zl} - w_{up,zu}$.

2.2.3. Pesticide in soil and in runoff

The soil pesticide transfers component is adapted from SWAT (Arnold et al. 1998; Neitsch et al. 2011). In each soil layer, pesticide transported by water flow W_{flow}(mm) is

$$Q_{pest,flow} = Q_{pest} \times \left(1 - \exp\left(\frac{-W_{flow}}{SAT + K_{oc} \cdot f_{oc} \cdot BulkDensity \cdot Height}\right)\right) \qquad (14)$$

With $Qpest$, the amount of pesticide in the layer (g); SAT, the amount of water in the layer at saturation (mm); K_{oc}: the soil organic carbon - water partitioning coefficient ((mg.kg^{-1}) / (mg.L^{-1})); f_{oc}, the organic carbon fraction of the layer (g.g^{-1}); $BulkDensity$, the bulk density of the layer (g.cm^{-3}) and $Height$, the height of the layer (mm). For demonstration of the analytical differential

equation solving resulting in equation 14, see Neitsch et al. (2011). Pesticide percolations from the last (11th) soil layer enter the shallow aquifer reservoir. According to Neitsch et al. (2011), pesticides extracted into runoff are weighted by a parameter which vary between 0 and 1 ($PestCon$).

2.3. Watershed scale production functions

2.3.1. Surface runoff

Surface runoff at the watershed scale is the sum of the daily runoff calculated for all the field of the catchment weighed by their surface on the catchment. As a result, this version of WATPPASS assumes that the place of a field on the catchment has no impact on its runoff contribution at the catchment outlet. This hypothesis is only valid for highly drained small catchments where fields are connected to the hydrographic network. Surface runoff is not routed in the hydrographic network.

2.3.2. Groundwater equations

The groundwater processes in the WATPPASS model are structured by two reservoirs which respectively represent a shallow aquifer and a deep aquifer (Figure VI.1).

Reservoir discharge is calculated linearly so that the outflow of the shallow reservoir (O_{sa}) is

$$O_{sa} = \left(\frac{1}{D_{sa}}\right) \times W_{sa} \qquad (15)$$

with D_{sa} in days characterizing the recession curve of the shallow aquifer and W_{sa} the amount of water in the shallow aquifer (L)

The water level in the shallow aquifer is updated using

$$\Delta W_{sa} = I - O_{sa} \qquad (16)$$

A fraction of the shallow aquifer outflow is directly discharged into the stream. This fraction is

$$Q_{sa} = p1 \times O_{sa} \qquad (17)$$

with $p1$ the fraction of outflow directly discharged at the outlet (unitless).

The remaining fraction percolates from the shallow aquifer and is calculated using:

$$P_{sa} = (1 - p1) \times O_{sa} \qquad (18)$$

This percolated fraction is split into two fractions. The first fraction is added to the deep aquifer and is calculated using:

$$L_{sa} = p2 \times P_{sa} \qquad (19)$$

The remaining fraction $(1 - p2) \times P_{sa}$ is submitted to a unit hydrograph (UH) determined by the number of day of influence of a unitary rainfall on the catchment discharge at outlet. This unit hydrograph is meant to simulate transfer between the two aquifers. The unit hydrograph is generated by splitting the catchment into LUH concentric rings. The center of all rings is the outlet of the catchment (Figure VI.2). Figure VI.2 illustrates the discretization of the Ravine catchment with LUH=70.

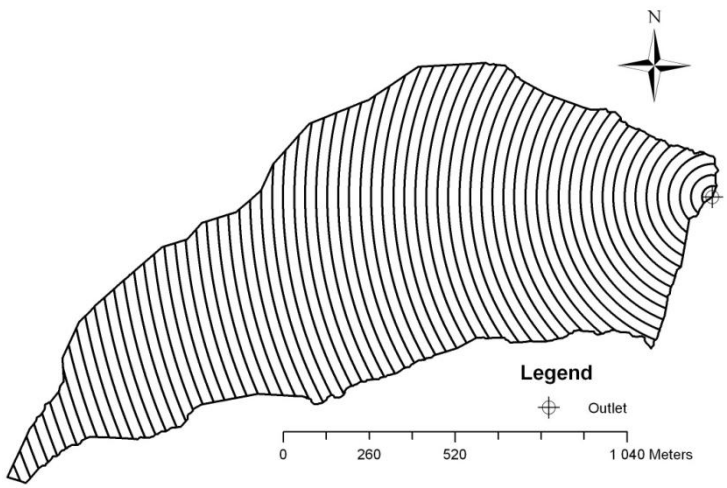


Figure VI.2: The Ravine catchment, split into 70 concentric rings of same width (except for the last one which is smaller), generates a 70 days response of the unit hydrograph ($LUH = 70$). The LUH value for that example has been arbitrary selected for illustration purpose. The first ring is the closest to the outlet.

The unit hydrograph (UH) is defined by

$$UH = [UH_1 \dots UH_i \dots UH_{LUH}] = \frac{[S_1 \dots S_i \dots S_{LUH}]}{\sum_{i=1}^{LUH} S_i} \qquad (20)$$

where S_i is the surface of the i^{est} ring starting from the outlet. Then, the variations of Q_{sub} at different time steps ranging from t to $t + LUH$ are calculated using

$$[\Delta Q_{sub}(t) \dots \Delta Q_{sub}(t+i) \dots \Delta Q_{sub}(t+LUH)] = UH \times \left((1 - p2) \times P_{pum}(t)\right) \quad (21)$$

Reservoir outflow from the deep aquifer (O_{da}) is calculated linearly by

$$O_{da} = \left(\frac{1}{D_{da}}\right) \times W_{da} \qquad (22)$$

with D_{da} in days characterizing the recession curve of the deep aquifer and W_{da} the amount of water in the deep aquifer (L)

At each time step: W_{da} is updated using:

$$\Delta W_{da} = L_{sa} - O_{da} \qquad (23)$$

As for the shallow aquifer, a fraction of the deep aquifer outflow is discharged into the stream

$$Q_{da} = p3 \times O_{da} \qquad (24)$$

and the remaining fraction

$$L_{da} = (1 - p3) \times O_{da} \qquad (25)$$

is considered as definitely lost. L_{da} accounts for the losses from the catchment.

Finally, the total discharge at outlet is calculated by summing the flows calculated for the different contributing flows (Figure VI.1)

$$Q_o(t) = Q_{sr}(t) + Q_{sa}(t) + Q_{sub}(t) + Q_{da}(t) \qquad (26)$$

where $Q_o(t)$ is the discharge at outlet calculated by the model (L.day^{-1}).

2.4. The transfer function

The discharges, calculated for the different aquifers with the aquifers production functions, are considered as constraints for the ground water pesticides component of WATPPASS. Once pesticides enter to the groundwater system, they are assumed to have no interaction with the surrounding environment. Thus, no retardation factors are taken into account by the model and no further parameters are needed for groundwater simulations. As a result, in the groundwater system, any transfer of water is associated with solute transfers using the equation:

$$Qsolute_{exported} = C_{pest} \times V_{exported} \qquad (27)$$

$$C_{pest} = \frac{Qsolute}{QWater} \qquad (28)$$

Where $Qsolute_{exported}$ is the amount of pesticide exported from a compartment (g), $V_{exported}$ is the volume of water flowing out of a compartment (L), $Cpest$ is the concentration of pesticide in a compartment (g.L^{-1}), $Qsolute$ is the amount of pesticide in a compartment (g), and $Qwater$ is the amount of water in a compartment (L).

In WATPPASS, groundwater reservoirs are horizontally discretized by "LUH" units corresponding to circular concentric reservoirs. This number of reservoir facilitates computation and, we assumed this is suited to the response dynamic of the catchment according to its size. Pesticides percolated from each field is split between the circular concentric reservoirs using a transition matrix generated using the General Polygon Clipper Library with a MATLAB wrapper. Percolated amounts of pesticides are

instantaneously added to the shallow reservoirs and pesticides are assumed to be perfectly mixed in this reservoir.

Outflow water volumes and associated pesticides amount are removed from reservoirs using the following steps: (1) percolated water volumes (P_{sa} and L_{da}) and associated pesticides amounts are removed on all sub-compartments according to their relative contribution to the total amount of water in the whole reservoir. Percolated fluxes (L_{sa}) and associated pesticides are added to their homologous underlying reservoirs; (2) Discharges at the outlet (Q_{sa} and Q_{da}) and associated pesticides are taken from the downstream reservoir (the one with the lower indices) until the total discharge demand generated by WATPPASS is achieved. Once reservoirs have been updated by removing outflow and percolated volumes associated with pesticides, equilibration of water in compartments is simulated. Equilibration is performed on the basis of water depth in reservoirs, the upper reservoir discharges in the lower to achieve equilibrium of water depth.

$$Wtransfers = \frac{Qw_1 \times S_1 - Qw_2 \times S_2 - S_1 \times S_2 \times (hc_1 - hc_2)}{S1+S2} \; if \; [hc1 > hc2] \quad (29a)$$

$$Wtransfers = 0 \; otherwise \quad (29b)$$

In equation (29), the reservoir 1 stands for the upper reservoir (the one with a higher indice), and reservoir 2 for the lower one (the one with the lower indice). $Wtransfers$ (mm) is the amount of water transferred from the upper reservoir to the lower reservoir. The water depth hc_i in a reservoir i is calculated as follows

$$hc_i = \frac{QW_i}{S_i} \quad (30)$$

with S_i the surface of reservoir i (m^2), and QW_i the amount of water in reservoir i (L).

Only transfers from upper zones to lower zones are allowed by WATPPASS. If more than one compartment is emptied by the discharge demand, equilibrium is performed by performing "n" passes of equilibration with "n" being the number of reservoirs emptied by the discharge to outlet (Q_{da} or Q_{sa} depending on the reservoir). During the equilibration of compartments, water transfers are associated with pesticides transfers between compartments according to equation 27.

2.5. Model parameters and calibration procedure

2.5.1. Models parameters

Surface water runoff function. The surface runoff production function requires rainfall inputs P(mm) on the day and the day before, the potential evapotranspiration of the day ETP (mm) and the runoff estimate from each field Qsr on the day before. The surface runoff production function requires two

parameters which are evaluated at the catchment scale $a1$ and $a2$ and one parameter, curve number for average moisture conditions CN_2, for each field of the considered catchment. The output of the function is the daily runoff of each field.

Soil water function. For each layer, the soil water production function input is the amount of water entering the soil layer by the upper border; the output is the water leaching from the soil layer $Perco_{layer}$. Parameters of the soil water production function must be provided for the 11 layers and are the amount of water in the soil layer at field capacity FC_{layer}, the water in the field at saturation SAT_{layer}, and the saturated hydraulic conductivity $Ksat_{layer}$.

The water in the field at saturation can be calculated by

$$SAT_{layer} = porosity_{layer} \times Height_{layer} \qquad (31)$$

where $porosity_{layer}$ is the porosity of the layer and $Height_{layer}$ is the height of the layer (mm). If only the soil bulk density is available, the porosity of each layer is calculated according to

$$porosity_{layer} = 1 - \left(\frac{BulkDensity_{layer}}{2.65}\right) \qquad (32)$$

Pesticide extraction function. The inputs of the pesticide extraction function are the outputs from the surface water runoff Qsr and the soil water function $Perco_{layer}$. The pesticide extraction function requires a parameter related to the pesticide characteristics: the soil organic carbon-water partitioning coefficient of the molecule (Koc). The pesticide extraction function requires the organic carbon fraction content for each soil layer (foc).

Groundwater function. The ground water equation requires as input the percolation from each fields located on the catchment. The spatial coordinates of the outlet, contour maps of the catchment and of the fields of the catchment are needed in a shapefile format for WATPASS to generate the conceptual structure of the catchment. The groundwater function outputs are the discharge from each groundwater compartments (Q_{sa}, Q_{sub} and Q_{da}). The groundwater function requires 6 parameters D_{sa}, D_{da}, $p1$, $p2$, $p3$ and LUH.

Transfers function. The WATPPASS transfer functions do not require any further parameters than those used for production functions. The conceptual catchment representation is used to transfer pesticides. The transfers function output is the pesticide concentrations at the catchment outlet.

Global parameters needs. The input variables of the WATPPASS models are the rainfall P which is considered uniform on the whole catchment area and the potential evapotranspiration PET. The outputs of the models are a simulated hydrograph Q_O and pesticides concentrations at catchment outlet

which can be compared with the measured hydrograph and pesticide concentrations at catchment outlet.

2.5.2. Performance criteria and calibration procedure

To analyze the model performances, we used four criteria related to the shape of the whole hydrograph. The first criteria selected are the Nash and Sutcliffe (Nash) criteria (Nash and Sutcliffe 1970), and the Nash and Sutcliffe criteria taken for square root ($Nash_{sq}$) and log ($Nash_{log}$) of values. To complete the analysis, we also took the root mean square error ($RMSE$), the coefficient of determination (R^2) and the index of agreement (d) (Willmott 1981). The Nash and Sutcliffe criteria taken for the square root of the discharged values was selected for calibration. Using the square root of values ensures equilibrium between low flow simulations periods while keeping the sensitivity of the Nash and Sutcliffe criteria for peak flows. WATPPASS uses a two step calibration procedure. As for most hydrological models, runoff related parameters are sensitive. The first step of the calibration is to calibrate the runoff to ensure that the runoff effects cannot be taken into account by the shallow aquifer. Analysis of data on calibration sets makes it possible to define parameters intervals. Then, in a second step, the global calibration procedure is performed using a particle swarm optimization algorithm (Poli et al. 2007) (http://www.mathworks.com/matlabcentral/fileexchange/7506-particle-swarm-optimization-toolbox).

3. Study site

3.1. Description

Presentation. The Ravine catchment (14°49'2''N, 61°7'14''W) is located on the North-East side of the Martinique Island in the French West Indies (Figure VI.3).

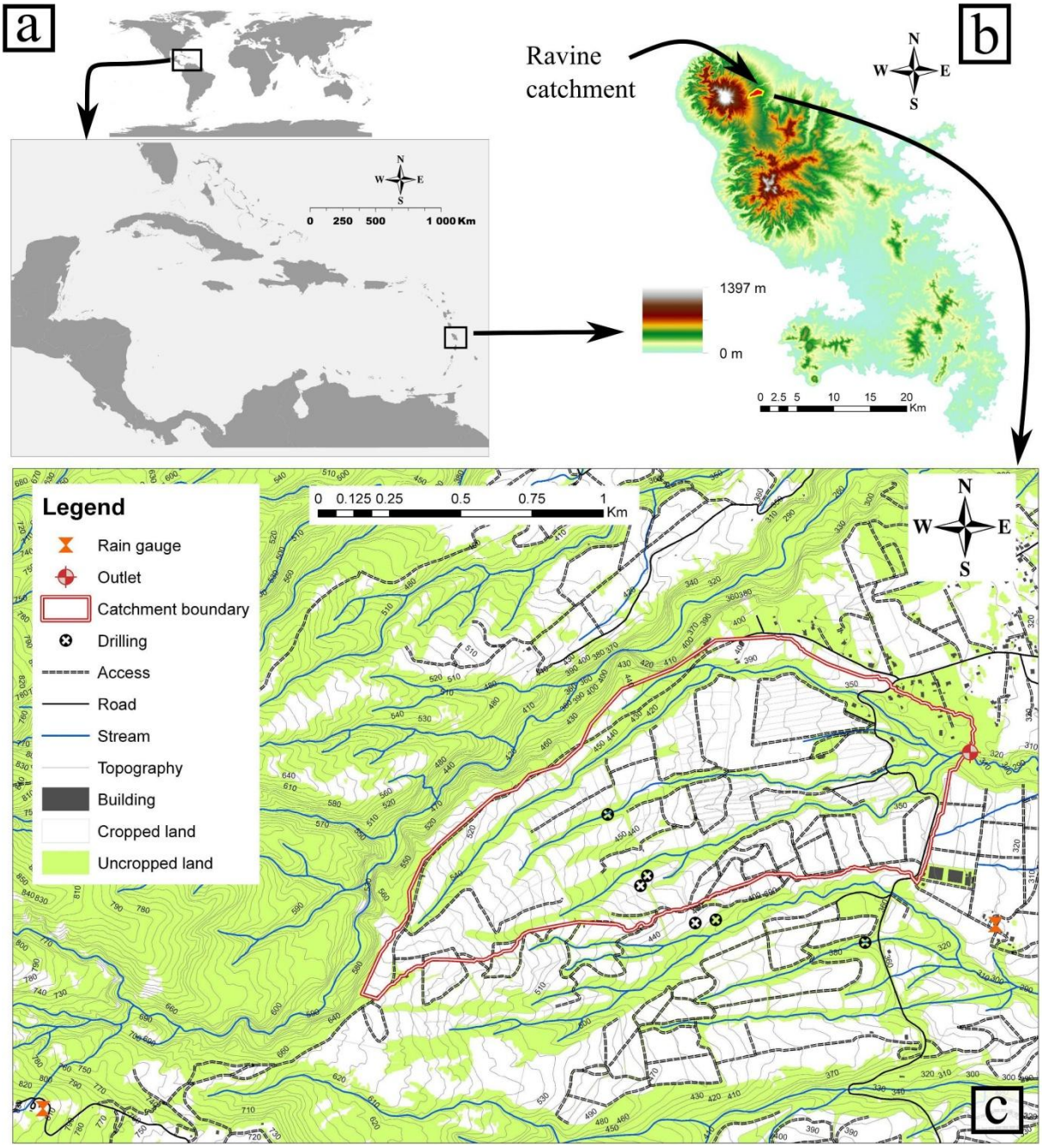


Figure VI.3 Location of the Ravine catchment in the Caribbean (a) and in La Martinique (b); Contour map of the Ravine catchment and surrounding environment with localization of equipments (c).

The Ravine catchment covers 131 ha. It is located on the eastern flank of the Martinique volcano *La Pelée*. Elevation of the catchment ranges from 315 to 630 m. The catchment divides into 2 areas according to local slopes, the downstream and the upstream areas with mean slopes ranging between 0 and 15%, and between 15 and 30%, respectively. The drainage network is represented by three main gullies which drain surface runoff and subsurface flows during rainy events, and by a perennial stream

which appears between 150 and 200 meters upstream the outlet, indicating the permanent contribution of groundwater to stream discharge at the catchment outlet.

Climate. The West Indies are submitted to a maritime tropical humid climate. Climatic years are split into two seasons: a "dry" season lasting from February to April and a "rainy" season lasting from July to October. These two seasons are separated by transition period of variable intensities. Nevertheless, the dry season does not include high water deficits. The mean annual rainfall between 1978 and 2012 at the Eden station, which is the nearest station from the outlet of the Ravine catchment, is 3607 mm (Meteo France 2013).

Land use. A land use survey has been performed from April 2011 to November 2011. For each field, the type of land uses were recorded and classified into types. For this study, the land uses are assumed to be constant throughout the simulations period which is true for the vast majority of the recorded land uses (except for bare soil and fallow). This is however a necessary simplification assumption to understand the functioning of the Ravine catchment. The catchment cuts across 20 farms with different production orientations: 18% of land uses are chayote (*Sechium edule*), 13% banana (*Musa spp.*), 6% pineapple (*Ananas comosus*), 6.5% fallow (Multiple species), 17% are covered by other horticultural species, and less than 2% are covered by roads and tracks roads. The remaining surface is mainly covered by forested area, meadow and pasture. These different land uses are assumed to have different effects on hydrology and pesticides transfers. The diversity of land use found on the Ravine catchment matches the diversity of cropping systems found in comparable tropical volcanic contest.

Geology. Volcanic formations are pyroclastic deposits of andesitic composition (Bernard, 2007). Drilling sites and field surveys on the catchment showed two main geological formations which were (from the deepest to the most superficial): nuees ardentes exceeding 70 m height, and a pumice layer of 2 to 12 m depth (BRGM 1983). Depending on the location, the nuees ardentes formation is composed by a different number of layers which can be identified by their alteration degree. They have been set on a paleovalley oriented ESE-WNW (Lalubie 2010; Mouret 1979).

Soils. Soils of the catchment are Andosol (WRB 2006) which are young volcanic ash soils derived from pumices and ashes deposits. Andosol in the Lesser Antilles have high infiltration rates with a saturated hydraulic conductivity over 60 $mm.h^{-1}$ (Cattan et al. 2006). In the gully beds, soils have been identified by Colmet-Daage (1969) as Nitisol (WRB 2006) due to alteration of the allophanic clay. Concerning water pathway under the soil, Charlier et al. (2008) have showed in same pedoclimatic environment that percolation through the water table is predominant limiting lateral subsurface flows (Charlier et al. 2009a).

3.2. Hydrological data

Daily rainfall data and daily global radiation data were acquired from Meteo France from 2 stations surrounding the catchment downstream (Eden station) and upstream (Aileron station) (see Figure VI.3 for location). The daily rainfall on the catchment is estimated by the arithmetic mean of the data of the two stations.

The global radiation was measured using data from the closest meteorological station (Morne des Cadets) located at 9.5 km South-South West from the catchment. Due to difference in location (station located on the wind protected slope of Martinique) a 0.83 coefficient has been applied on the global radiation measurements from this station (Vittecoq et al. 2007).Potential evapotranspiration (PET) has been calculated by the formula used for the French Caribbean archipelago (Khamsouk 2001; Tixier 2004) using equation 33:

$$PET = 0.2392 \times (0.83Rg) + 0.00037 \qquad (33)$$

with PET the potential evapotranspiration in mm.day^{-1}, and Rg the global radiation in MJ.m^{-2}.day^{-1}. As a first approximation, we considered evapotranspiration as equal to potential evapotranspiration due to very rare limiting water supply during the year.

Discharge at the catchment outlet was measured at a 2 minutes time step using a PCDR1830-CS420-L sensor (Campbell Scientific®). Gauging of the stream has been performed using a SalinoMADD (MADD®) for low water level (less than 30 cm water depth) and Manning-Strickler relationship has been used for higher levels using a measured section of the stream since measurements in the river could not be performed due to security issues. The location of the station has been selected due to the existence of a natural weir in the streambed which controls ideally water flows.

Pesticide samples were collected proportionally to measured discharge. The discharge is summed until it reaches a threshold value ranging from 300m^3 (during the dry season) to 1800m^3 (during the rainy season). When this value is reached, water is sampled. Weekly sample is a composite sample obtained by mixing all the samples collected during the week.

Time series of rainfall, evapotranspiration, and discharge for the period from 01 July 2011 to 18 April 2013 were synchronized at a time step of 1 day. These same data were also synchronized from 11 October 2011 to 01 February 2013 at a time step of 1 week to compare the pesticide time series.

3.3. Storm and baseflow partitioning

Determining surface runoff is a necessary step in order to understand the functioning of the catchment and to correctly represent storm flows in the catchment. To do so, we performed stormflow/baseflow partitioning using the high frequency filter proposed by Arnold and Allen (1999) with 1 parameter:

$$QR(t) = \beta \times QR(t-1) + \frac{(1+\beta)}{2} \times (QT(t) - QT(t-1)) \qquad (34)$$

where $QR(t)$ is storm discharge calculated at time step t, β is the parameter of the filter and $QT(t)$ is total discharge at the outlet at time step t.

First, this filter needs to be parameterized on a short period partitioned using manual separation. A 20-days period was chosen for parameterization from the 21/07/2011 to the 11/08/2011. This period has daily rainfall ranging from (2.5 mm to 75.55 mm) with a mean daily rainfall of 22mm which correspond to a high rainfall range compared to the rainfall events from the 01/01/2007 to the 18/04/2013. As a result this period includes different types of runoff events. During this period 36 runoff events have been identified and stormflow and baseflow were separated according to the straight line method between the beginning point of the stormflow and the beginning of the recession curve (Chow et al. 1988). This method considers that the recession curve takes the form of an exponential decay that is linearized on a logarithmic scale (Figure VI.4).

The filtering has been performed from the 01/07/2011 to the 18/04/2013 on a 2 minutes time step with the β parameter equals to 0.99975. This parameter has been fitted on the 20-day period with the results of the manual separation given a Nash-Sutcliffe efficiency criterion of 0.99. A linear regression of daily filtered ($\beta = 0.99975$) vs. daily manually calculated stormflow gave a coefficient slope coefficient of 0.99 with a R^2 of 0.98.

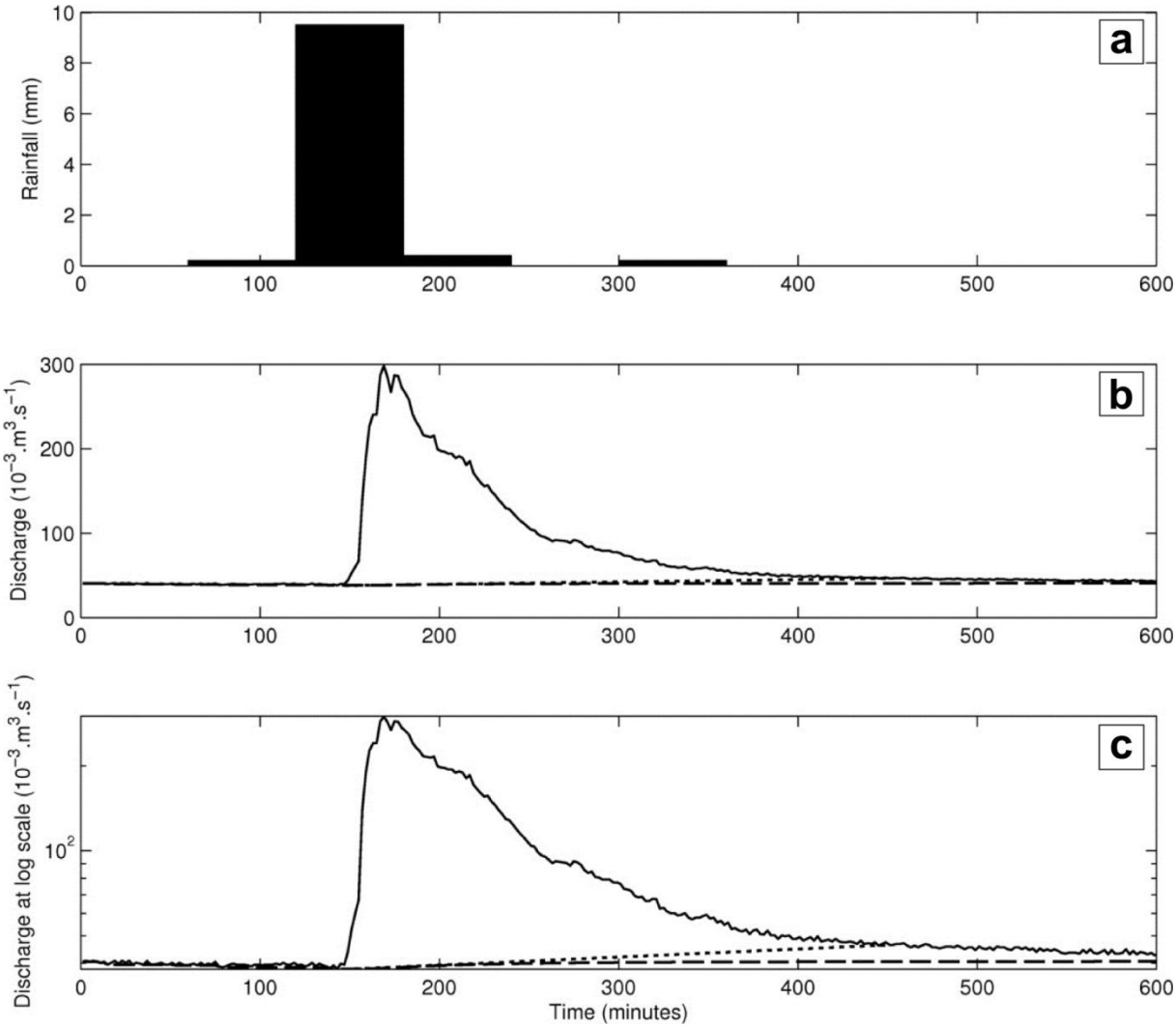


Figure VI.4: Example of flood event and filtering used to separate storm and baseflow; (a) rainfall (Hourly resolution in mm), (b) discharge ($10^{-3}m^3s^{-1}$), (c) discharge ($10^{-3}m^3s^{-1}$) log scale. The recession curve separation "dotted line"; the filter separation "dashed line"

3.4. Annual water balance

The storm and baseflow separation makes it possible to estimate annual flows for the different components of the water balance:

$$L_{ann} + dW_{ann} = P_{ann} - ET_{ann} - R_{ann} \text{ with } R_{ann} = B_{ann} + S_{ann} \quad (35)$$

where L_{ann} are the annual losses of the aquifer (mm), dW_{ann} is the annual variation in the aquifer stock (mm), P_{ann} is the annual rainfall (mm), ET_{ann} is the annual evapotranspiration (mm), R_{ann} is the annual streamflow (mm), B_{ann} is the annual baseflow (mm), and S_{ann} is the annual stormflow (mm).

In West-indies, hydrological year range starts in February which is statistically the driest months of the year. Annual water balance analysis shows that more than 60% of flows on the Ravine catchment come from groundwater flows, and that stormflow remains below 10% (Table VI.1). These results confirm the suitability of WATPPASS model with developed groundwater flows to simulate hydrological functioning and solute transport on the Ravine catchment.

	01/02/2012 – 31/01/2013 Hydrological year
Rainfall (mm)	3710 (100%)
PET (mm)	1438 (39%)
Streamflow (mm)	874 (23%)
Stormflow (mm)	203 (5%)
Baseflow (mm)	671 (18%)
Losses and Stocks (mm)	1398 (38%)

Table VI.1 Annual water balance of the Ravine catchment in year 2012, a year close from an average year. *Rainfall* is measured, *PET* is calculated on the basis of measured global radiation, *Streamflow* is measured, *Losses and stocks* are calculated. The separation between Stormflow and Baseflow were obtained with a high frequency filter proposed by Arnold and Allen (1999) .

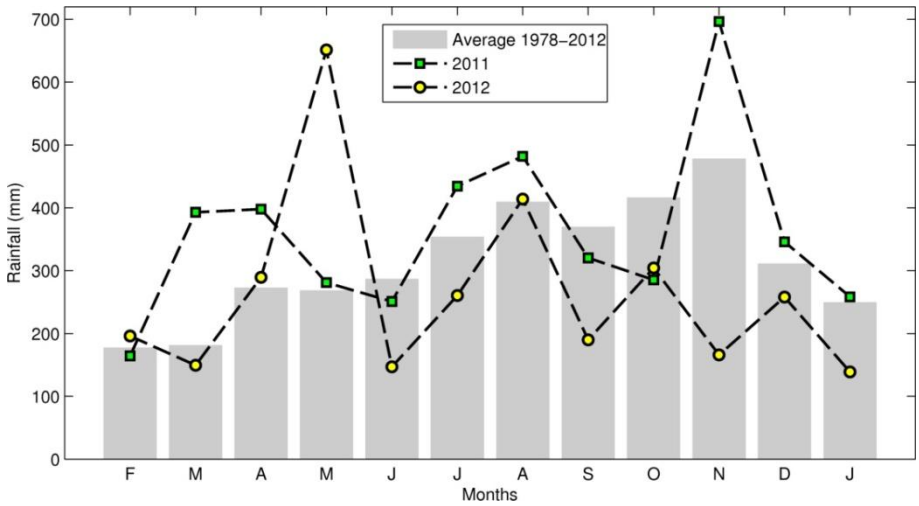


Figure VI.5: Annual distribution of rainfall at the Eden station, from February to January. (Data from Meteo France)

The observed values for year (2012-2013) are close from values reported by Charlier et al. (2008) on a similar year (4229mm) on a similar tropical volcanic catchment in Guadeloupe island. According to Figure VI.5, 2012-2013 year has a very rainy month of May compared to an average year while having a wet season drier than the mean year.

3.5. Cross-correlation analysis

To analyze the hydrological behavior of the Ravine catchment at outlet, we performed signal processing on the rainfall and discharge time series. To understand the response of the catchment to rainfall, we performed cross-correlation analysis between rainfall and discharge for the calibration period. Cross correlation makes it possible to determine relationships between two chronicles at different lag times. Cross correlation can be used to determine the influence of rainfall on discharge with no further treatment if rainfall is not auto-correlated. Auto-correlation is used to determine the effect of a system on itself. If values of a temporal series are independent, the autocorrelation reaches values close to zero after short lag times.

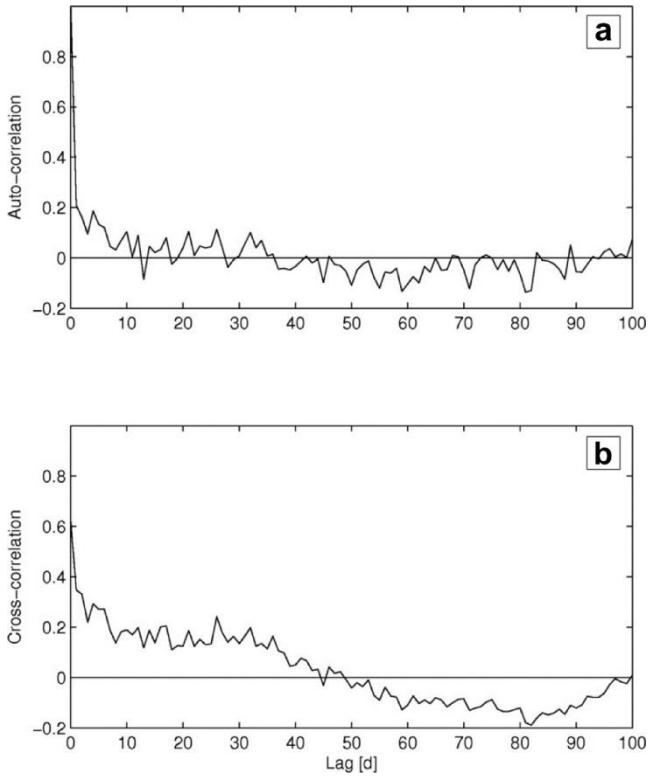


Figure VI.6 : (a) Rainfall auto-correlation on the Ravine catchment during calibration period; (b) Cross-correlation on calibration period between rainfall and discharge at the Ravine catchment outlet.

Figure VI.6 shows that daily rainfall is almost not auto-correlated while the cross-correlation analysis shows that rain can influence discharge for 50 days. The catchment response shows two separate effects: (1) a first correlation peak (r=0.6) lasting between 2 and 5 days; (2) a buffered peak lasting between 5 and 50 days. Each modification of the behavior of the cross-correlation is assumed to be associated to a specific transfer pathway in the catchment. As expected in our initial hypothesis, two groundwater components can be characterized on the catchment: one between 2 and 5 days standing for fast transfers including runoff and subsurface flows from the shallow aquifers, and one over 50

days which may stand for more buffered flows from a deeper aquifer. We thus selected interval for calibration within the range of the values observed by cross correlation.

4. Parameterization and calibration for application to the Ravine catchment

4.1. Calibration and validation periods

The collected data were separated into two data sets. First, a calibration period extends from the 30/06/2011 to the 24/02/2012. The calibration period lasts 240 days including high flows as well as aquifers recessions. The validation period extent right after the calibration period from the 25/02/2012 to the 31/12/2012 and last 310 days and includes high flows and aquifers recessions. All the parameterization and parameters estimation are performed on the calibration period. The results obtained are then validated by comparing the results obtained to the one measured during the validation period.

WATPASS estimates most of intermediates variables on the basis of the state of the catchment the day before. As a result, for simulation purposes, the model is initialized prior to the calibration period using blank simulation during one year. The state of the model at the end of the initialization is used as a starting point for the calibration period. The state of the model at the end of the calibration period is used as a starting point for the validation period.

4.2. Sensitivity analysis

We performed a sensitivity analysis of WATPPASS to determine the impact of the parameters on the water discharge observed at outlet. For this, we used the $Nash_{sqrt}$ calibration criteria. For sensitivity analysis, we ran the models on the calibration period and analyzed the effect of varying parameters values on the $Nash_{sqrt}$ coefficient in a 0 – 25% range with 5% steps (Figure VI.7). All other parameters are set to their estimated or calibrated values.

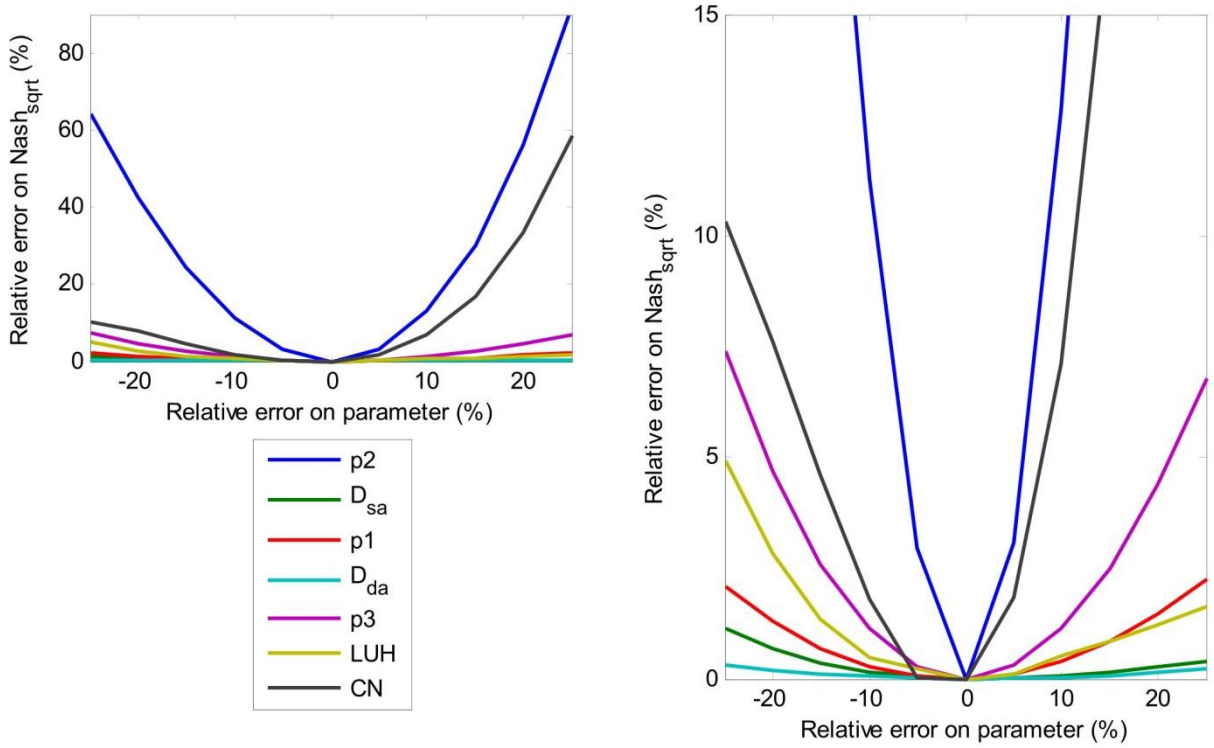


Figure VI.7 Sensitivity of WATPPASS to major parameters. Percentage deviance of the $Nash_{sqrt}$ efficiency criteria comparatively to its value for fitted parameters. p2 percolation from the shallow aquifer separation parameter between the unit hydrograph and the deep aquifer; D_{sa}, recession time of the shallow aquifer; p1 percolation separation parameter of shallow aquifer outflow between the discharge and percolation; D_{da} recession time of the deep aquifer, p3 deep aquifer outflow separation between losses and discharge; LUH, number of length of the unit hydrograph, CN curve number.

Figure VI.7 shows that the most sensitive parameter is p2 which stand for the separation of percolation into the unit hydrograph and the deep aquifer. This is an empirical parameter, variation of -25% and +25% lead to modification of $Nash_{sqrt}$ of more than 60%. WATPPASS is sensitive to the initial curve number of the catchment. Thus, an over estimation of 25% of this parameter leads to 60% error on the $Nash_{sqrt}$ while underestimation of 25% only lead to a 10% error the $Nash_{sqrt}$. Concerning curve number, the optimal curve number to achieve the best $Nash_{sqrt}$ is 2.5% lower than the initial value but the improvement on $Nash_{sqrt}$ is low (less than 1%). WATPPASS is sensitive to the p3 parameter which is used to calculate the discharged fraction of the deep aquifer (7% modification of the $Nash_{sqrt}$) and to underestimation of LUH. The other parameters induce a $Nash_{sqrt}$ deviance of less than 5% in their analyzed range.

Prior to calibration, initialization of the catchment has been performed by running the model during one year before the 01/07/2011. The initialization makes it possible to equilibrate the compartments. To assess WATPPASS sensitivity to the length of the initialization period, and to ensure that there are no long term tendencies of the groundwater reservoir, the effects of different lengths of initialization (from no initialization to 3 years) have been used on the calibration period. The $Nash_{sqrt}$ obtained for initialization comprised between of 1, 2 and 3 years was equal to the one obtained with the one year initialization (0.76). This result clearly indicates that WATPPASS has no long term tendency. Initialization lower than one year decreased the $Nash_{sqrt}$ value to 0.74 with a 6 month initialization, 0.71 with a 3 month initialization and 0.67 without initialization. This shows that a period longer than twice D_{da} is necessary to bring the groundwater system to equilibrium for further simulations.

The low sensitivity of WATPPASS to parameters D_{sa}, D_{na} and LUH make it possible to estimate their values or to set a narrow range of value for their calibration. This makes it possible to reduce the number of calibration parameters. The other parameters are purely empirical and need to be calibrated.

4.3. Surface runoff parameterization

To determine a curve number for the Ravine catchment, we used equation 5 proposed by Hawkins (1993) to calculate the curve number value corresponding to each rainfall(P)-runoff(Qsr) couple determined by the runoff separation filter applied on discharge (Figure VI.8):

$$S = 5\left(P + 2Qsr - (4Qsr^2 + 5PQsr)^{1/2}\right) \qquad (36)$$

The asymptotic curve number can be estimated using an adjustment in the form of $CN(P) = (100 - CN_\infty) \times \exp(b \times P) + CN_\infty$ (37)

with CN_∞ the asymptotic curve number of the catchment and b the recession parameter (mm^{-1})

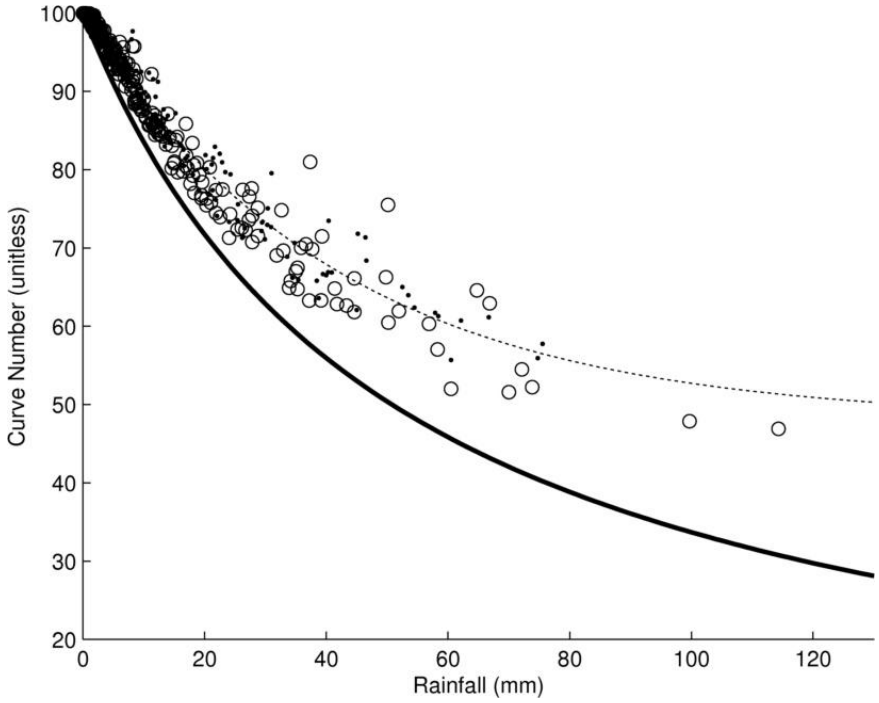


Figure VI.8: regression of CN as a function of rainfall on the calibration period; the fitted equation (dotted line) is $CN(P) = (100 - 48) \times \exp(-0.024 \times P) + 48$ with R^2 =0.97; points: calibration days; circles: validation runoff days; solid line: complacent runoff behavior threshold.

The solid line in Figure VI.8 is the threshold of runoff on a rainfall depth (Hawkins 1993). It is defined by the $CN = \frac{100}{(1+P/2)}$ equation. The observed pattern of curve number is close to the complacent response defined by Hawkins (1993) as the observed points tend to stay close to the solid line. Nevertheless, the adjustment reaches an asymptotic value of 48 which is the curve number of the Ravine catchment (Figure VI.8). Patterns close to complacent behavior can be associated with runoff generated by a partial area on a catchment. The situation of runoff generated by a partial area is compatible with results found by Charlier et al. (2008) who, on a similar catchment with similar soils and pumice subsoil found that surface runoff (Hortonian flow) is generated mainly by impervious areas and some specific plots cultivated with banana because banana trees concentrate runoff (Cattan et al. 2009; Charlier et al. 2009b). In the Ravine catchment, this effect may be the result of banana and pineapple cropping systems. The latter are cultivated on plastic mulch. The funnel-shaped organization of pineapple leaves could also concentrate flow and increase runoff. Study on pineapple crops runoff generation on a high infiltration rate soil support this hypothesis (Khamsouk 2001) as the pineapple (straight ridge) field was found to be the field which generates the most runoff followed by bare soil, banana and sugar cane fields.

The value $a1$ and $a2$ parameters to account for antecedent moisture condition were calibrated using the following procedure. First, the best asymptotic curve number for each rainfall-runoff couple was calculated using

$$CN_{\infty} = \frac{CN - 100\times\exp(b\times P)}{1 - \exp(b\times P)} \text{ with } = -0.024 \qquad (38)$$

Then, the parameters $a1$ and $a2$ were calibrated to achieve the best root mean square error between the CN_{∞} estimated for rainfall-runoff couples and the curve number calculated by the runoff production function, the asymptotic curve number of the catchment is used as an initial condition. On the calibration period, $a1$ has been found to be equal to 2 and $a2$ equal to 0.21 for the Ravine catchment (Figure VI.9).

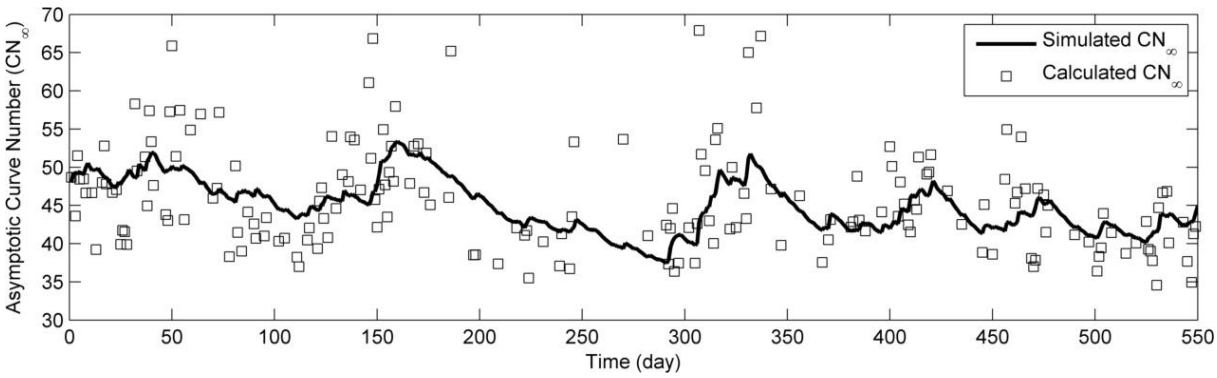


Figure VI.9 : Simulated curve numbers (solid line (a1=2; a2=0.21)) and calculated asymptotic curve numbers (squares) for days with rainfall of more than 10mm (calibration RMSE=6.2, validation RMSE =5.7).

Then, we selected curve number values for the different land uses of the Ravine catchment (Table VI.2). The presented values rely on a literature survey and have not been validated by experimentation in the Ravine catchment conditions. Nevertheless, they respect the hypothesis that specific land uses (impervious, banana and pineapple) generate significantly higher amount of runoff than the other land uses. The curve numbers selected for banana and pineapple are thus higher than the one of other land uses. We selected curve numbers corresponding to row crops with good and poor hydrological conditions for respectively banana and pineapple (USDA 1986). The curve number selected for banana cropping systems matches the one from Matamoros Composano (2004). The curve number for plastic mulched pineapple is higher than the curve number estimated on Khamsouk (2001) data on straight ridge pineapple land use without plastic mulches (CN = 66) and is in accordance with this result. Finally, the weighted curve number of the Ravine catchment has been estimated using a linear combination of the CN of the different land uses weighted by their respective relative area. The weighed curve number differs from two points from the asymptotic curve number on the calibration

period. Nevertheless, because of the lower sensitivity of WATPPASS to curve number underprediction, we judge the selected curve number for the different types of land use satisfactory.

Land Use	**Curve number selected**	**Surface covered in catchment (ha) (% of total)**	**CN value source (type of soil : A)**
Banana (No-till)	67	17.12 (13.1%)	Row crop with good hydrologic condition Matamoros Camposano (2004)
Pineapple (Plastic mulched)	72	8.02 (6.1%)	Row crop poor hydrologic condition (CN higher than 66 found by Khamsouk (2001) due to plastic mulching)
Bare Soil	77	3.24 (2.5%)	Puerto Rico (fallow type)
Forest	30	44.27 (33.8 %)	National Handbook (USDA 1986)
Truck Crops (Dasheen, sweet potato, cabbage, tomato, cucumber)	45	21.19 (16.2%)	Puerto Rico (truck crops reference)
Chayote	48	23.88 (18.2 %)	Using coffee data from Puerto Rico
Pasture	39	1.34 (1.0%)	National Handbook (USDA 1986)
Impervious	98	0.60 (0.45 %)	National Handbook (USDA 1986)
Meadow	30	8.6 (6.6 %)	National Handbook (USDA 1986)
Orchard	43	0.94 (0.7%)	National Handbook (USDA 1986)
Roads (dirt)	72	0.96 (0.7%)	National Handbook (USDA 1986)
Road (impervious)	98	0.8 (0.6%)	National Handbook (USDA 1986)
Other	48	0.04 (0.03 %)	Asymptotic mean
Total	46	131 (100%)	Weighted CN

Table VI.2: Curve Numbers taken from literature, the curve number linear combination for the ravine catchment weighted by surface is 46 which is in accordance with the asymptotic value of the curve number calculated previously (48). In further calculations these curve number will be attributed to the different fields depending on the type of cropping systems they hold.

4.4. Hydrological model

4.4.1. Field scale production function parameterization

The soils of the Ravine catchments are andosols. To determine water allowed to percolate in the soil water production function, field capacity (FC [mm]) and wilting point (WP [mm]) of layers have been

calculated at respectively $pF = 2.7$ and $pF = 4.2$ by adapting the formula reported by Tixier (2004) for andosols:

$$WaterContent(pF) = 44.72 \times \frac{0.4+(4.36-pF)^{\frac{1}{2}}}{100} \times SAT \quad (39)$$

where SAT is calculated using equation 31.

All soil parameters have been set from literature references and set at fixed values (Table VI.3). Soil bulk density was assumed to be equal in all soil layers and concordant values are reported by several authors (Table VI.3). Due to very high infiltration rates of andosol and the use of a daily time step calculation, $Ksat$ has no impact at that time step unless daily infiltration is higher than 600 mm which never occurred during the analyzed period. To impact simulation results, it would require both a finer rainfall resolution and a finer calculation time step.

Parameter	**Value**	**Sources**
Curve numbers	See Table VI.2	This article (Table VI.2)
Soil Bulk Density (g.cm^{-3})	0.73	(Colmet-Daage and Lagache 1965; Dorel et al. 2000; Venkatapen 2012)
Soil depth (mm)	1000	(Venkatapen 2012)
$\boldsymbol{Ksat}_{(0\text{-}30cm)}$ (mm.h^{-1})	60	(Cattan et al. 2006)
$\boldsymbol{Ksat}_{(30\text{-}100cm)}$ (mm.h^{-1})	25	(Sansoulet 2007)
PerCop	0.5	(Neitsch et al. 2011)

Table VI.3: Value of soil parameters used to run WATPPASS on the Ravine catchment. Soils are andosols which are young volcanic ash soil.

4.4.2. Groundwater production function parameterization

Table VI.4 summarizes the calibration range and the calibrated values using the particle swarm optimization algorithm for the 6 parameters of the Ravine catchment. The calibration range for D_{sa} and LUH were constrained by the correlation analysis we performed on the calibration period (section 3.5.). Due to the small parameterization window, the D_{da} parameter was constrained to avoid long term discharge tendencies due to a high inertia of the deep aquifer. The p1, p2 and p3 were allowed to vary in their full range: 0-1.

Parameters (unit)	Calibration range	Fitted values
D_{sa} (days)	2 – 5	3.3
$p1$ (unitless)	0 – 1	0.1
$p2$ (unitless)	0 – 1	0.79
D_{da} (days)	50 – 200	165
$p3$ (unitless)	0 – 1	0.29
LUH (days)	40 – 60	55

Table VI.4 Calibration range and fitted values of the parameters for the WATPPASS model

4.5. Pesticide model parameterization

4.5.1. Pesticide extraction function

Andosols contain tubular pores associated with micropores due to the fractal structure of allophane (the andosol clay) (Cabidoche et al. 2009; Charlier et al. 2009b; Woignier et al. 2012). As a result, in andosols, the whole porosity is not accessed by water during percolation. This specificity requires adaptation of the general model equations. The pesticide extraction representation from SWAT is not suited for soils with preferential flows as it considers that the water flux in the soil interact with the whole soil porosity. WATPPASS makes it possible to enable tubular macropores representation. When tubular macropore are enabled, WATPPASS considers that during a percolation event, only the pesticides fraction accessed by the first macroporous fluxes (*SAT* - *FC*) is loaded with pesticides.

$$Wflow = SAT - FC \; if \; [Perco > SAT - FC] \quad (40a)$$

$$Wflow = Perco \; otherwise \quad (40b)$$

When tubular macropore are enabled, pesticide equilibration from the micropores to macropores is only allowed at the end of each day. The maximum concentration of pesticide transported by water is constrained by the solubility of the pesticide in water (Sw in mg.L^{-1}).

4.5.2. Pesticide and soil parameters

Chlordecone polluted fields on the catchment have been parameterized using results of analysis required for the cultivation of several crops (Clostre et al. 2013; Lesueur-Jannoyer et al. 2012) (contamination map not shown due to restrictive conditions on data sharing). Available data correspond to the mean field contaminations of the 0-30cm layer. Due to intensive deep tillage (60cm) practices during the last 30 years, soil contamination has been homogeneously mixed throughout 60cm depth. The 60-100cm layers are assumed to have half the concentration of the 0-30 cm layer. Averaging results from the lasts layers after 38 years (1973-2013) of simulations (repetitions of

climatic years 2011 and 2012) lead to contamination of the deep layer representing 25% of the 0-30cm layer contamination. Plet (2012) performed two vertical chlordecone contamination profile of soil which shows that the deep layer (60-90cm) has concentrations ranging from 25 to 75% of the concentration of the 0-30cm layer. All these results are compatible with our choice of adding 50% concentration of the measured chlordecone concentration in the deep layers. The observed variability in profile contamination might mainly depend on the frequency of very deep tillage practice during this period.

Organic matter content for the different fields of the catchment have been attributed regarding the type of cropping systems using data collected by Albrecht et al. (1992) and Venkatapen (2012) (Albrecht et al. 1992; Venkatapen 2012). Andosol on ashes have been reported to have a mean surface horizon at 4.3 % of organic carbon with linear decrease until 60cm depth to reach 1 % in the 60-100cm layers (Venkatapen 2012). Albrecht et al. (1992) reported the effects of two cropping systems (banana and pineapple) using fields located on the catchment Banana (3.4% of Organic Carbon) and Pineapple (4.1% of Organic Carbon). Other cropping systems were available for different type of andosol. Table VI.5 summarizes the organic carbon ($f_{oc,0}$) retained for the different cropping systems on the catchment.

Cropping System	**Top layer Organic Carbon 0-10 cm, ($f_{oc,0}$)**	**Source**
Banana / Orchard	3.4%	(Albrecht et al. 1992)
Pineapple	4.1%	(Albrecht et al. 1992)
Truck crops	3.1%	(Albrecht et al. 1992)
Forest – Wood	6.7%	(Albrecht et al. 1992)
Pasture	2.7%	(Albrecht et al. 1992)
Other cropping systems	4.3%	(Venkatapen 2012)

Table VI.5 organic carbon fraction ($f_{oc,0}$) attributed to the first horizon of soil for different cropping systems

Organic carbon fraction is attributed on each field depending on their cropping systems. The distribution of organic carbon with depth is calculated by the relation matching the pattern given by Venkatapen (2012)

$$OC_{calc}(depth) = f_{oc,0} - 0.0055 \times depth \qquad (41)$$

$$f_{oc} = 1 \; if \; [OC_{calc} < 1] \qquad (42a)$$

$$f_{oc} = OC_{calc} \; otherwise \qquad (42b)$$

The molecular characteristics of chlordecone have been selected from the literature (Table VI.6). Baran and Arnaud (2013) and Cabidoche et al. (2009) Authors report that there is no significant environmental degradation for chlordecone which make it possible to use the molecule as a tracer (Baran and Arnaud 2013; Cabidoche et al. 2009; Dolfing et al. 2012; Fernandez-Bayo et al. 2013).

Parameter	Value	Source
Koc **(mg.kg^{-1}) / (mg.L^{-1})**	17500	(Cabidoche et al. 2009)
Solubility in water ***Sw*** **(mg.L^{-1})**	3	(FOOTPRINT 2013; Kenaga 1980)

Table VI.6: Pesticide related parameters selected for chlordecone transfers simulation

5. Modeling results and discussion

5.1. Calibration and validation

Hydrological simulation results compared to observed discharge are shown in Figure VI.10 for calibration and validation periods, results for different efficiency criteria on both periods are given in Table VI.7.

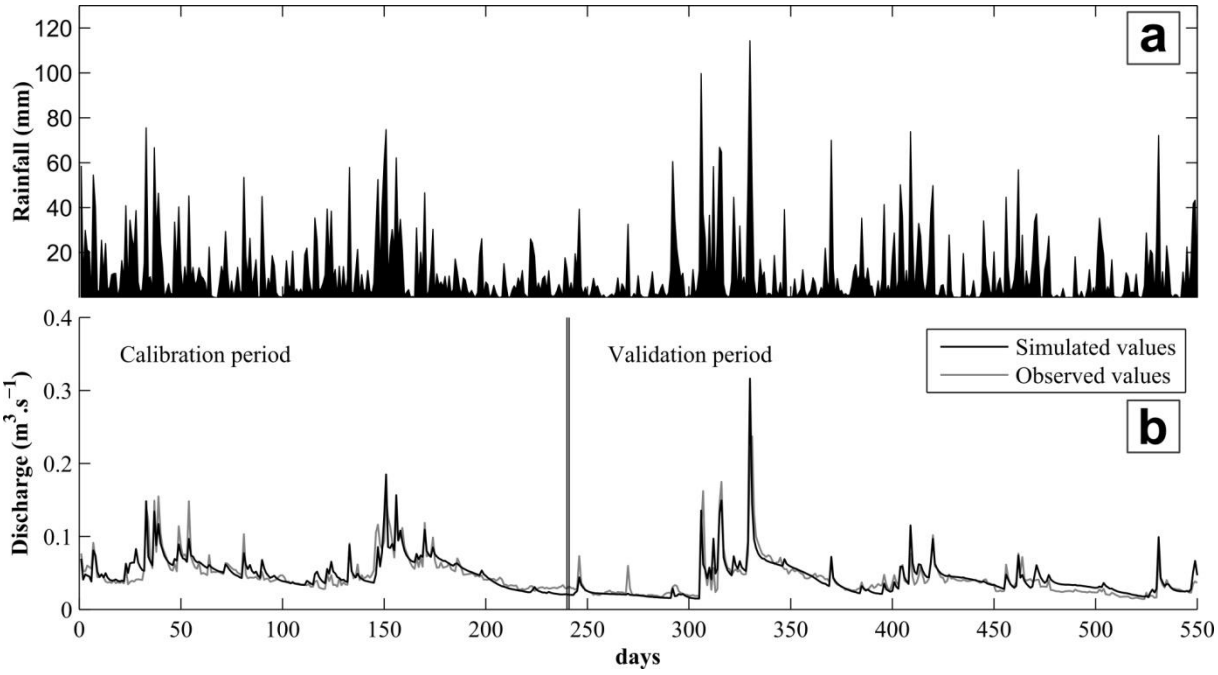


Figure VI.10: (a) daily rainfall; (b) daily discharge: simulation results for the Ravine catchment on calibration and validation periods

Indicator	Calibration	Validation
Nash	0.77	0.73
$Nash_{sqrt}$	0.76	0.78
$Nash_{log}$	0.74	0.76
RMSE($m^3.day^{-1}$)	1052	1164
R^2	0.77	0.75
Index of agreement	0.93	0.93
Water balance (%)	101	102

Table VI.7 Calibration and validation values for the different indicators compared by Krause et al. (2005)

With daily time step to simulate runoff and rapid flow, WATPPASS achieves a good adjustment on stream discharge on the Ravine catchment (Table VI.7). The good results in term of hydrologic behavior modeling of the catchment make it possible to confirm the conceptual representation of a tropical volcanic catchment with two overlapping aquifers contributing to discharge at the catchment outlet. The differences between Nash validation criteria comparatively and the $Nash_{sqrt}$ confirms errors observed in runoff simulations (Figure VI.10). In some case, errors are due to rainfall events occurring astride two days. In other cases, the model failed to accurately reproduce the storm flows at outlet. This might harm further surface pesticides modeling results and is mainly due, in our opinion, to the use of daily rainfall which cannot correctly represent rainfall intensities (Borah and Bera 2003; Charlier et al. 2008).

The results from the use of WATPPASS on the pesticide "chlordecone" show that the shape of the simulated weekly chlordecone concentrations does not match exactly with the measurements (as indicated by a negative Nash criterion value of -0.57), but the global range fits properly (Figure VI.11). WATPPASS correctly predicts the chronic chlordecone contamination using only the hydrologic model and few parameters from the literature. The mean concentration simulated ($0.22\pm0.05 \mu g.L^{-1}$) on the whole period is close from the mean observed concentration ($0.28\pm0.13 \mu g.L^{-1}$) which is a satisfactory result for pesticides transfers modeling in a catchment with complex geological formations which heterogeneity cannot, at the moment, be correctly represented using physical parameters.

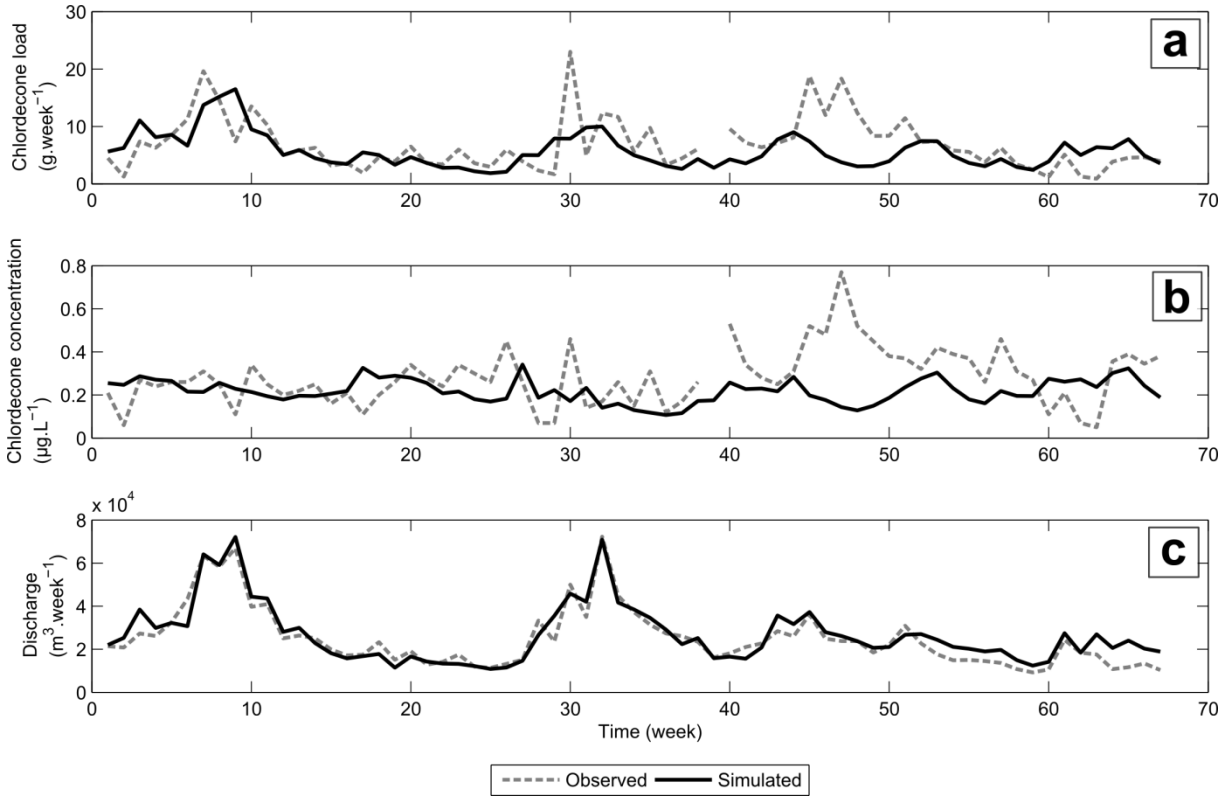


Figure VI.11: Weekly simulation results for the hydrologic and pesticide module of WATPPASS. (a) Weekly chlordecone load (g), (b) Weekly chlordecone concentration (µg.L^{-1}), (c) Weekly discharge (m^3.weeks^{-1}) Weekly Nash & Sutcliffe on discharge = 0.89. Weekly Nash & Sutcliffe on chlordecone concentration = -0.57. Weekly Nash & Sutcliffe on chlordecone load=0.08.

Results obtained for variations of input parameters have been found to be in the range of observed pollution at outlet. By setting the chlordecone concentration in the 60-100cm layers to respectively 25% and 75% the values measured in the top layers, simulations gave a mean chlordecone concentration of respectively 0.12±0.03µg.L^{-1} and 0.32±0.08µg.L^{-1}. Variation of Koc and organic matter content (foc) resulted in variation of the same range: a -25% variation on Koc resulted in a mean concentration of 0.29±0.08µg.L^{-1} while a +25% variation resulted in a mean concentration of 0.17±0.05µg.L^{-1}. All these values are within the range of the measured pollution at the catchment outlet.

We are in the opinion WATPPASS increases pesticide transfers speed because of its simple groundwater flows conceptual representation where pesticides have no interaction with the surrounding environment. In fact, it is likely that pressure equilibrate instantaneously whereas the mass transfer is delayed (Charlier et al. 2012). We think this partly explain error observed on chlordecone concentration peaks. In order to confirm our hypothesis, we applied a pesticide mass delay of 3 weeks to calculate chlordecone concentrations at outlet. The delay made it possible to better

represent de global pesticide concentration shape (Figure VI.12). However, this is still not perfect because, mass transfers are more complex than a simple constant delay. To this point, we think 3 weeks corresponds the delay with the most influence on the total mass transfers. WATPPASS underestimates concentrations between weeks 39 and 55. Here, we are in the opinion that either very long term mass transfers tendency are involved which cannot be correctly represented with WATPPASS, or something led to higher chlordecone concentration leaching into the shallow aquifers than usual. Here, we think that agricultural practices, such as tillage on polluted fields or dry periods can increase leachate concentrations. Tillage destroys soil macro-structure, which in turn modifies water paths in soil and increases water flows access to pesticide (Alletto et al. 2010). Dry periods are known to alter the fractal allophonic structure of andosols (Quantin 1972). This soil structure degradation releases molecules that were initially trapped in the fractal microporosity of such clay to the water flows (Woignier et al. 2012). This effect may thus result into higher concentrations in percolated water.

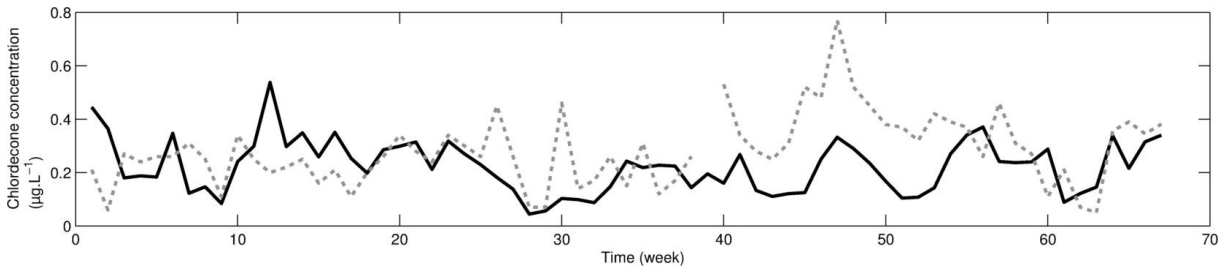


Figure VI.12 Simulated chlordecone concentrations (µg.L^{-1}) with a 3 weeks delay applied on pesticide mass transfer. Solid line: simulated; dashed line: observed

WATPPASS does not account for vadose zone nor for pesticide retention in the aquifer porosity or pesticide adsorption on aquifers sediments (Baran and Arnaud 2013). WATPPASS does not consider the effets of the fluctuation of water level in aquifers on pesticide concentrations. Indeed, it has been shown that the aquifer fluctuation zone modify solute concentrations by acting as a mixing zones between percolated pesticides and the saturated zone (Legout et al. 2007; Molenat et al. 2008).

During the high flow period between weeks 27 and 31, the decreasing concentrations are correctly simulated by WATPPASS with the delayed pesticide mass output (Figure VI.12), but the two concentration peaks are not represented. We think these two peaks could result from high intensity rainfall leading to high pesticides extraction capacity that WATPPASS cannot represent at a daily time step. Tillage could too explain such peaks. Indeed, tillage can put on the soil surface pesticides which were located deeper in the soil profile resulting in higher export during runoff. Another explanation would be that during high flow period, erosive process that WATPPASS does not take into account, transfers high polluted sediments. During water sampling suspended sediment were also collected.

Thus, during water sample storage and transportation, pesticides adsorbed on sediment may have equilibrated concentrations with water. This may have increased pesticide concentrations when highly contaminated sediments were eroded from fields.

Finally, WATPPASS is a simple model requiring only few parameters while predicting correct mean concentrations for pesticide, such as persistent organic pollutants (POPs), leading to chronic concentration. Modules representing aquifer porosity, vadose zone and pesticides retention in the subsoil sediments have been tested on a more complex version of the WATPPASS model. Nevertheless, they did not significantly improve efficiency criteria while requiring a higher number of parameters to be set leading to an over-parameterization. A dual porosity systems in vadose and aquifers may help to better represent pesticide transfers (Legout et al. 2007). Nevertheless, as explained above, such improvement of the model will result in an increasing number of parameters which could not be correctly parameterized. If more complex models make it possible to better understand pesticides transport processes, their complexity harms their uses for cropping system assessment.

In further research, it would be interesting to apply different delays to the mass of pesticides from the different aquifers. Here, we are in the opinion that runoff has no delay, shallow aquifers pesticide mass is delayed by 3 weeks and deep aquifer pesticides are delayed by longer lags which may be longer than the length of our data (67 weeks). Further research could also focus on the impact on agricultural practices such as tillage which could explain variation in pesticides concentrations at the catchment scale.

5.2. Domain and limits of application of the model

WATPPASS is a model suited to volcanic catchment with dual aquifers systems contributing to the stream discharge at the outlet. WATPPASS is adapted to pedoclimatic environment favorizing water and pesticides percolation to aquifers while limiting subsurface flows. As WATPPASS increases pesticide transfers speed in the aquifers system, we think it is suited for catchments with fast aquifer response where leached pesticides quickly reach the saturated zone. On catchments with longer response, the delayed pesticide mass may seriously harm the interpretation of the simulated pesticide concentrations.

As it is structured here, WATPPASS does not represent processes which occurs in stream and cannot be extended to bigger catchments (> 10km^2). WATPPASS use on bigger catchments will require either the development of a stream module or its use as a sub-catchment model for a semi-distributed model.

WATPPASS use storage elements to represent aquifer systems. Such conceptual representations are highly adaptable to other aquifers situations. As a result, the organization of storage elements

representing the groundwater system in WATPPASS can easily be adapted to meet the diversity of existing aquifer system situations (Rimmer and Hartm 2012).

Regarding the intended application of WATPPASS which is cropping systems assessment, we think that a model simulating absolute concentrations reaching catchment outlet at the exact timestep is not necessary. In our opinion, the representations of water and pesticides transfers in WATPPASS are suited for cropping systems assessment because it makes it possible to correctly simulate pesticide chronic contaminations of the stream within the range of the observed one.

6. Conclusion

As expected, we correctly simulate the hydrological behavior of a small volcanic catchment with high groundwater flows and complex subsoil using the WATPPASS model at daily time step. Our results confirmed the high influence of groundwater flows on stream discharge and that the watershed functioning is related to a two overlapping aquifer located under soil with very high infiltration rates.

The pesticide module of WATPPASS made it possible to correctly predict mean concentrations of pesticide measured at outlet and reproduce the global concentration pattern of chlordecone measured at the catchment outlet. In the light of the discussion surrounding our results, we conclude that the conceptual representation of catchment adopted in WATPPASS is suited for hydrological and pesticide modeling in tropical volcanic catchment. We recommend further improvements of WATPPASS by incorporating the effects of cropping systems practices in order to assess the impact of agricultural practices on water resources in tropical volcanic catchments.

Acknowledgements

This study was funded by Cirad, the European Regional Development Fund of Martinique, the Martinique French Water Office (O.D.E.) and the French Ministry of Overseas (M.O.M.). We are particularly grateful to the farmers of the Ravine catchment that help us to build the chlordecone contamination map and the cropping systems database.

Chapitre VII Intégration des effets des pratiques agricoles dans le modèle WATPPASS et mise en œuvre sur le bassin versant de la rivière Ravine

1. Introduction

Dans cette partie, nous enrichissons WATPPASS par la prise en compte des pratiques à l'échelle de la parcelle afin de simuler les effets des systèmes de culture horticoles sur les transferts de pesticides. Dans la partie précédente, les systèmes de culture étaient simplement représentés par une valeur de « curve number » constante durant tout le temps de simulation. Ici, nous complétons WATPPASS par un module parcellaire amont qui simule les effets des systèmes de culture sur les transferts de pesticides pour chaque parcelle d'un bassin versant. Ce module est appelé WATPPASS-Parcelle. Une parcelle WATPPASS est constituée de différents éléments: des cultures, un sol constituée de différents horizons et des résidus de culture. Ces éléments contituent les « compartiments environnementaux » du système modélisé. Tous ces éléments peuvent intégrer des molécules de pesticides et les transférer vers d'autres compartiments (Figure VII.1). Cette partie présente également les caractéristiques environnementales qui affectent le transfert des pesticides dans WATPPASS, ainsi que leurs évolutions biophysiques sous les effets des pratiques horticoles. Les pratiques intégrées dans le modèle sont les applications de pesticides, les travaux du sol et la gestion de la couverture du sol. Ces trois pratiques ont été identifiées comme affectant les transferts de pesticides (Mottes et al. 2013). Pour les applications de pesticides et les travaux du sol nous disposons de représentations préexistantes dans d'autres modèles intégrables dans WATPPASS. La gestion de la couverture du sol a, quand à elle, été développée spécifiquement pour WATPPASS sur la base d'une représentation conceptuelle simplifiée applicable à systèmes horticoles pour lesquels les paramètres sont indisponibles ou les modèles inexistants (par exemple, les mulchs plastiques utilisés sous les ananas).

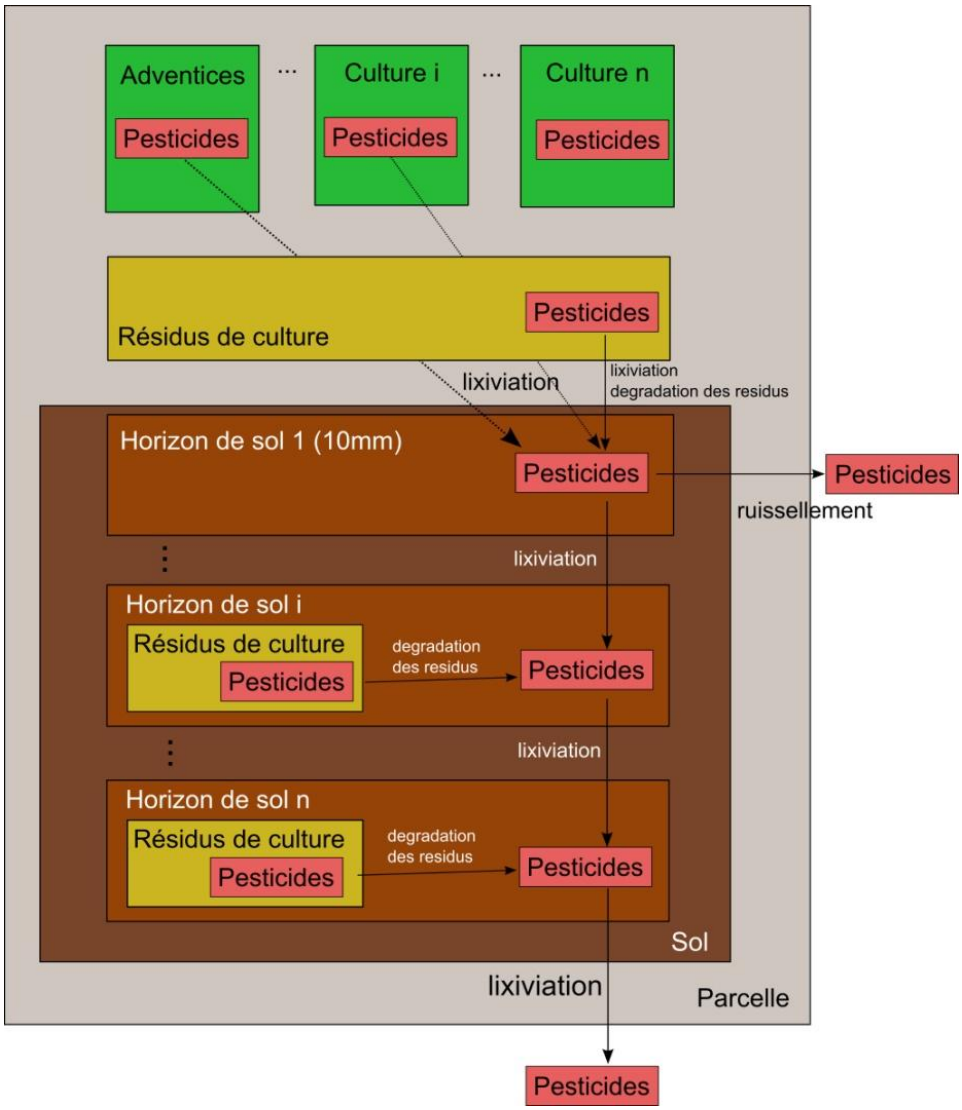


Figure VII.1 Représentation conceptuelle d'une parcelle par WATPPASS-Parcelle

Compartiments	Types	Noms	Descriptions	Unités
Pesticide	Paramètre	*NameP*	Nom de la molécule	-
Pesticide	Paramètre	*DT50*	Temps de demi-vie standard de la molécule	Jours
Pesticide	Paramètre	*Koc*	Coefficient de partage, carbone organique du sol-eau	$mL.g^{-1}$
Pesticide	Paramètre	*Sw*	Solubilité de la molécule dans l'eau	$mg.L^{-1}$
Pesticide	Variable	*amount*	Quantité de pesticide	g
Culture	Paramètre	*NameC*	Nom de la culture	-
Culture	Paramètre	L_{inst}	Durée de la phase d'installation	Jours
Culture	Paramètre	L_{dev}	Durée de la phase de développement	Jours
Culture	Paramètre	L_{mid}	Durée de la phase reproductive	Jours
Culture	Paramètre	L_{end}	Durée de la phase de sénescence	Jours
Culture	Paramètre	Kc_{max}	Coefficient cultural maximal de la culture	-
Culture	Paramètre	Kc_{end}	Coefficient cultural de la culture à la fin de la phase de sénescence	-
Culture	Paramètre	$Height_{max}$	Hauteur maximale de la culture	m
Culture	Paramètre	*Kext*	Coefficient d'extinction lumineuse de la culture	-
Culture	Paramètre	*p*	Paramètre d'extraction d'eau par la culture	-
Culture	Paramètre	*LAI_t0*	Indice foliaire à la plantation ou à la germination	$m^2.m^{-2}$
Culture	Paramètre	*LAImax*	Indice foliaire maximal de la culture	$m^2.m^{-2}$
Culture	Paramètre	*cycleMax*	Nombre de cycles de production maximal de la culture	Cycle
Culture	Variable	*LAI*	Indice foliaire de la culture	$m^2.m^{-2}$
Culture	Variable	*gc*	Couverture du sol par la culture	%
Culture	Variable	*age*	Age de la culture	Jours
Culture	Variable	*cycle*	Cycle actuel de la culture	Cycle
Culture	Variable	*PesticideC*	Objet pesticide WATPPASS	-
Résidus végétaux	Paramètre	*DT50R*	Temps de demi-vie des résidus de culture	Jours
Résidus végétaux	Paramètre	*TOC*	Quantité de résidus nécessaire pour atteindre 100% de couverture du sol	LAI unit
Résidus végétaux	Variable	*amountR*	Quantité de résidus de culture	LAI unit
Résidus végétaux	Variable	*gcR*	Ratio du sol couvert par des les résidus de culture	LAI unit
Résidus végétaux	Variable	*PesticideR*	Objet pesticide WATPPASS	-
Horizon de sol	Paramètre	*height*	Epaisseur de l'horizon de sol	mm
Horizon de sol	Paramètre	$depth_{min}$	Hauteur minimale de l'horizon de sol	mm
Horizon de sol	Paramètre	*BDensity*	Densité apparent de l'horizon de sol	$g.cm^{-3}$
Horizon de sol	Paramètre	*Ksat*	Conductivité hydraulique à saturation	$mm.h^{-1}$
Horizon de sol	Paramètre	*foc*	Fraction de carbone organique de la couche de sol	$g.g^{-1}$
Horizon de sol	Variable	SW_L	Quantité d'eau dans l'horizon de sol	mm
Horizon de sol	Variable	*PesticideL*	Objet pesticide WATPPASS	-

Table VII.1 Paramètres nécessaires à l'utilisation de WATPPASS-Parcelle. Les variables d'états intermédiaires, qui peuvent être estimées par ces variables et paramètres, ne sont pas listées ici. Les paramètres des pesticides sont accessibles dans la base de données FOOTPRINT PPDB (FOOTPRINT 2013) et la plupart des paramètres de culture sont disponibles dans la base de données FAO (Allen et al. 1998).

WATPPASS simule l'évolution de la couverture du sol par les culture et les résidus de cultures (section 2.), des pesticides dans le sol, les cultures et les residus de culture (section 3.), ainsi que les transferts de pesticides entre les compartiments sol, cultures et residus de cultures (section 4.). WATPPASS simule aussi les effets de certaines pratiques agricoles sur les états des milieux jouant sur les transferts de pesticides (section 5.).

2. La couverture du sol dans WATPPASS

Le transfert de pesticides dans WATPPASS est affecté à l'échelle de la parcelle par la couverture du sol par les cultures, les adventices et les résidus de culture. En effet, la couverture du sol influence les transferts de pesticides de différentes manières (Mottes et al. 2013): (1) elle intercepte les pesticides durant leur application et (2) elle joue sur les exportations de pesticides par ruissellement ou par infiltration.

2.1. Modélisation de la croissance des cultures et des adventices

La couverture du sol varie dans le temps en fonction de la croissance des cultures, des adventices ou de toute autre forme de végétation. Les systèmes de culture horticoles mettent en œuvre une importante diversité d'espèces végétales et de pratiques, avec des cultures présentant des taux de croissance différents et des longueurs de cycle variées. Cette diversité affecte la dynamique temporelle de la couverture du sol. Dans cette section, nous présentons une modèle de culture simple basé sur l'évolution de l'indice foliaire. Ce modèle simule l'évolution de la couverture du sol par des espèces cultivées et des adventices au cours du temps. Dans WATPPASS-Parcelle, nous avons intégré les adventices à chaque parcelle par défaut, car elles ne peuvent jamais être totalement supprimées d'une parcelle en conditions tropicales humides.

Dans la plupart des zones agricoles, les paramètres nécessaires à la mise en œuvre de modèles de culture ne sont généralement pas disponibles et encore moins pour les cultures horticoles. Ces dernières peuvent être associées sur les mêmes parcelles ou être associées avec des plantes de couverture dans le cadre de systèmes de culture agro-écologiques par exemple. Les plantes de couverture ne sont d'ailleurs que très faiblement représentées dans les modèles de transfert de pesticides (Mottes et al. 2013).

Par contre, dans la plupart des lieux, la durée des cycles de culture moyens et les longueurs des phases de développement sont plus aisément mesurables ou enquêtables. Ces durées des phases sont nécessaires au paramétrage du module de culture de WATPPASS-Parcelle. De plus, des valeurs de ces durées sont synthétisées pour de nombreuses espèces dans une base de données FAO (Allen et al. 1998) avec les autres paramètres nécessaires à la mise en œuvre du module de culture de WATPPASS-Parcelle.

WATPPASS-Parcelle simule deux stress de croissance : le stress lumineux et le stress hydrique. Ainsi, chaque culture est caractérisée par la longueur de ses différentes phases phénologiques (Table VII.1). L'indice foliaire de chaque culture d'une parcelle WATPPASS est calculé chaque jour par

$$LAI(t) = LAI(t-1) + \left(\Delta LAI(t) \times stress(t)\right) \qquad (43)$$

où stress(t) est le coefficient de stress de croissance de LAI pour chaque culture au temps t. LAI(t) est l'indice foliaire de la culture au temps t et $\Delta_{LAI}(t)$ est la variation de LAI entre t-1 et t. En fonction du stade phénologique, Δ_{LAI} est calculé en utilisant différentes équations (Tixier 2004; Tixier et al. 2011). Si l'âge de la culture est inférieur à $L_{inst} + L_{dev} + L_{mid}$, une croissance logistique est appliquée à la culture en utilisant

$$\Delta LAI(t) = r0 \times LAI(t-1) \times LFt \qquad (44)$$

ou $r0$ est le taux de croissance maximal du LAI. Il est calculé par

$$r0 = \frac{ln\left(\frac{LAI_{max}}{LAI_{t0}}\right)}{L_{dev} + L_{inst}} \qquad (45)$$

LFt est le terme logistique de croissance au temps t. Il est estimé par

$$LFt = \frac{LAI_{max} - LAI(t-1)}{LAI_{max}} \qquad (46)$$

Tous les autres paramètres des équations sont présentés en Table VII.1. Si l'âge de la culture est supérieur $L_{inst} + L_{dev} + L_{mid} + L_{end}$, la variation de LAI est nulle $\Delta LAI(t) = 0$. Finalement, si l'âge de la culture est compris entre ($L_{inst} + L_{dev} + L_{mid}$) and ($L_{inst} + L_{dev} + L_{mid} + L_{end}$), le LAI diminue à chaque pas de temps de $\Delta lait(t) = -\frac{\left(LAI_{top} - \frac{Kc_{end}}{Kc_{max}} \times LAI_{top}\right)}{L_{end}}$ (47)

où LAI_{top} est le LAI maximal atteint par la culture durant le cycle considéré. Tous les autres paramètres sont présentés en Table 8. Durant la phase de sénescence les cultures perdent de la biomasse photosynthétiquement active. WATPPASS considère que cette biomasse non photosynthétiquement active alimente les résidus sur la parcelle, ainsi WATPPASS convertit la perte de LAI des cultures durant la phase de sénescence en LAI de résidus de culture. En d'autres termes, pour chacune des cultures, à chaque pas de temps, si $\Delta lait$ est négatif, -$\Delta lait$ est ajouté aux résidus de culture.

Les deux facteurs de stress lumineux et hydriques sont calculés des manières suivantes :

Stress lumineux. WATPPASS fait l'hypothèse que toutes les cultures croissent de manière optimale si la radiation journalière incidente sur la parcelle est supérieure à PAROpti fixé à une valeur de 8 $mJ.m^{-2}$ (Tixier et al. 2011). Dans le cas où moins de lumière leur parvient, le coefficient de stress lumineux (Stresslight) est

$$StressLight = PARi / PAROpti \qquad (48)$$

Pour estimer le stress des différentes cultures et des adventices présentes sur une parcelle, les cultures sont ordonnées par ordre décroissant de taille. La taille de chaque culture est calculée par (Neitsch et al. 2011)

$$height_{crop} = height_{max} \times \sqrt{\frac{LAI}{LAI_{max}}} \qquad (49)$$

De manière séquentielle par ordre de taille décroissante, l'interception lumineuse de chaque culture est calculée par une loi de Beer-Lambert :

$$PAR_{transmis} = PAR_{incident} \times \exp(-Kext \times LAI) \qquad (50)$$

Stress hydrique. Le stress hydrique de chaque culture est la valeur de $Kextract$ de chaque culture. Le calcul de Kextract est présenté dans la section 2.5. de ce chapitre.

Finalement, les stress ne se cumulent pas et le stress appliqué à chaque culture est la valeur maximale des deux stress (Noordwijk and Lusiana 1999).

2.2. La couverture du sol par les couverts végétaux vivants

La couverture du sol par chacune des cultures est calculée en utilisant la relation reportée par Haverkort et al. (1991) et Cadersa and Govinden (2000). Selon leurs travaux, la couverture du sol vaut 100 quand la culture intercepte 82% de la lumière incidente (Cadersa and Govinden 2000; Haverkort et al. 1991). Leurs résultats ont ainsi été intégrés dans une équation pour calculer la couverture du sol par chacune des cultures :

$$gc = \frac{(1-\exp(-K_{ext} \times LAI))}{0.82} \; si \; [K_{ext} \times LAI < -\ln(0.18)] \qquad (51a)$$

$$gc = 1 \; sinon \qquad (51b)$$

Tous les paramètres et variables sont expliqués dans la Table VII.1.

2.3. La couverture du sol par les résidus de culture

Très peu de modèles de transfert de pesticides possèdent un module permettant de simuler l'évolution des résidus de culture et leurs effets sur le transfert de pesticides (Mottes et al. 2013). WATPPASS-Parcelle convertit du LAI de culture et d'adventice en LAI de résidus de culture. La seule évolution possible pour les résidus de culture dans WATPPASS est leur dégradation ou leur incorporation dans les différents horizons de sol par les travaux du sol. La dégradation des résidus de culture est simulée selon une cinétique de premier ordre (Ripoche et al. 2008). Dans WATPPASS, les résidus de culture situés à la surface du sol et les résidus dans le sol ont des demi-vies différentes. WATPPASS ne

distingue pas les résidus provenant de différentes cultures. Autrement dit, tous les résidus alimentent le même pool et se dégradent à la même vitesse.

La couverture du sol par les résidus de culture est calculée comme suit :

$$gcr = \frac{LAI_{res}}{toc} si\ [LAI_{res} > toc] \qquad (52a)$$

$$gcr = 1\ sinon. \qquad (52b)$$

Les résidus de culture affectent la croissance des adventices durant les premiers stades de croissance, lorsque leur hauteur est inférieure à l'épaisseur des résidus. Les résidus interceptent alors la lumière en fonction de leur LAI et d'une loi de Beer-Lambert. Les résidus ont une hauteur évaluée à 20 mm et un coefficient d'extinction évalué à 0.65 selon la gamme observée par Scopel et al. (2004). Le mulch de résidus a ainsi un effet sur les adventices lorsque leur hauteur $height_{crop}$ est inférieure à 2 cm.

2.4. Effet de la couverture du sol sur le ruissellement

La couverture du sol module les états de surface des parcelles et donc le ruissellement. Dans WATPPASS, elle affecte le curve number dans WATPPASS. A chaque pas de temps, le curve number est estimé pour chaque culture par WATPPASS en utilisant (Rawls et al. 1980)

$$CN_{crop} = CN_{fallow} - 2\left(CN_{fallow} - CN_{II}\right) \times \frac{LAI_{crop}}{LAI_{max}}$$

$$si\ [CN_{fallow} - 2\left(CN_{fallow} - CN_{II}\right) > 30\ et\ CN_{II} < CN_{fallow}] \qquad (53a)$$

$$CN_{crop} = CN_{fallow} - \left(CN_{fallow} - CN_{II}\right) \times \frac{LAI_{crop}}{LAI_{max}}\ sinon \qquad (53b)$$

où CN_{II} est le curve number de la culture pour des conditions d'humidité moyennes du bassin versant, tel que défini par USDA (USDA 2012) et CN_{fallow} est le curve number d'un sol nu fraîchement travaillé. Les autres paramètres sont synthétisés en Table VII.1.

Ensuite, le curve number est calculé pour l'ensemble des cultures en le pondérant par le LAI de chaque culture par rapport au LAI total sur la parcelle.

$$CN_{allcrop} = \frac{\sum_{crop} LAI_{crop} \times CN_{crop}}{\sum_{crop} LAI_{crop}} \qquad (54)$$

Dans WATPPASS, les mulchs imperméables favorisent le ruissellement. Cependant, l'effet des mulchs imperméables sur le ruissellement n'a pas été suffisamment étudié dans la littérature pour utiliser des paramètres fiables. En dépit de ce manque de connaissances, nous avons attribué au mulch plastique un curve number de 98 (correspondant aux caractéristiques d'une surface imperméable), une

hauteur de 2 cm (tendu sur le billon), un coefficient d'extinction de la lumière de 1 (plastique noire et opaque) et nous considérons qu'il couvre 75% de la couverture du sol (cas d'une parcelle d'ananas) et que son LAI est égal au taux de couverture du sol par le mulch plastique (0.75 par exemple dans le cas de l'ananas ; 0.66 pour un mulch plastique couvrant les deux tiers du sol). Cela permet ainsi de l'intégrer dans le calcul de $CN_{allcrop}$. Il interagit ainsi avec les adventices et joue sur le ruissellement à l'échelle de la parcelle.

La couverture par les résidus de culture fait décroitre linéairement le curve number de la parcelle jusqu'à un maximum de 10% de réduction quand les résidus de culture couvrent 60% de la surface du sol (Rawls et al. 1980):

$$CN_{field} = CN_{allcrop} - 0.10 \times CN_{allcrop} \times rgc \; if \; [rgc < 0.6] \qquad (55a)$$

$$CN_{field} = CN_{allcrop} - 0.10 \times CN_{allcrop} \; otherwise \qquad (55b)$$

En dernier lieu, le curve number peut être ajusté aux conditions d'humidité précédentes en utilisant l'équation 4.

2.5. Effet de la couverture du sol sur l'évapotranspiration

L'évapotranspiration est calculée selon l'approche de la FAO (Allen et al. 1998) et les coefficients culturaux (Kc) sont utilisés par WATPPASS. Les coefficients culturaux sont calculés sur la base du LAI par interpolation linéaire entre leurs valeurs extrêmes. Ils sont reportés pour la plupart des cultures ou des familles de cultures par Allen et al. (1998). Pour chaque culture le coefficient cultural est calculé en utilisant :

$$Kc_{crop} = \frac{Kc_{max} - 0.5}{LAI_{max}} \times LAI_{crop} + 0.5 \qquad (56)$$

Ensuite, le coefficient cultural de la parcelle est calculé par :

$$Kc_{field} = \frac{\sum_{\text{crop}} \left(\frac{LAI}{LAImax} \times hauteur_{crop} \times Kc_{crop} \right)}{\sum_{\text{crop}} \left(\frac{LAI}{LAImax} \times hauteur_{crop} \right)} \qquad (57)$$

$$Kextract_{crop} = \frac{1}{1-p} \times \frac{SW}{RU} \; si \; \left[\frac{SW-WP}{FC-WP} \geq 1 - p \right] \qquad (58a)$$

$$Kextract_{crop} = 1 \; sinon \qquad (58b)$$

Avec WP la quantité d'eau dans le sol au point de flétrissement, SW la quantité d'eau dans le sol et $FC - WP$ la réserve utile du sol. Ces valeurs sont calculées en cumulant les valeurs de ces variables pour ces différents horizons de sol. Le coefficient d'extraction hydrique de la parcelle $Kextract_{field}$ est calculé par

$$Kextract_{field} = \frac{\sum_{crop}(\frac{LAI}{LAImax} \times hauteur_{crop} \times Kextract_{crop})}{\sum_{crop}\left(\frac{LAI}{LAImax} \times hauteur_{crop}\right)} \quad (59)$$

La demande d'extraction d'eau par évapotranspiration réelle (ETR en mm) est calculé par

$$ETR = Kextract \times Kc_{field} \times ETP \quad (60)$$

où ETP (mm) est l'évapotranspiration potentielle du jour. Cette demande ETR est extraite du sol en utilisant l'équation 13.

3. La dégradation des pesticides

Dans WATPPASS-parcelles, les pesticides sont dégradés en suivant une cinétique de premier ordre dans tous les compartiments. Les quantités de pesticides sont mises à jour selon l'équation (Walker 1974):

$$Amount(t) = Amount(t-1) \times \exp\left(\frac{-\ln(2)}{DT50}\right) \quad (61)$$

En fonction des compartiments et de la position des pesticides dans les compartiments, les temps de demi-vie des pesticides sont ajustés. Les méthodes d'ajustement des temps de demi-vie sont présentées pour les différents compartiments environnementaux.

Pendant le processus de dégradation, des métabolites peuvent se former. Les métabolites significatifs peuvent être simulés par WATPPASS en utilisant un pourcentage d'occurrence et les poids moléculaires des molécules mères et filles (Wauchope et al. 2004). Actuellement, seule la synthèse d'AMPA issue de la dégradation du glyphosate est simulée dans les compartiments du sol. Ainsi, à chaque pas de temps la quantité de métabolite produite est :

$$\Delta amount_{daughter} = \%occurence \times \frac{molW_{daughter}}{molW_{mother}} \times amount_{degraded}(t) \quad (62)$$

avec $molW_{mother}$ et $molW_{daughter}$ les poids molaires des molécules mère et fille (g.mol^{-1}), $\%occurence$, le taux de formation massique de la molécule fille et $amount_{degraded}$ la quantité de molécule mère dégradée calculée à chaque pas de temps par $amount_{degraded}(t) = Amount(t) - Amount(t-1)$.

3.1. Dégradation des pesticides dans le sol

Dans le sol, WATPASS-Parcelle considère que la dégradation des pesticides est dépendante de la profondeur et de l'humidité relative du sol. Dans WATPASS-Parcelle, la dégradation des pesticides est ralentie en profondeur et pour des taux faibles d'humidité relative du sol. Le temps de demi-vie de chaque molécule est ainsi ajusté en utilisant les méthodes synthétisées par Vauchope et al. (2004). Les

autres facteurs, tels que la température et le pH, sont connus pour avoir des effets sur la dégradation des pesticides dans les sols (Leonard et al. 1987). Mais en raison d'un manque de connaissances de leurs effets précis, variant selon les pesticides considérés et les publications, ils ne sont pas pris en compte par WATPPASS.

Les temps de demi-vie des molécules ajustées pour la profondeur sont calculés selon les relations synthétisées par Wauchope et al. (2004) :

$$DT50_{depth} = DT50 \; if \; [Depth_{max} < 250] \qquad (63a)$$

$$DT50_{depth} = \left(1 + \frac{Vmhf}{750} \times (Depth_{max} - 250)\right) \times DT50 \; if \; [250 \leq Depth_{max} \leq 1000] \qquad (63b)$$

$$DT50_{depth} = Vmhf \times DT50 \; if \; [Depth_{max} \geq 1000] \qquad (63c)$$

avec $Vmhf$ le multiplicateur maximal de DT50. Selon Wauchope et al. (2004), $Vmhf$ est fixé à 10 dans WATPPASS.

WATPPASS-Parcelle utilise le modèle de Walker (Walker 1987; Walker et al. 1992; Walker and Zimdahl 1981) qui a été intégré au Root Zone Water Quality Model (RZWQM) pour ajuster les temps de demi-vie des molécules à l'humidité du sol:

$$DT50_{soilWC} = DT50_{depth} \times \left(\frac{SW_{layer}}{FC_{layer}}\right)^{-B} \qquad (64)$$

où SW_{layer} est la quantité d'eau dans l'horizon de sol (mm) and FC_{layer} est la quantité d'eau à la capacité au champs. La valeur du paramètre B est fixée à 0.8 (Wauchope et al. 2004).

A chaque pas de temps, les quantités de pesticides sont mises à jour dans chaque horizon de sol en utilisant l'équation (61) et la valeur $DT50_{soilWC}$.

3.2. Dégradation des pesticides sur les cultures et sur les résidus de culture

Dans WATPPASS, le temps de demi-vie des molécules sur les cultures et sur les résidus de culture sont calculés de la même manière en utilisant la relation proposée par Thomas et al. (2011) qui ont analysé la relation entre les temps de demi-vie standard et les temps de demi-vie foliaire à partir des données reportées dans la base de données FOOTPRINT PPDB (2013) :

$$DT50_{foliar} = 1.29 \times DT50^{0.51} \qquad (65)$$

où $DT50$ (jour) est le temps de demi-vie standard de la molécule.

4. Transferts hydriques et de pesticides entre les compartiments.

4.1. Transferts de pesticides par ruissellement et infiltration

Les transferts de pesticides dans WATPPASS par infiltration et ruissellement ont été présentés dans la section Chapitre VI2.2.3. Ils sont fortement inspirés du modèle SWAT et ne seront pas décrits ici.

4.2. Lixiviation des pesticides des cultures et des résidus de culture

On considère ici les pesticides lessivés des cultures et des résidus de culture. Les pesticides lessivés de ces compartiments sont ajoutés dans la première couche de sol. La quantité de pesticides lessivés ($Washoff$ en g) est calculée par (Neitsch et al. 2011)

$$Washoff = Pesticide_{amount} \times Fr_{washoff} \qquad (66)$$

ou $Fr_{washoff}$ est la fraction de pesticides lessivés de la culture ou des résidus (sans unité), elle est estimée par (Wauchope et al. 2004):

$$Fr_{washoff} = 1 - \exp(-Pwo \times P) \qquad (67)$$

avec P la pluviométrie de jour (mm) et Pwo est une fonction de la solubilité des pesticides (mm^{-1}). L'estimation de Pwo dans WATPASS a été adaptée des données reportées par Wauchope et al. (2004).

$$Pwo = 0.001 \times \exp(0.88 \times \log_{10}(\mathrm{Sw})) \qquad (68)$$

avec Sw la solubilité de la molécule dans l'eau ($mg.L^{-1}$). Ces équations sont utilisées pour simuler la lixiviation des pesticides des cultures et les résidus de culture.

4.3. Libération des pesticides par la décomposition des résidus de culture

Dans WATPPASS, les pesticides des résidus de culture sont libérés dans le sol lors de la dégradation des résidus. Les résidus de la surface du sol libèrent les pesticides dans le premier horizon de sol, les résidus intégrés au profil libèrent les pesticides dans l'horizon de sol dans lequel ils se trouvent. La fraction de pesticide libérée correspond à la fraction de résidus dégradée.

5. Effets des pratiques agricoles dans WATPPASS

Les pratiques agricoles modifient les caractéristiques environnementales des parcelles qui, à leur tour, modifient les processus de transfert de pesticides. Les effets des caractéristiques environnementales sur les processus ont été décrits dans la section précédente. Cette section présente maintenant les effets des pratiques agricoles sur les caractéristiques environnementales.

Les pratiques intégrées et simulées par WATPPASS sont celles qui influent le plus sur les caractéristiques environnementales de la parcelle pour le transfert de pesticide (Mottes et al. 2013): les

travaux du sol, les associations culturales et les applications de pesticides. Les effets de ces pratiques et leurs niveaux d'intégration sont détaillés dans les paragraphes qui suivent.

5.1. Plantations et destructions de culture

WATPPASS permet de simuler la composante de succession culturale des systèmes de culture. On considère que les pratiques de plantation initient un nouveau cycle de culture sur la parcelle. Dans les systèmes horticoles, les opérations de récolte peuvent s'étaler sur plusieurs semaines et ne terminent pas nécessairement les cycles. Les opérations de récolte n'aboutissent ainsi pas forcément à la destruction de la culture au moment de leur mise en œuvre. Afin de prendre en compte cette spécificité, WATPPASS n'intègre pas d'opération de récolte, mais une opération de destruction de la culture. Cette opération transforme la culture en résidus de culture. Lorsqu'une culture atteint un nombre de cycles maximum (*cycleMax*), elle est considérée comme détruite après ce dernier cycle dans le modèle.

5.2. Application de pesticides

Les pratiques horticoles montrent une importante diversité de nature et de méthodes d'application des pesticides (Guéné 2013; Mata 2012; Mottes 2010). Cette diversité provient d'une part de la diversité des outils utilisés pour appliquer les pesticides mais aussi des cibles de ces différents pesticides. La diversité des outils d'application utilisés va de l'hélicoptère à des pulvérisateurs manuels à dos (à pression manuelle ou thermique) ou même à l'injection ciblée (cas d'injection de glyphosate dans les pseudotroncs des bananiers pour détruire la parcelle). WATPPASS permet de représenter tous ces types d'applications de pesticides par une combinaison de critères qualitatifs.

5.2.1. Dérive

La dérive n'est pas représentée par WATPPASS. A chaque application de pesticides, il est ainsi considéré que la totalité de la dose utilisée atteint la parcelle traitée. C'est le cas pour la majorité des types d'application réalisés, sauf pour les applications par voies aérienne. Pour ces applications de pesticides réalisées par hélicoptère (difénoconazole et propiconazole), les pesticides ne sont pas retrouvés dans les analyses d'eau si aucun évènement climatique ne se produit la semaine d'application. Cette observation permet de conclure, qu'avec le protocole de mesures mis en place, l'effet de la contamination directe des cours d'eau par la dérive ne semble pas avoir une incidence significative sur le bassin de la Ravine.

5.2.2. Distribution des pesticides sur la parcelle

WATPASS simule les applications de pesticides selon différentes méthodes d'application.

La première méthode est *l'application au-dessus de la canopée*. Cette méthode rend compte d'une pulvérisation de pesticides au-dessus de la canopée de la parcelle. Les quantités de pesticides sont

interceptées proportionnellement à la couverture du sol par les différentes cultures, les adventices et les résidus de culture. La fraction non interceptée est ajoutée au premier horizon de sol. L'interception est séquentiellement ordonnée par les hauteurs des cultures de la parcelle.

L'application sous une canopée vise à traiter des adventices, des cultures associées ou les deux. Toutes les cultures d'une taille inférieure à la taille de la culture de canopée, les adventices et les résidus de culture interceptent les pesticides proportionnellement à leur couverture de sol. La culture constituant la canopée doit être indiquée pour le modèle. Cette méthode est très utile pour représenter des applications de pesticides sous des tonnelles, des bananeraies, des vergers, ou sous toute autre culture en place.

L'application au sol non ciblée ajoute les pesticides dans le premier horizon de sol sans aucune interception. Cette méthode est utilisée pour représenter, par exemple, l'application de pesticides sous forme de poudre sur le sol.

L'application ciblée sur une culture ajoute les pesticides spécifiquement sur une culture. Par exemple, l'utilisation de pulvérisateurs manuels en horticulture permet de cibler précisément une culture. Cette méthode peut aussi être utilisée pour représenter l'injection d'herbicides dans les bananiers lors de la destruction de la parcelle par exemple.

L'injection dans le sol concentre les pesticides appliqués dans l'horizon de sol intégrant la profondeur d'injection.

Toutes les applications de pesticides peuvent être associées à des travaux du sol qui mélangent les pesticides dans les différents horizons du profil de sol.

5.2.3. Effets des herbicides

Dans les modèles de transfert de pesticides actuels, les herbicides n'ont pas d'effet sur leurs cibles car ces modèles ne représentent pas les adventices. Dans la réalité, les herbicides tuent leur cibles ce qui crée un mulch d'adventices mortes pouvant impacter le transfert de pesticides. En guise d'amélioration, les applications d'herbicides dans WATPPASS tuent leurs cibles. Si aucune cible n'est indiquée, WATPPASS tue seulement les adventices. Dans WATPPASS, les unités de LAI des cibles tuées sont ajoutées aux résidus de culture à la surface du sol le jour de l'application de l'herbicide. Dans la réalité, les herbicides mettent quelques jours à agir.

5.3. Travaux du sol

5.3.1. Modules de mélange

Les algorithmes de travaux du sol mélangent virtuellement les pesticides et les résidus de culture dans le sol. WATPPASS permet de choisir différents algorithmes de travaux du sol. Les algorithmes de

WATPPASS sont tirés de SWAT (Neitsch et al. 2011) et de DAISY (Abrahamsen and Hansen 2000). L'algorithme SWAT utilise 2 paramètres: la profondeur de travail du sol et l'intensité de mélange. Les paramètres correspondant aux différent outils de travail du sol sont tirés du manuel de SWAT (Arnold et al. 2011). L'algorithme DAISY permet de simuler l'effet d'inversion du labour en échangeant deux sous-horizons de sol de la moitié de la profondeur du labour après qu'ils aient été mélangés séparément. Les travaux du sol dans WATPPASS modifient la couverture du sol en transformant les cultures en résidus de culture avant de les incorporer aux différents horizons de sol suivant l'algorithme de mélange. Dans WATPPASS, les travaux du sol peuvent être appliqués "sous la canopée". Dans ce cas, il est nécessaire de fournir le nom de la culture qui n'est pas affectée par le travail du sol.

5.3.2. Effet sur le curve number

Les travaux du sol dans WATPPASS modifient la couverture du sol, ce qui a pour effet de modifier le curve number des parcelles et ainsi le ruissellement.

5.4. Mulch

Mulch plastiques. Deux pratiques permettent de gérer les mulch plastiques dans WATPPASS. La première pratique est « pose d'un mulch imperméable ». Elle ajoute un mulch imperméable à la parcelle WATPPASS, la seconde pratique est « retrait d'un mulch imperméable » qui retire le mulch imperméable de la parcelle WATPPASS. Ce mulch couvre 75% de la parcelle par défaut (culture d'ananas) mais le taux de couverture peut être modifié selon la production considérée. Le mulch plastique entre dans le calcul de l'interception des pesticides, stresse la croissance des adventices et modifie la valeur du curve number (voir 2.4.).

Taille. La taille est simulée en réduisant le LAI de la culture taillée de la fraction coupée et en l'ajoutant aux résidus de culture à la surface du sol. La fraction taillée par défaut est 10%.

Sarclage. Le sarclage est simulé en convertissant les LAI adventices en résidus de culture.

Fauche. A la manière de la taille, la fauche enlève la part de « LAI fauché » des cultures cibles et l'ajoute aux résidus de surface. La quantité de « LAI fauché » est calculée en fonction de la hauteur de coupe et de l'équation

$$LAI_{mowed} = LAI_{max} \times \left(\frac{height_{crop}}{heigth_{max}}\right)^2 \qquad (69)$$

La fauche s'applique principalement aux plantes de couverture, aux prairies et aux jachères. La hauteur de taille par défaut est 5 cm (correspondant à la hauteur de coupe généralement pratiquée avec des faucheuses). Cependant, comme la hauteur de coupe peut être réglée, WATPPASS permet de la modifier lors de la réalisation de fauches.

Plantes de couverture et associations culturales. Les associations de cultures et les plantes de couverture peuvent être simulées par WATPPASS qui intègre la compétition entre les différentes cultures. Ces associations modifient la couverture du sol et tous les processus qui y sont reliés.

6. Paramétrage de WATPPASS pour le bassin versant de la rivière Ravine.

Les chroniques de concentration de pesticides sur 67 semaines comme celles que nous avons obtenues ne sont généralement pas disponibles. Ces chroniques peuvent être utilisées afin de paramétrer le modèle de transfert de pesticides. Cependant, afin d'analyser la capacité de WATPPASS à évaluer les effets des systèmes de culture sur la contamination de l'eau dans les conditions dans lesquelles il sera amené à être utilisé, nous comparons les résultats des simulations avec les chroniques de pesticides observées sans réaliser de calibration spécifique sur les paramètres des pesticides. Cette démarche permet de discuter la généricité et la robustesse de WATPPASS pour l'évaluation des systèmes de culture horticoles.

Les valeurs des paramètres hydrologiques calibrés dans le chapitre précédent (Chapitre VI) sont retenues pour les paramètres $p1$, $p2$, $p3$ et D_{sa}, D_{da} et LUH du bassin versant. Les caractéristiques du sol issues de la littérature et synthétisées en Table VI.3 ont été sélectionnées. Les teneurs en carbone organique du sol ont aussi été attribuées en fonction du type de système de culture de chacune des parcelles, comme indiqué dans la Table VI.5. Par contre, les paramètres $a1$ et $a2$ permettant de prendre en compte les effets de conditions d'humidité précédentes ont tous deux été fixés à zéro suite à la modification de la méthode de calcul du curve number pour les différentes parcelles.

Le temps de demi-vie des résidus végétaux a été fixé à 125 jours pour les résidus à la surface du sol (Ripoche et al. 2008; Scopel et al. 2004; Tixier 2004) et à 30 jours pour les résidus de culture enfouis (Ripoche et al. 2008).

Les caractéristiques des molécules ont été tirées de la base de données FOOTPRINT dans un premier temps. Puis, des valeurs issues de travaux sur des sols antillais ont été testés (Baran and Arnaud 2013). Les valeurs ont été retenues lorsqu'elles amélioraient les résultats de simulation.

Molécule	**Koc (FOOTPRINT)**	**DT50 (FOOTPRINT)**	**Solubilité (FOOTPRINT)**	**Koc (WATPPASS)**	**DT50 (WATPPASS)**
Glyphosate	1435-21699	12	10500	12500	22
AMPA	8027	151	- (10500)	-	-
Fosthiazate	239	13	9000	-	-
Propiconazole	1080	214	150	-	60
Diuron	813	75.5	35.6	-	-
Métolachlore	120	90	530	-	-

Table VII.2 Synthèse des caractéristiques des molécules utilisées pour les simulations des transferts de pesticides avec WATPPASS.

Les paramètres retenus pour les différentes cultures sur le bassin versant de la rivière Ravine sont synthétisés dans la Table VII.3.

Culture	L_{inst}	L_{dev}	L_{mid}	L_{end}	Kc_{max}	Kc_{end}	p	LAI_{max}	LAI_{t0}	K_{ext}	$Height_{max}$	$Cycle_{max}$
Adventices	0	35	35	25	0.95	0.75	0.5	5.16	0.01	0.65	1	∞
Ananas	60	120	270	90	1.2	0.3	0.5	8.6	0.3	0.56	0.8	3
Aubergine	0	40	40	20	1.05	0.9	0.45	4	0.1	0.65	1.2	5
Banane	10	90	190	60	1.1	1	0.35	3.77	0.1	0.7	3	50
Braccharia	0	35	35	25	0.95	0.75	0.5	5.16	0.1	0.65	1	∞
Chou	0	60	50	15	10.5	0.95	0.45	3	0.1	0.3	0.4	1
Christophine	10	110	245	0	0.95	0.75	0.5	1.82	0.01	0.65	2	50
Concombre	0	30	40	15	1	0.75	0.5	4	0.1	0.65	0.3	1
Courgette	0	30	40	15	1	0.75	0.5	4	0.1	0.65	0.3	1
Melon	0	30	30	30	1.05	0.75	0.4	4	0.1	0.65	0.3	1
Dachine	1	60	100	100	1	0.65	0.5	2.1	0.02	0.65	0.5	1
Patate douce	0	45	50	30	1.15	0.65	0.65	4	0.1	0.65	0.25	1
Laitue	0	30	0	0	1	0.95	0.3	4	0.1	0.65	0.2	1
Giraumon	0	35	35	45	0.95	0.75	0.5	4	0.1	0.65	0.4	1
Piments	30	35	40	20	1.05	0.9	0.45	4	0.1	0.65	1.2	15
Tomates	0	40	50	30	1.15	0.8	0.4	3	0.1	0.65	0.6	1
Pastèque	0	30	30	30	1.05	0.75	0.4	4	0.1	0.65	0.3	1
Crotalaire	0	35	250	25	1.15	0.55	0.5	5	0.01	0.65	1	1
Agrumes	60	90	120	95	1	0.9	0.5	10	1	0.65	10	50

Table VII.3: Paramètres des principales cultures du bassin versant de la rivière Ravine. L_{inst} : durée de la phase d'installation (jours), L_{dev} : durée de la phase de développement (jours), L_{mid} : durée de la phase reproductive (jours), L_{end} : durée de la phase de sénescence (jours), Kc_{max} : coefficient cultural maximal de la culture (-), Kc_{end} : coefficient cultural de la culture à la fin de la phase de sénescence (-), p : paramètre d'extraction d'eau de la culture (-), LAI_{max} : Indice foliaire maximal de la culture (m2.m-2), LAI_{t0} : indice foliaire à la plantation ou à la germination (m2.m-2), K_{ext} : coefficient d'extinction lumineuse de la culture (-), $Height_{max}$: hauteur maximale de la culture (m), $Cycle_{max}$: nombre de cycle maximal de la culture (cycles).

Les paramètres de la banane, de l'ananas de la dachine et de la christophine qui sont les quatre principales cultures du bassin versant ont été ajustés aux données de la littérature (Goenaga 1996; Martínez et al. 2005; Singh et al. 1998; Tixier 2004; Valverde-Gómez 1985). Les résultats des simulations de l'indice foliaire pour l'ananas, la christophine et la banane dans des conditions optimales (sans stress) sont présentés dans les Figures VII.2, VII.3 et VII.4.

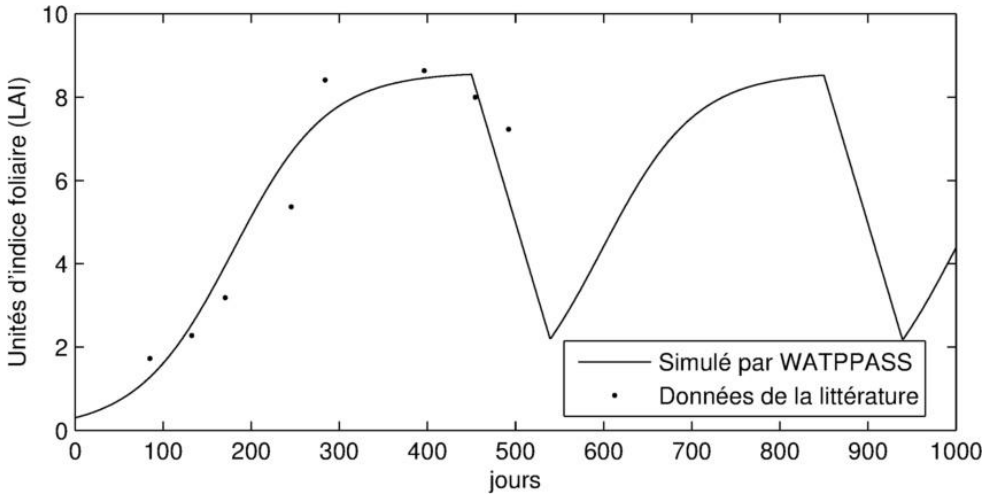


Figure VII.2 Comparaison des simulations de WATPPASS pour la croissance de l'indice foliaire pour la culture d'ananas. Les paramètres utilisés de la simulation sont synthétisés en Table VII.3. Les données de la littérature proviennent de Martínez et al. (2005).

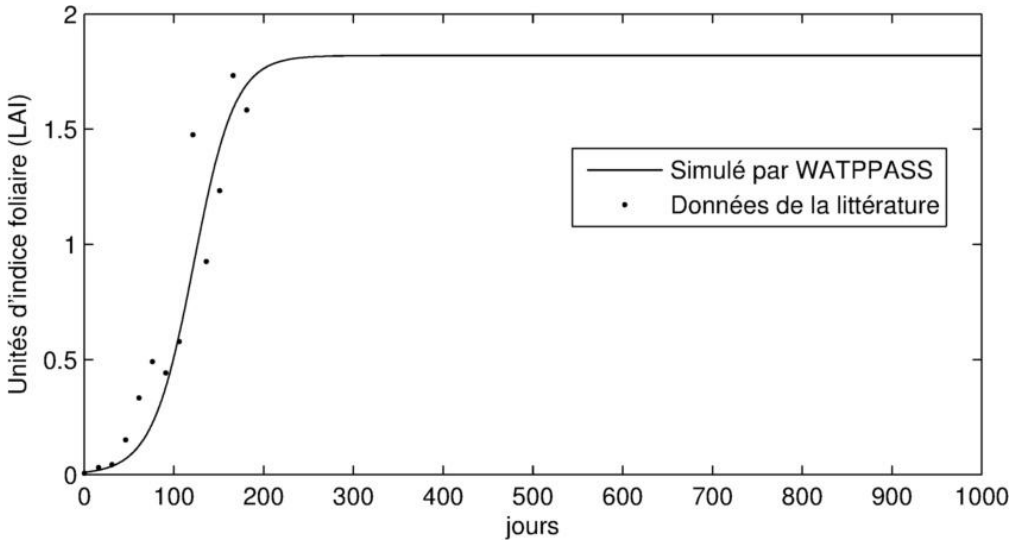


Figure VII.3 Compara ison des simulations de WATPPASS pour la croissance de l'indice foliaire pour la culture de christophine sur tonnelles. Les paramètres de la simulation sont synthétisés en Table VII.3. Les données de la littérature proviennent de Valverde-Gómez (1985).

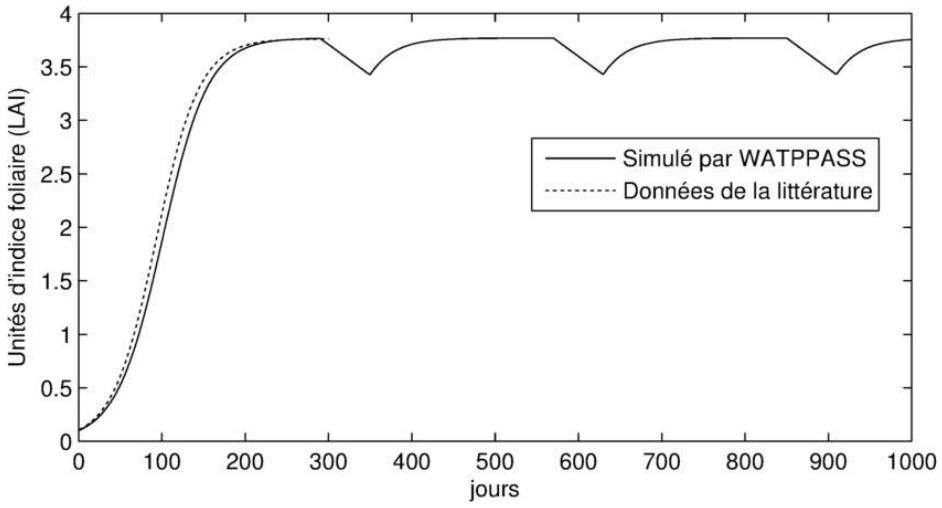


Figure VII.4 Comparison des simulations de WATPPASS pour la croissance de l'indice foliaire pour la culture de la banane. Les paramètres de la simulation sont synthétisés en Table VII.3. Les données de la littérature proviennent de la mise en œuvre des équations et paramètres synthétisés par Tixier (2004).

Les curve numbers ont été fixés pour les différentes cultures. Toutes les cultures ont été paramétrées avec un curve number CN_{II} de 72 (USDA 2012), correspondant à des cultures en ligne dans de mauvaises conditions hydrologiques (sans couverture du sol par un mulch) et les adventices avec un curve number CN_{II} de 30 (condition d'enherbement herbacé dense) (USDA 2012). Le CN_{fallow} du sol nu fraichement travaillé a été fixé à 77 (USDA 2012). Le paramètre *PestCon* régulant la fraction de pesticides exportés par ruissellement a été fixé à 0.25.

7. Résultats et discussions

7.1. Comparaison des simulations de WATPPASS aux chroniques de pesticides mesurées à l'exutoire du bassin versant de la rivière Ravine

Les simulations issues du modèles WATPPASS intégrant les pratiques agricoles sur le bassin de la Ravine sont illustrées par la la Figure VII.5 pour le glyphosate, l'AMPA, le propiconazole et le fosthiazate. Les pratiques agricoles du bassin versant, présentées au chapitre IV et alimentant WATPPASS sont détaillées en annexe 4 pour une parcelle sur chaque exploitation.

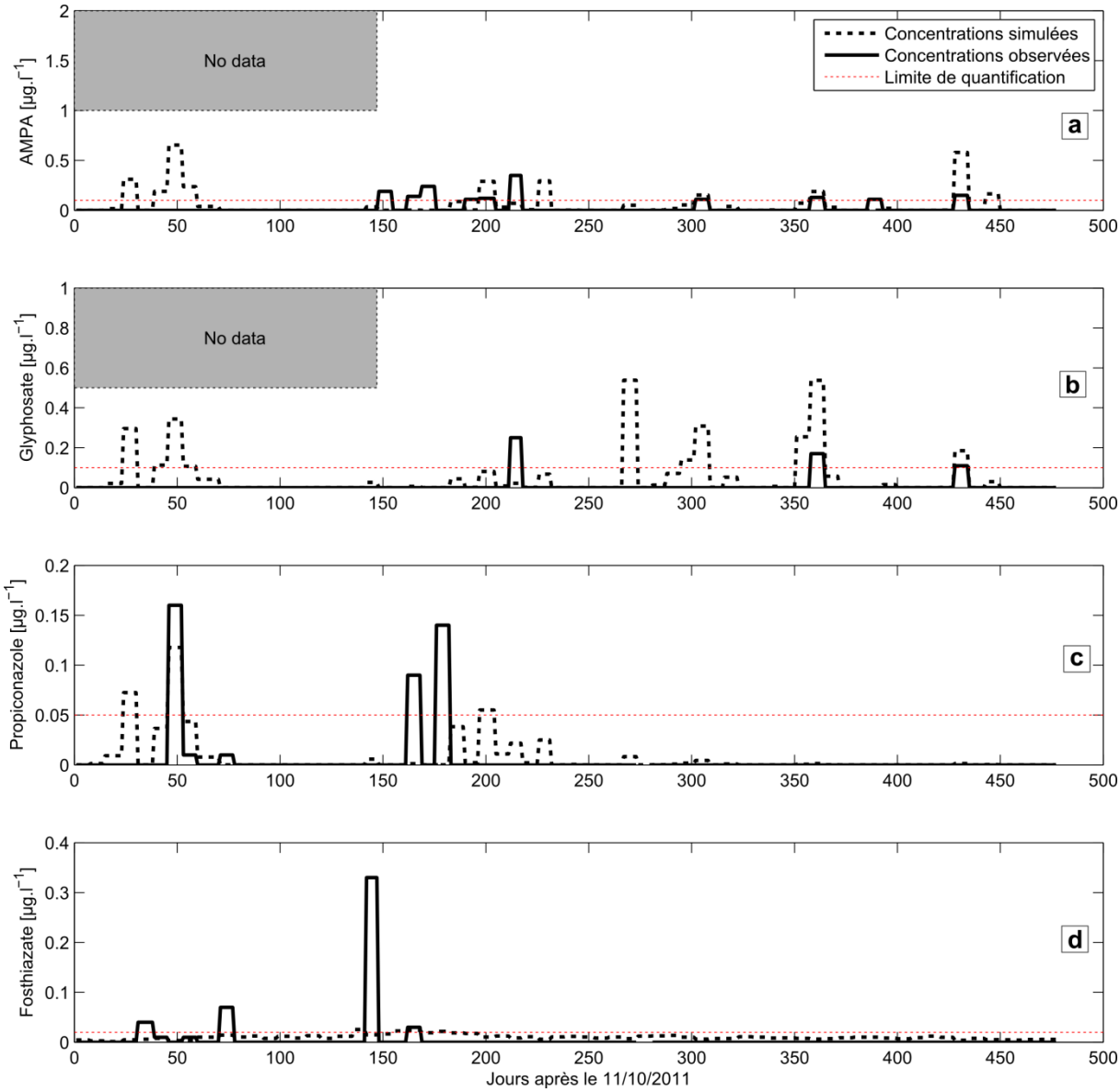


Figure VII.5 Concentrations observées et simulées de 4 molécules à l'exutoire du bassin versant de la rivière Ravine. (a) AMPA, (b) glyphosate, (c) propiconazole, (d) fosthiazate. Les valeurs observées sous le seuil de détection correspondent à des détections en deçà du seuil de quantification, leur valeur est alors estimée par $Limite\ de\ Quantification/3$ comme indiqué par le laboratoire.

La Figure VII.5 montre que les résultats obtenus lors des simulations ne permettent pas de simuler de manière précise des concentrations de pesticides à l'exutoire du bassin versant. Cela se traduit par des valeurs très basses pour les critères de performances (Nash & Sutcliffe, R^2, Theil, Index of agreement). Ces critères sont d'ailleurs difficilement applicables en raison de résultats proches des limites de quantification pour différentes molécules et de la faible fréquence (d'un point de vue mathématique) de détection des molécules sur les chroniques.

Bien qu'il ne permette pas de reconstruire précisément les chroniques de pesticides, WATPPASS parvient à identifier les types de pollutions et les voies empruntées par les polluants. Les périodes de contamination sont assez bien simulées pour les molécules AMPA et glyphosate alors que les seuils de détection et de quantification sont élevés (0.1µg.L^{-1}). Cependant, WATPPASS génère à la fois des « faux positifs » et des « faux négatifs » qui constituent deux types d'erreurs d'origine différente.

Les **« faux négatifs »**, résultent d'une sous-évaluation des concentrations par WATPPASS. Ils peuvent provenir de la sous-estimation des apports de pesticides ou des exportations de pesticides appliqués sur les parcelles. La non-exhaustivité des parcelles enquêtées et la qualité des informations collectées sur les pratiques lors des enquêtes peuvent être à l'origine de la sous-estimation des quantités de pesticides appliquées sur le bassin versant, car le modèle WATPPASS ne les prend pas en compte (les pratiques non renseignées ne sont pas simulées). La sous-estimation des concentrations de pesticides exportés peut provenir de la sous-estimation de certains processus de transfert. Par exemple, la sous-estimation du ruissellement ne permet pas de correctement reproduire les pics de pollution observés lors de certains épisodes pluvieux. Comme discuté dans le chapitre précédent, WATPPASS ne simule pas précisement le ruissellement généré lors d'épisodes pluvieux courts mais très intenses à cause de son pas de temps journalier. Les sources d'erreur, issues d'une part des données d'entrée du modèle et d'autre part des simulations de certains modules peuvent se cumuler rendant l'interprétation complexe : à certaines périodes, les pesticides appliqués sont à la fois sous-évalués et WATPPASS ne simule pas correctement le ruissellement. Nous pensons que ces deux phénomènes sont en jeu en ce qui concerne les pics de fosthiazate relevés entre les jours 142 et 168 (Figure VII.5d). En effet, aucune application de fosthiazate n'est renseignée à cette période dans la base de données de pratiques. Afin de vérifier notre hypothèse, nous avons virtuellement appliqué du fosthiazate sur les parcelles où un usage détourné de ce pesticide avait été évoqué par l'exploitant au cours de la première enquête. Cette application virtuelle, juste avant l'épisode pluvieux n'a cependant pas permis de reproduire le pic observé à plus de 0.3µg.L^{-1} même en appliquant le double de la dose déclarée. La sous-estimation de la concentration simulée est donc le résultat de la sous-estimation du ruissellement de surface lors de cet épisode pluvieux par WATPPASS. Le fosthiazate présente un temps de demi-vie court (13 jours) et une forte mobilité, sa dégradation est rapide et les quantités exportables par ruissellement diminuent rapidement. Ainsi, les concentrations s'atténuent assez rapidement au cours des évènements ruisselants ultérieurs mais une contamination chronique du cours d'eau peut s'installer. Dans les cas de molécules à dégradation rapide, le modèle simule cette dégradation rapide, ce qui sous-évalue le transfert de ces pesticides par ruissellement. Pour les molécules à persistance plus longue comme le propiconazole (demi-vie de 60 à 210 jours), les épisodes ruisselants mal simulés par WATPPASS n'indiquent pas de transfert. Par contre, ces molécules sont exportées par les épisodes ruisselants suivants, décalant les pics en les atténuant peu (Figure VII.5c).

Ainsi, le principal risque de sous-évaluation des concentrations de pesticide par WATPPASS est lié aux contributions d'évènements pluvieux courts et intenses en période sèche, qui sont mal représentés s'ils sont associés à des applications de molécules dont la dégradation est rapide. Une meilleure simulation du ruissellement nécessiterait des données pluviométriques à des pas de temps très courts (2 minutes) afin de simuler les effets de dépassement de capacité d'infiltration de manière précise (Cattan et al. 2009; Cerdan et al. 2002; Charlier et al. 2008; Charlier et al. 2009b).

Les **« faux positifs »**, illustrés par une surévaluation importante des concentrations par WATPPASS, ne proviennent pas, à notre avis, de la surestimation des applications, mais proviendraient plutôt de la surestimation des exportations de pesticides par ruissellement pour certaines parcelles. Afin de rendre compte des erreurs de sur- et de sous-estimation des concentrations de pesticides simulées par WATPPASS, nous nous sommes appuyés sur la comparaison des concentrations de glyphosate et d'AMPA mesurées et simulées (Figure VII.5ab). La chronique d'application de glyphosate sur le bassin versant dont nous disposons est de bonne qualité car ce pesticide est légalement appliqué sur toutes les cultures, ce qui limite le biais lié aux applications non déclarées. Afin de mieux examiner ces résultats, nous avons représenté, sous forme cartogrtraphique, les contributions relatives des différentes parcelles à la pollution simulée par le glyphosate à l'exutoire. Les cartographies ont été réalisées pour 7 semaines choisies afin de représenter la diversité des situations pour lesquelles WATPPASS surévalue ou sous-évalue les concentrations de glyphosate à l'exutoire du bassin versant (Figure VII.6).

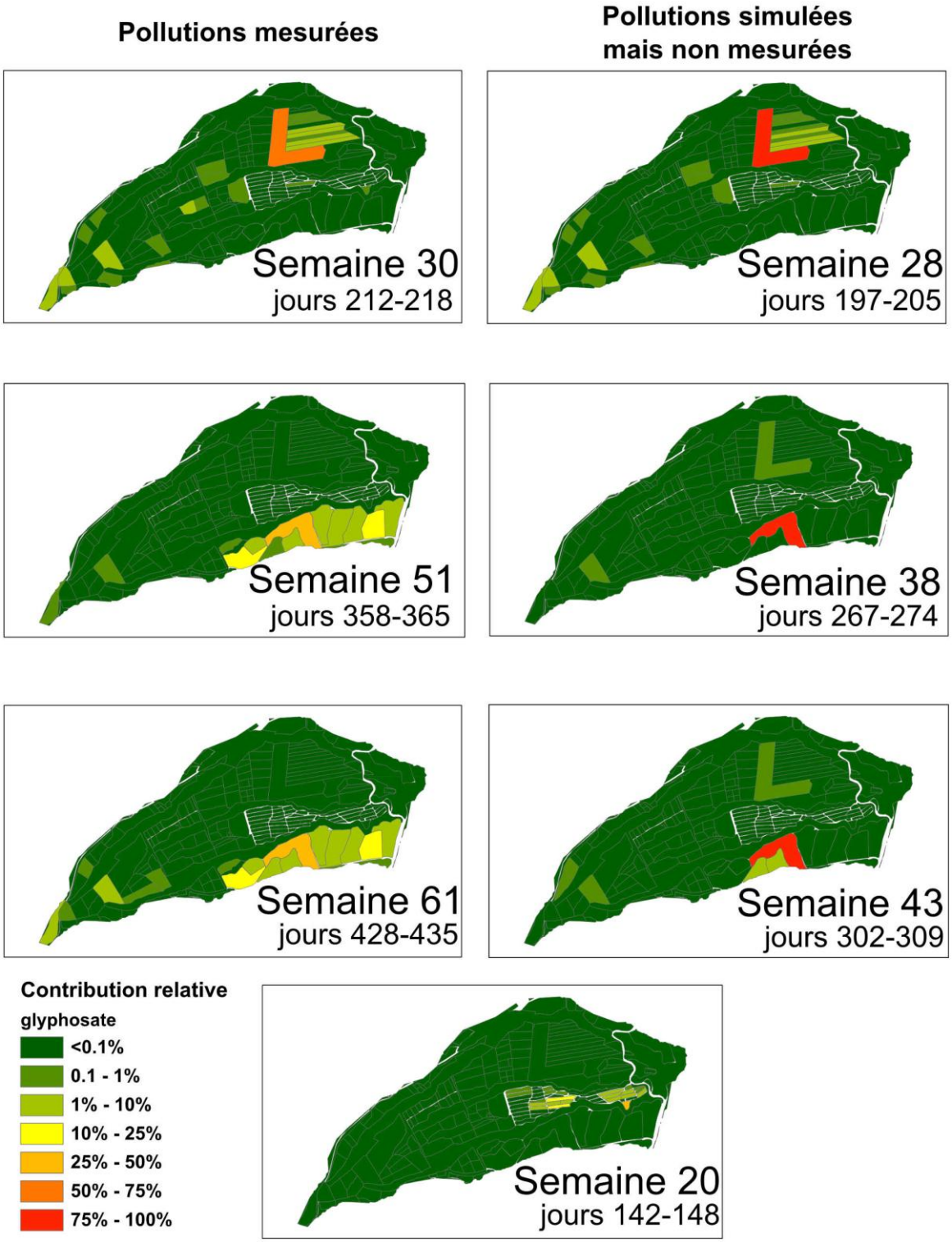


Figure VII.6 Contributions relatives des différentes parcelles telles que simulées par WATPPASS. Résultats pour trois dates avec pollution au glyphosate observée (semaine 30, 51 et 61), trois « faux positifs » (semaine 28, 38 et 43), et une semaine montrant la contribution lors d'un faible épisode pluvieux (semaine 20).

La Figure VII.6 montre que lorsque WATPPASS simule un pic de glyphosate qui est effectivement mesuré (semaines 30, 51 et 61), plusieurs parcelles réparties sur le bassin versant contribuent à la pollution alors que les « faux positifs » apparaissent lorsqu'une seule parcelle contribue pour plus de 75% du glyphosate exporté (semaines 28, 38 et 43). Les deux parcelles impliquées dans ces « faux positifs » sont les deux plus grandes parcelles du bassin versant. Comme les deux parcelles surclassées ont des formes en « L », nous avons vérifié qu'une erreur dans le calcul de la surface de ces parcelles n'était pas en cause. De ce fait, deux principales hypothèses semblent pertinentes pour expliquer cette sur-exportation de pesticides par ruissellement provenant de ces parcelles: soit les flux par ruissellement qu'elles génèrent durant ces deux semaines sont fortement surévalués par le modèle, soit des processus de transfert de pesticides sont impliqués à l'échelle du bassin versant et non pris en compte par le modèle (une faible connectivité de la parcelle à l'exutoire ou une pluie localisée sur la partie haute du bassin). Ces deux hypothèses ne peuvent pas être vérifiées avec notre jeu de données. Pour identifier l'origine de l'erreur, il conviendrait de réaliser des suivis de ruissellement et de concentration en pesticides à l'échelle de la parcelle et/ou en plusieurs points du bassin versant.

Concernant les hypothèses aux échelles parcellaires, les valeurs des paramètres de ruissellement (Curve Number) et les fractions de carbone organique de ces parcelles (*foc*) sont issues de la littérature. La sous-estimation des fractions de carbone organique du sol peut engendrer de fortes surestimations des exportations de pesticide, en particulier pour des molécules à fort *Koc* comme le glyphosate (12500L.kg^{-1}). En raison du manque de connaissances sur les effets des systèmes horticoles sur le ruissellement, notre paramétrage a attribué un effet homogène de la couverture du sol sur le ruissellement pour tous les systèmes de culture du bassin, ce qui n'a pas été vérifié par des mesures. Ces deux points nous semblent particulièrement importants pour calibrer le modèle car les références sont rares dans les conditions volcaniques tropicales. Nous pensons que ces deux effets liés aux différents systèmes de culture devraient faire l'objet de travaux de recherche spécifiques. Notre jeu de données ne nous permet pas de déterminer si la simulation du ruissellement, ou si les fractions de carbone organique attribuées aux différentes parcelles du bassin versant sont correctes. Une première étape serait d'effectuer des analyses de sol (fraction organique) sur chacune des parcelles du bassin afin de vérifier si ce paramètre permet de mieux discerner les contributions des parcelles. Les résultats issus de travaux de recherche sur le ruissellement devraient être intégrés dans WATPPASS, afin de mieux représenter les contributions des parcelles au ruissellement et éventuellement de discuter de la réinfiltration de ce ruissellement à l'échelle du bassin versant.

La Figure VII.6 montre que les deux parcelles à l'origine de fortes surestimations des transferts de pesticides apparaissent aussi comme principales contributrices lors des évènements suivants. On peut alors se demander si les surévaluations ne seraient pas compensées par des sous-évaluations à l'échelle

du bassin versant et de la chronique, ce qui, au final aboutit à des chroniques simulées dans les gammes de concentration de celles observées.

WATPPASS simule une contamination chronique de l'exutoire du bassin versant par le fosthiazate (Figure VII.5d). Nous pensons que la pollution mesurée entre les jours 31 et 77 correspond à une contribution d'aquifère car les pics de concentration de l'eau en fosthiazate sont décalés par rapport aux pics de débit de la rivière. Ce comportement rappelle celui de la chlordecone au chapitre précédent dont les transferts se font par voies souteraines.

En conclusion, pour les molécules détectées, WATPPASS reproduit de manière satisfaisante les voies et périodes de transfert de pesticides, même s'il ne reproduit pas de manière très fidèle les chroniques observées. Afin d'améliorer les résultats de simulation, nous recommandons de mesurer, d'estimer de manière plus précise la fraction de carbone organique des différentes parcelles du bassin versant. Nous recommandons aussi de déterminer expérimentalement, dans les conditions d'application du modèle, les paramètres de génération du ruissellement à l'échelle de la parcelle pour différents systèmes de culture.

7.2. Comparaison des résultats avec les molécules peu ou pas retrouvées à l'exutoire du bassin-versant

Quatre molécules sont présentées afin d'évaluer la capacité de WATPPASS à rendre compte des molécules n'étant pas ou peu détectées dans l'eau en dépit d'importantes quantités appliquées sur le bassin versant. Dans cet objectif, le glufosinate-ammonium, le difenoconazole, le spinosad et le metaldehyde ont été retenus. La base de données FOOTPRINT donne un temps de demi-vie pour le difénoconazole de 210 jours, ce qui n'est pas en accord avec les observations de la littérature (Chapitre V). Face à ce constat, un temps de demi-vie de 4 jours a été retenu pour cette molécule (Wang et al. 2012).

Molécules	**DT50 (jours)**	**Koc ($mL.g^{-1}$)**	**Sw ($mg.L^{-1}$)**
Metaldehyde	5.1	240	188
Spinosad	14	34600	235
Glufosinate-ammonium	7.4	600	500000
Difenoconazole	4	3495	15

Table VII.4 Paramètres moléculaires retenus pour les molécules peu ou non détectées à l'exutoire du bassin versant.

Les chroniques simulées par WATPPASS pour les 4 molécules appliquées de manière intensive sur le bassin versant mais non détectées (Figure VII.7) montre que le modèle arrive assez bien à prédire les comportements des molécules métaldéhyde, spinosad et difénoconazole qui ne sont pas ou très rarement détectées par rapport à leurs limites de quantification. Par contre, le glufosinate-ammonium apparaît comme un polluant significatif suite aux simulations avec le modèle WATPPASS. Cependant, il n'a jamais été retrouvé dans les eaux au cours des analyses, en dépit d'applications concomitantes avec des épisodes pluvieux générant du ruissellement. Différents hypothèses peuvent être émises pour expliquer ce phénomène : (1) soit les caractéristiques moléculaires utilisées ne concordent pas avec celles du bassin versant, (2) soit le milieu interagit de manière importante avec les molécules limitant fortement leur transfert (retention, dégradation), (3) soit les protocoles de prélèvement et d'analyse pour cette molécule ne sont pas adaptés (temps de transport, sensibilité analytique). Des études complémentaires sur ce comportement atypique dans les conditions d'application martiniquaises seraient donc à réaliser afin de déterminer plus en détail les facteurs faisant que cette molécule n'est jamais détectée à l'exutoire lors des analyses alors que WATPPASS simule d'importants pics de contamination, bien au-delà des normes de potabilité, en particulier lors des épisodes générant du ruissellement.

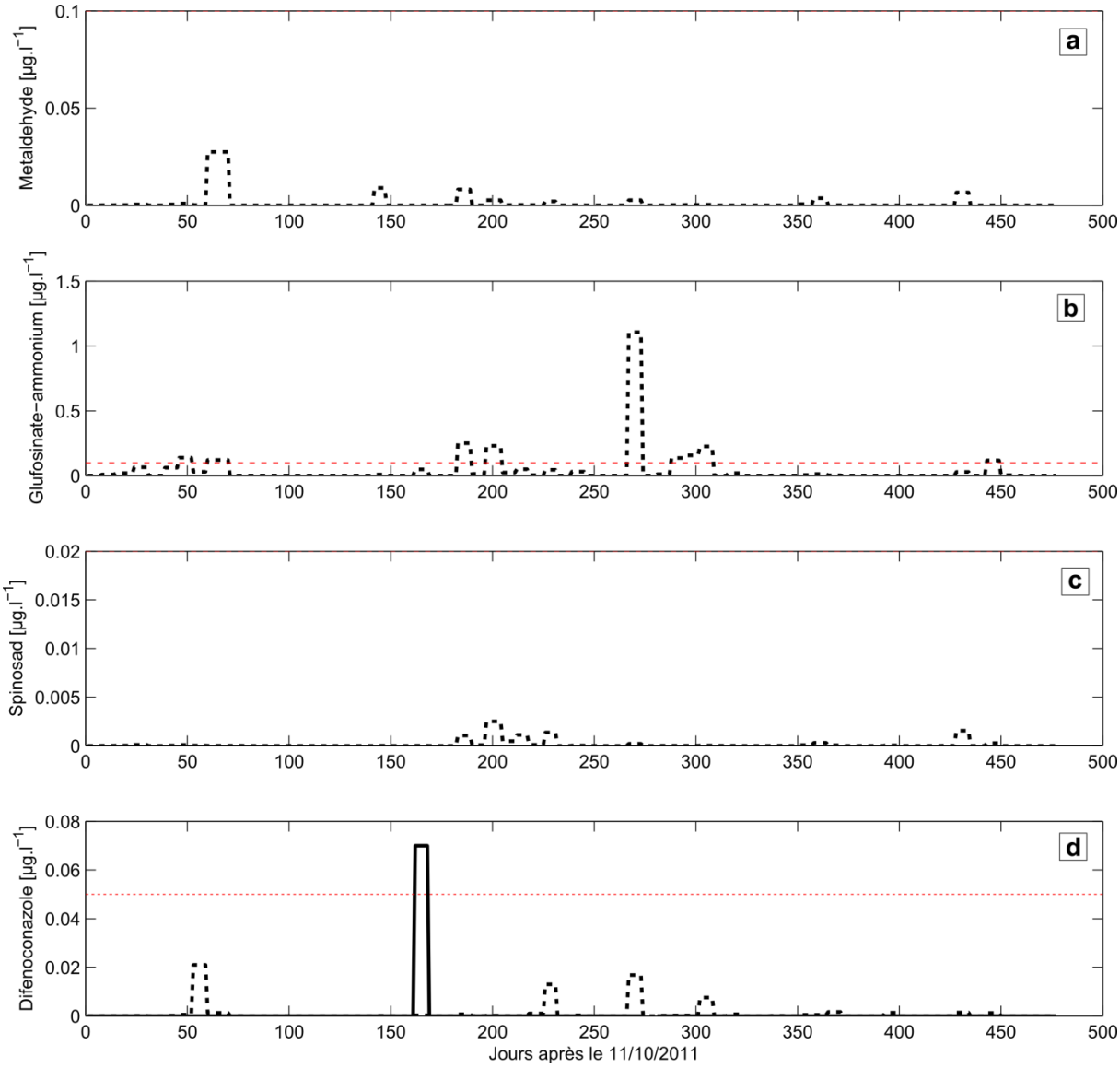


Figure VII.7 Concentration des pesticides simulés par WATPPASS pour les molécules qui sont peu ou non détectées au cours des analyses. (a) concentrations de métaldehyde, (b) concentration de glufosinate-ammonium, (c) concentration de spinosad, (d) concentration de difénoconazole. Ligne pleine : mesures ; pointillés : simulations ; pointillés rouges : limite de quantification de la molécule

7.3. Remplacement du glyphosate par les anciens herbicides

Cette partie a pour objectif d'évaluer le pouvoir prédictif de WATPPASS sur la detection des risques de contamination chronique induits par les pratiques actuelles. Pour cela, les applications de glyphosate sur le bassin versant ont virtuellement été remplacées par des applications de diuron et de métolachlore qui sont encore aujourd'hui quantifiés de manière chronique dans les cours d'eau (Chapitre V).

Molécule	**Koc ($mL.g^{-1}$)**	**DT50 (jours)**	**Sw ($mg.L^{-1}$)**
Diuron	300-480	75	35.6
Métolachlore	120	90	530

Table VII.5 Valeurs des paramètres locaux (Andosol martiniquais) pour le diuron et le métolachlore (Baran et Arnaud 2013)

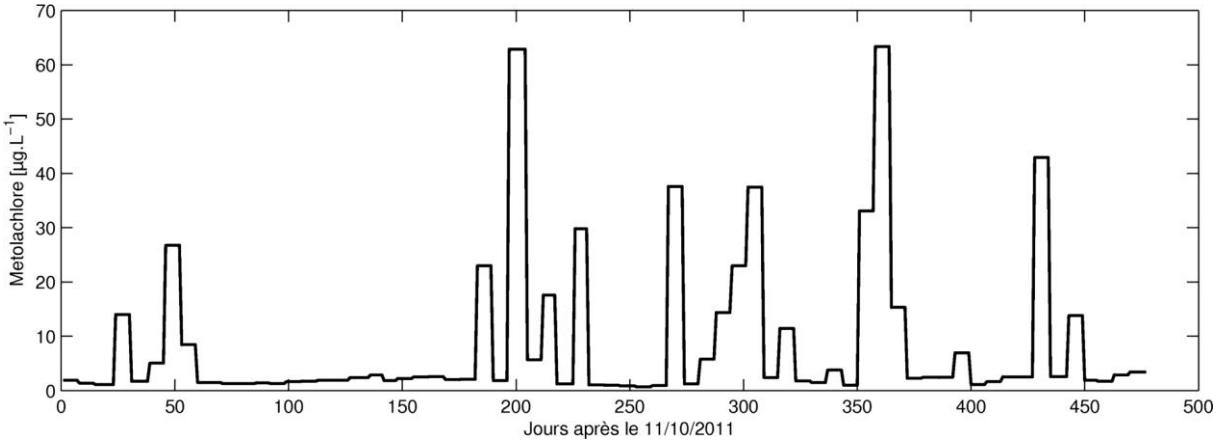


Figure VII.8 Simulation des concentrations en métolachlore à l'exutoire s'il remplace virtuellement le glyphosate

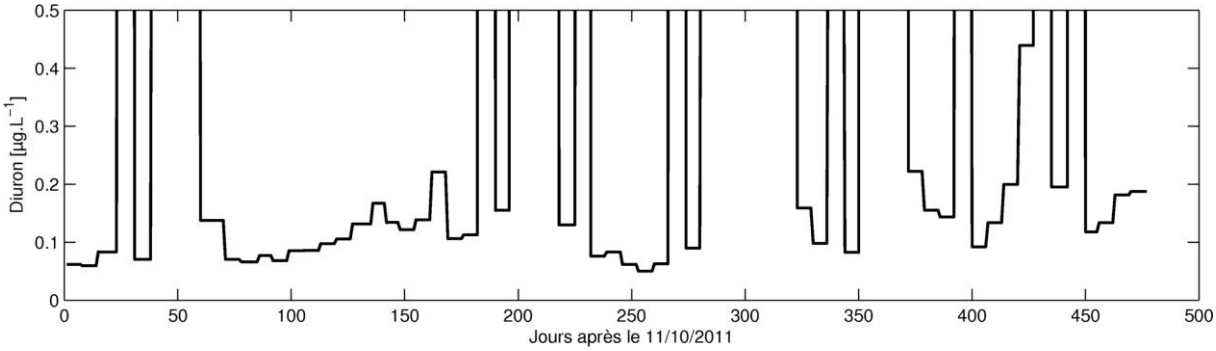


Figure VII.9 Simulation des concentrations en diuron à l'exutoire s'il remplace virtuellement du glyphosate (Koc=300 $L.kg^{-1}$, DT50=75.5 jours). La figure est tronquée à 0.5µg.L^{-1} pour plus de lisibilité de la contamination chronique.

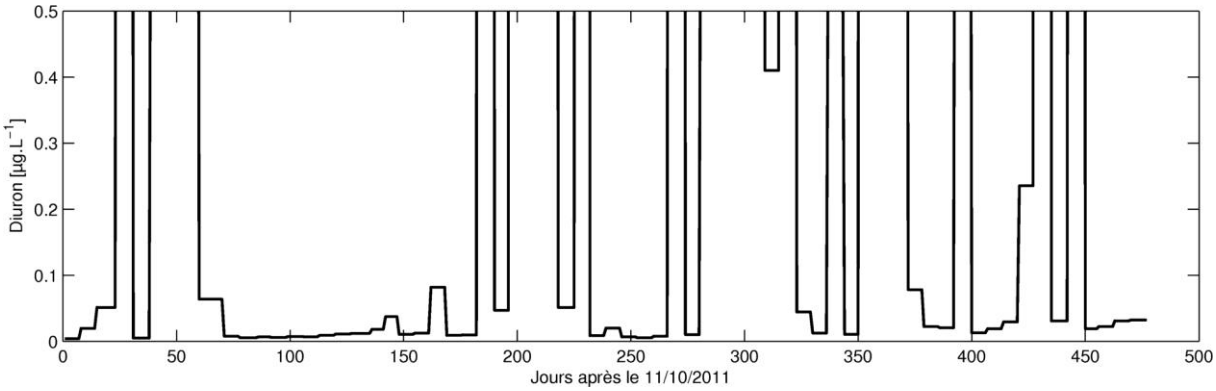


Figure VII.10 Simulation des concentrations en diuron à l'exutoire s'il remplace virtuellement du glyphosate (Koc=480 L.kg^{-1}, DT50=75.5 jours). La figure est tronquée à 0.5µg.L^{-1} pour plus de lisibilité de la contamination chronique.

Dans les deux cas, WATPPASS simule des pics de contamination liés à l'utilisation de ces molécules durant la période d'analyse. Cependant, WATPPASS simule aussi une contamination permanente de l'exutoire. Dans le cas du métolachlore (Figure VII.8), WATPPASS simule une concentration chronique des cours d'eau à un très haut niveau de pollution chronique (1 à 3 µg.L^{-1}). Ce résultat montre les capacités de WATPPASS à détecter différents types de contamination résultant de l'utilisation de pesticides à l'échelle des bassins versants. Il est à noter que cette molécule est toujours autorisée sur les parcelles plantées en ananas. En raison des très forts risques de contamination chronique des cours d'eau liés à l'utilisation de cette molécule, elle devrait donc être interdite.

Les résultats liés à l'utilisation virtuelle du diuron (Figure VII.9 et Figure VII.10) montrent aussi l'instauration d'une pollution chronique à des niveaux plus faibles que pour le métolachlore, et ce avec la gamme de coefficients de partage carbone organique du sol-eau déterminée par Baran et Arnaud (2013) pour cette molécule dans les andosols martiniquais.

En conclusion, les résultats obtenus pour les simulations des herbicides « anciens » montrent que WATPPASS est capable de prévoir des concentrations chroniques résultant d'usages historiques des pesticides sur des bassins versants.

8. Conclusion

Le modèle proposé WATPPASS est un outil d'évaluation des pratiques agricoles qui permet de reproduire correctement les flux hydrologiques sur des bassins versants horticoles complexes. S'il ne parvient pas à représenter les flux de pesticide avec précision, il simule de manière acceptable les voies privilégiées de transfert de pesticides vers l'exutoire d'un bassin versant. Ainsi, WATPPASS permet d'évaluer les pollutions potentielles qui pourraient résulter des pratiques agricoles actuelles et futures. Le modèle proposé nécessite une calibration hydrologique qui suffit à paramétrer le module de transfert de pesticides. Le fait que WATPPASS ne permette pas de simuler de manière précise les

concentrations des différents pesticides mesurés à l'exutoire peut être dû à de nombreux facteurs dont nous avons donné un aperçu et pour lesquels il serait préférable d'approfondir les connaissances. Ce résultat montre par ailleurs que les connaissances sur les transferts de pesticides dans des milieux atypiques tels que ceux du bassin versant de la rivière Ravine sont presque inexistantes alors que des pesticides y sont appliqués de manière intensive. Par exemple, WATPPASS utilise des représentations parcellaires des transferts de pesticides qui n'ont pas été testées à cette échelle sur des systèmes horticoles pour lesquels la variation des caractéristiques environnementales est mal connue. Ainsi, il apparaît crucial d'évaluer, à l'échelle de la parcelle, les pertes de pesticides issus des systèmes horticoles afin d'évaluer si les hypothèses liées aux fonctions de transfert de pesticides dans le bassin versant sont correctes ou nécessitent des ajustements. WATPPASS permet de correctement représenter la diversité des pratiques horticoles et de leurs effets sur les transferts de pesticides en offrant une capacité de paramétrage sur une base hydrologique fiable. Il aboutit à des résultats en unités physiques qui permettent de les confronter à des observations et des mesures de terrain. WATPPASS permet d'évaluer les risques de pollution des cours d'eau, en particulier les risques de pollution chronique des cours d'eau. Les pics de pollution simulés sont dans la gamme de mesure. WATPPASS permet aussi de discuter de l'origine probable des erreurs en examinant les hypothèses toujours explicites qui sous tendent les différent modules.

Partie 4 Discussion générale

Chapitre VIII Discussion générale

1. Introduction

La question principale qui soutenait notre recherche était : quels sont les effets des systèmes de culture sur la contamination de l'eau par les pesticides à l'exutoire d'un bassin versant ? Pour répondre à cette question, nous avions finalement fixé comme objectif de concevoir une méthode d'évaluation de ces effets qui soit adaptée aux systèmes horticoles sur sols volcaniques au sein desquels la question initiale se pose avec acuité. Pour cela, nous avons synthétisé les connaissances liées aux quatre principaux facteurs déterminant la pollution à l'exutoire sous forme d'un modèle numérique conceptuel. Ce modèle permet d'évaluer si les connaissances actuelles sur ces quatre grands facteurs permettent de simuler de manière satisfaisante des pollutions, générées par les systèmes de culture, à l'exutoire. Nous nous sommes appuyés sur des représentations préexistantes du fonctionnement des agro-hydrosystèmes afin de produire un outil d'analyse adapté aux conditions de l'horticulture tropicale telles que celles de la Martinique.

Dans ce chapitre, nous effectuons un retour sur la problématique afin d'évaluer si les choix réalisés nous ont permis de répondre aux questions posées (section 2). Nous discutons ensuite de la généricité (section 3), puis des apports scientifiques et des limites de la méthodologie mise en œuvre dans le cadre de cette thèse (section 4). Puis, nous passons en revue les résultats et les outils opérationnels obtenus qui permettraient de réduire la pollution des cours d'eau par les pesticides (section 5). Enfin, nous proposons des voies d'amélioration de la méthode et identifions les connaissances à approfondir pour faciliter les travaux consécutifs à ce travail (section 6).

2. Retour sur la problématique

Dans cette partie, nous évaluons si ce travail répond à notre objectif initial. Pour cela, nous revenons sur les trois hypothèses émises dans le chapitre III.

2.1. Hypothèse 1 et hypothèse 2

Hypothèse 1 - La pollution de l'eau par les pesticides à l'exutoire d'un bassin versant dépend de 4 grands facteurs: (1) les caractéristiques des molécules ; (2) les variables représentant les états des parcelles résultant des pratiques agricoles qui jouent sur les transferts de pesticides ; (3) l'organisation et la position des applications de pesticides sur le bassin versant; (4) le fonctionnement hydrologique du bassin versant.

Hypothèse 2 - L'intégration des connaissances des effets liés à ces quatre facteurs sur les transferts de pesticides dans un modèle de simulation numérique permet de restituer une image vraisemblable de leurs effets sur la contamination de l'eau à l'exutoire d'un bassin versant.

Ces deux hypothèses peuvent être partiellement validées. Dans un premier temps, nous traitons les quatre facteurs identifiés, nous évaluons les conclusions que nous avons pu tirer et les choix réalisés pour représenter ces effets dans le modèle WATPPASS conçu durant cette thèse.

2.1.1. Effet des caractéristiques des molécules

Nous avons montré que « l'effet molécule » joue un rôle important dans la pollution à l'exutoire du bassin versant. A mode d'application identique (même type de pesticide, même outils d'applications), certaines molécules génèrent des pollutions alors qu'elles sont rarement appliquées, alors que d'autres fréquemment utilisées ne sont que très rarement quantifiées dans les analyses d'eau. Le propiconazole est détecté plus de 100 jours après sa période d'application tandis que le difénoconazole, qui est appliqué tout au long de la période de prélèvement à des niveaux élevés, n'est que très rarement quantifié dans l'eau. Ces différences de comportement des molécules sont prises en compte dans WATPPASS à travers l'utilisation de coefficients de partage Koc, de solubilité et de temps de demi-vie des molécules adaptés. Dans la littérature, il apparaît que les caractéristiques moléculaires (Koc et temps de demi-vie en particulier) ne sont pas homogènes à l'échelle d'un bassin versant (Coquet and Barriuso 2002; Coquet et al. 2005; Ghafoor et al. 2013; Ghafoor et al. 2011). Ainsi, retenir des valeurs moyennes issues de la littérature, comme nous l'avons fait constitue une première indication (Wauchope et al. 2002). Cependant, en raison de la quasi-inexistence de données à ce sujet, il est actuellement impossible d'intégrer ces effets dans un modèle de simulation numérique prenant en compte ces variations, à l'échelle du bassin versant.

2.1.2. Les variables représentant les états des parcelles résultant des pratiques agricoles

Les données que nous avons recueillies dans le cadre de ces travaux sont des pratiques agricoles. Nous n'avons pas fait de suivi d'états du milieu des parcelles du bassin versant pour des raisons de coût et de charge de travail. Nous avons fait le choix de les simuler comme résultant de l'interaction entre les pratiques agricoles et les caractéristiques des milieux. Ainsi, le dispositif en place ne nous permet pas de discuter des relations entre les pratiques agricoles et les états des milieux autrement que par le biais de la littérature et de l'intégration de ces effets réalisée dans le modèle WATPPASS.

La sélection des modules est issue d'une analyse bibliographique approfondie (Chapitre II) qui a permis de contruire notre propre modèle à partir d'éléments qui ont déjà subi une forme de validation (Bockstaller and Girardin 2003). Lorsque les représentations étaient inexistantes ou que les modèles ne proposaient pas de représentation adaptée à nos conditions, nous avons conçu des représentations conceptuelles peu consommatrices en paramètres pour permettre leur prise en compte par WATPPASS.

WATPPASS intègre certains effets des applications de pesticides, du travail du sol et des méthodes de gestion de la couverture du sol. Ces trois pratiques, mises en œuvre de manière diverse par les horticulteurs du bassin versant de la Ravine, ont des effets sur le transfert de pesticides. Les deux

premiers effets sont pris en compte par WATPPASS sous la forme de module basés sur des représentations préexistantes dans d'autres modèles. WATPPASS simule ainsi **l'effet des applications sur la distribution des pesticides** dans les différents compartiments environnementaux (culture, mulch, et les différents horizons du sol) et **l'effet du travail du sol** sur l'incorporation de la couverture du sol dans le sol, et sur la redistribution verticale des pesticides dans le sol. Par contre, dans les conditions de l'horticulture tropicale, la littérature manque d'informations permettant d'utiliser des modèles de culture préexistants **pour simuler la couverture du sol** et son effet sur le transfert de pesticides. Pour que WATPPASS simule l'évolution de la couverture du sol par des adventices, des cultures, des plantes de couverture, des résidus de culture et des mulchs imperméables ou la combinaison de ces derniers, nous avons conçu un modèle conceptuel simple d'évolution de la couverture du sol et de l'effet des pratiques agricoles sur celle-ci en sélectionnant des paramètres facilement accessibles et adaptables à différentes zones. Ces derniers modules n'ont pas été évalués par confrontation à des données. Il sera donc nécessaire de procéder à leur validation en les confrontant à des données pour déterminer s'ils estiment correctement les états de milieux et les processus de transfert qui en résultent.

En raison de la nature du paysage du bassin de la rivière Ravine, qui limite l'impact direct de la dérive sur les cours d'eau (cours d'eau très encaissé entouré par une importante ripisylve), nous n'avons pas incorporé l'**effet de la dérive** dans WATPPASS. Ce choix a été confirmé par l'analyse des données qui n'a pas montré d'effet de la dérive sur ce bassin versant (Chapitre V). Ainsi, l'intégration de la dérive dans WATPPASS ne nous est pas apparue comme une priorité. Cette intégration est toutefois possible dans le but d'évaluer ce risque de transfert sur la base de l'organisation du paysage du bassin versant. Comme évoqué dans le chapitre II, cette amélioration pourra s'appuyer sur la simplification de modèles de dérive (Ellis and Miller 2010; Gil and Sinfort 2005).

Dans la littérature, la **fraction de carbone organique** des sols est une composante à la fois très variable à l'échelle de la parcelle et du bassin versant et dont l'impact sur les transferts de pesticides est significatif (Chaplain et al. 2011; Levillain et al. 2012). Dans sa configuration actuelle, les fractions de carbone organique des différents horizons du sol doivent être entrées manuellement dans WATPPASS. Ce paramètre a une forte influence sur les résultats du modèle. Les valeurs des fractions organiques retenues pour mettre en œuvre WATPPASS sur le bassin de la Ravine sont issues de la littérature (Albrecht et al. 1992; Venkatapen 2012). Ces auteurs différencient les valeurs de fraction de carbone organique pour différentes espèces cultivées sans prendre en compte la grande diversité de systèmes de culture qui peuvent intégrer une même espèce. De plus, le manque de répétitions sur ces données ne permet pas d'estimer de manière précise les effets des systèmes de culture sur la fraction organique des sols. En raison de ce manque de connaissances, l'évolution de la matière organique dans les sols n'est pas simulée par WATPPASS. Une amélioration du modèle serait de simuler cette évolution sous l'impact des pratiques et des systèmes de culture, ou au moins de réaliser des mesures

de matière organique sur un échantillon représentatif de la diversité des systèmes de culture des bassins versants sur lesquels WATPPASS pourrait être appliqué. Ce besoin de connaissances apparaît de manière récurrente dans les travaux traitants de l'évaluation des systèmes de culture aux Antilles (Tixier 2004).

2.1.3. L'organisation et la position sur le bassin versant des applications de pesticides et le fonctionnement hydrologique du bassin versant

Nos résultats confrontés à ceux de la littérature, en particulier sur la connectivité hydrologique (Payraudeau and Gregoire 2012; Payraudeau et al. 2009; Thiollet-Scholtus 2004) montrent que les effets de l'organisation sur le bassin versant des applications de pesticides sont très liés au fonctionnement hydrologique du bassin versant. C'est pour cette raison que nous discutons de ces deux aspects de manière conjointe.

Le modèle simule bien deux types de pollutions (ponctuelle ou chronique) qui résultent de deux voies de transfert différentes au sein du bassin versant (ruissellement en surface ou drainage des aquifères). Le fonctionnement hydrologique a donc un poids important dans la pollution résultante à l'exutoire. La représentation précise des flux en surface est nécessaire dans de nombreux bassins sur lesquels le paysage interagit significativement avec ces flux (Thiollet-Scholtus 2004; Tortrat 2005). Cela correspond aux situations où les flux en surface sont importants et la densité de drainage relativement faible. Le bassin versant de la rivière Ravine a un fonctionnement hydrologique principalement souterrain et un fonctionnement en surface de nature torrentielle en raison de la nature des sols et des sous-sols, de son orographie et du régime pluviométrique auquel il est soumis. Ce fonctionnement torrentiel génère des écoulements de surface concentrés, intenses et rapides dont nous avons pu isoler l'effet. Ce fonctionnement, principalement souterrain, du bassin versant tamponne les pics de pollution.

Face à ces constats, la représentation correcte du fonctionnement hydrologique à la fois en surface et en souterrain du bassin versant par WATPPASS, nous a paru d'une importance capitale pour simuler les transferts de pesticides dans les bassins versants volcaniques tropicaux. Comme un modèle hydrologique global adapté à ces conditions existait (Charlier et al. 2008), nous l'avons adapté en y intégrant un module de transfert de pesticides. Comme les bassins versants tropicaux montrent de fortes densités de drainage, il ne nous a pas semblé pertinent d'intégrer de fonction de transfert intégrant une interaction entre les éléments de paysage et les flux de surface. Finalement, la représentation adoptée dans WATPPASS considère l'effet de la position des applications dans les bassins versants sur la contribution aux flux souterrains uniquement. L'effet de la distance de la parcelle à l'exutoire sur la dilution des pesticides dans le bassin versant est intégré par le biais de la représentation conceptuelle de l'aquifère en réservoirs concentriques centrés sur l'exutoire. Cette

représentation est adaptée aux zones cultivées sur des paléovallées qui orientent les flux souterrains vers un cours d'eau.

Il aurait tout de même été instructif de tester la mise en place d'un module de représentation des chemins d'eau en surface incluant un module de réinfiltration au moins dans le réseau hydrographique (Aurousseau et al. 2009; Charlier 2007; Moussa et al. 2002). Ce type de représentation aurait cependant nécessité d'installer des points de mesure des débits sur différents points du réseau hydrographique du bassin versant. Instaurer ce type de représentation sans point de mesures supplémentaire aurait conduit à des problèmes d'équifinalité dans le paramétrage du modèle entre les paramètres de production et de transfert du ruissellement pour lesquels il n'existe aucune valeur dans les conditions de l'application du modèle.

En conclusion, le modèle WATPPASS est adapté à des petits bassins versants (< 10 km²), car il intègre deux hypothèses fortes : il ne représente pas les interactions entre le ruissellement de surface et les éléments du paysage et il ne représente pas, non plus, les flux dans le réseau hydrographique. Ceci est dû au fonctionnement principalement souterrain du bassin versant, à son importante densité de drainage (5km.km^{-2}) (Carles et al. 2013) et à la distance maximale d'une parcelle au réseau hydrographique qui est inférieure à 250 mètres pour toutes les parcelles. Ce drainage important nous a conduit à considérer que toutes les parcelles sont hydrologiquement connectées à l'exutoire pour ce qui concerne les flux de surface.

2.1.4. Retour sur le choix de la représentation par modèle, effets de la combinaison des facteurs

Dans cette section, nous discutons du choix d'une approche par modélisation comme outil permettant de rendre compte de manière vraisemblable des effets des systèmes de culture en vue de servir d'outil d'évaluation de nouveaux systèmes. Cette discussion s'appuie, entre autres, sur les points examinés précédement.

Dans les points de discussion précédents, nous avons montré que les fonctionnements des bassins versants volcaniques tropicaux et des systèmes horticoles associant de multiples espèces sont complexes et ne disposaient pas nécessairement de représentation permettant d'évaluer leurs effets. Ainsi, dans les conditions de l'horticulture sur des milieux volcaniques tropicaux, les connaissances sont trop éparses pour en tirer des résultats généralisables à l'ensemble des contextes de l'horticulture.

Un modèle de simulation numérique représentant les processus de manière explicite apparaissait comme une solution adaptée pour prendre en compte cette complexité des systèmes agricoles et des milieux. Deux raisons principales ont orienté notre choix. La première tient à la forte contribution des flux souterrains dans les transferts de pesticides. Il aurait été difficile, à priori, de produire un indicateur basé sur des règles expertes (par exemple un indicateur de type I-phy (van der Werf and Zimmer 1998)) issues des maigres connaissances sur le fonctionnement des transferts de pesticides

dans les milieux volcaniques tropicaux (Houdart et al. 2009b). La seconde raison est liée à la complexité et à l'hétérogénéité des états des milieux du bassin versant dues aux effets des spécificités des pratiques des systèmes horticoles rencontrés (associations culturales, utilisation de mulch imperméable, nombreux travaux manuels sur les parcelles et méthodes de gestion des résidus). La reconstruction de ces effets par des représentations conceptuelles permet au lecteur d'évaluer dans quelles mesures le modèle lui semble valide. De plus, un modèle de simulation numérique permet de générer des concentrations virtuelles qui peuvent être directement comparées à des mesures de concentrations de pesticides. Ainsi, les écarts entre les chroniques de concentrations observées et simulées peuvent être analysés et interprétés à la lumière des différents processus intégrés dans WATPPASS et de leur représentation. Le choix d'un modèle conceptuel numérique a aussi été motivé par sa capacité d'adaptation à de nombreuses zones de culture, tout en limitant le nombre de paramètres nécessaires à sa mise en œuvre.

Cependant, même après avoir réalisé un bilan des connaissances actuelles et les avoir formalisées dans un modèle de transfert, nous n'avons pas réussi à reproduire, de manière précise, toutes les chroniques hebdomadaires de concentration en pesticides à l'exutoire du bassin versant. Nous avons montré par l'analyse des résultats de simulation que WATPPASS permettait de correctement reproduire le comportement hydrologique du bassin versant à l'exutoire. Nous avons aussi montré qu'il était possible de déterminer les principales voies de contamination de l'exutoire par les pesticides. La comparaison de ces chroniques indique cependant que les valeurs simulées se situent dans les gammes de concentrations de celles observées à l'exutoire. Ce résultat est très satisfaisant étant donné la complexité des conditions agro-hydrologiques pour lesquelles ce modèle est conçu. Des améliorations restent cependant possible pour améliorer les simulations. Deux nous semblent prioritaire à ce stade : (1) il serait nécessaire d'améliorer la qualité de production du ruissellement de surface par WATPPASS, en particulier pour les épisodes courts et intenses en période sèche ; (2) il serait nécessaire de mieux différencier les effets des différents systèmes de culture sur la fraction de carbone organique des sols.

Un meilleur degré de précision du modèle aurait permis d'utiliser l'outil plus librement dans les deux phases d'évaluation des systèmes de culture de la méthodologie proposée par Meynard et al. (2001). Par contre, étant donné les résultats obtenus au niveau des voie de transfert des pesticides et la robustesse conceptuelle du modèle, nous pensons que WATPPASS est utilisable comme un outil de hiérarchisation de situations de bassin versant mettant en œuvre des systèmes horticoles. WATPPASS permet en particulier d'évaluer les pratiques générant potentiellement des pics de pollution liés au ruissellement, mais aussi les risques liés aux pollutions chroniques qui, une fois instaurées, ne sont plus maîtrisables.

Nous avons tenté d'établir des relations statistiques dont des corrélations entre les quatre facteurs identifiés dans l'hypothèse 1. Ces analyses n'ont pas généré de résultats concluants à cause de la durée limitée de la chronique (67 semaines), durant laquelle peu de situations semblables se répètent. Des chroniques plus longues, ou avec une fréquence de prélèvement plus élevée permettraient de pallier ce problème. Comme il est difficile dans nos conditions d'obtenir une précision à l'échelle du jour pour les pratiques agricoles, il serait préférable d'allonger la période d'échantillonnage. Cela permettrait aussi d'évaluer WATPPASS à une échelle de temps mensuelle.

Nous estimons que le modèle proposé, bien que mobilisant de nombreuses équations peut difficilement être simplifié sans perdre en généricité ou en prédiction. Toute simplification se traduira par des restrictions pour son application. Si WATPPASS requiert un nombre de paramètres limités par rapport à d'autres modèles, le modèle hydrologique de WATPPASS nécessite, tout de même 6 paramètres à calibrer. Il serait intéressant de calibrer le modèle sur différents bassins versants volcaniques tropicaux afin d'évaluer s'ils présentent le même type de comportement et si les relations entre les différents paramètres sont stables. Si tel est le cas, il serait possible de simplifier le modèle hydrologique qui est encore onéreux en données de paramétrage.

Enfin, l'une des conclusions importantes de cette thèse est que l'interaction des quatre types de facteurs (moléculaires, pratiques, position sur le bassin versant et hydrologie) est bien à l'origine des pollutions et les types de pollution observés à l'exutoire d'un bassin versant. Nous avons aussi montré que les connaissances liées à ces quatre facteurs sont encore insuffisantes pour concevoir un outil d'évaluation des systèmes de culture dans ces milieux qui reproduise de manière très exacte les chroniques de concentrations hebdomadaires de pesticides. Comme il intègre les effets de ces quatre facteurs, WATPPASS peut servir à hiérarchiser des situations de bassins versants en fonction de leurs impacts potentiels sur la qualité de l'eau. Il permet aussi de détecter les risques de pollution à court et moyen termes.

2.2. Hypothèse 3

En modifiant les pratiques agricoles jouant sur ces facteurs, il est possible de réduire de manière significative la contamination de l'eau de rivière par les pesticides.

Cette hypothèse n'a pas pu être correctement vérifiée durant cette thèse. Son test nécessiterait une mise à l'épreuve du modèle en réalisant une analyse de sensibilité semblable à celle de Luo et Zhang (2009) avec le modèle SWAT. Cette analyse de sensibilité permettrait de discerner les paramètres modifiés par les pratiques agricoles sur lesquels il serait le plus pertinent de jouer pour réduire la contamination de l'eau par les pesticides. Ensuite, des scénarii de pratiques modifiant la valeur de ces paramètres identifiés devraient être soumis à WATPPASS. Les résultats des simulations permettront

d'évaluer leur efficacité pour significativement réduire la pollution à l'exutoire à court et à moyen termes par rapport à la situation initiale.

Les premiers résultats de l'utilisation de WATPPASS montrent par exemple qu'en jouant sur des substitutions et des diversifications de molécules, il serait en théorie possible de diminuer significativement les transfers de pesticides par les voies de ruissellement par exemple, mais que ces types de modifications pourraient générer des pollutions par des voies de transfert détournées (aquifères).

3. Généricité de la méthode

Dans cette section, nous nous penchons sur le degré de généricité du modèle WATPPASS et des résultats obtenus. La question de généricité est au centre des préoccupations scientifiques et opérationnelles.

Dans notre cas, si l'utilisation d'un tel modèle de simulation est un gage de généricité, les hypothèses simplificatrices nécessaires à sa conception peuvent en restreindre les conditions d'utilisation. Ainsi, le modèle WATPPASS a été construit et présenté en plusieurs étapes, en séparant les équations utilisées en fonction de leur degré de généricité. La représentation des systèmes de culture et du fonctionnement du bassin versant est basée sur des équations génériques. Il en résulte que WATPPASS est un outil générique, à condition qu'il puisse être calibré sur une chronique hydrologique. Le module hydrologique du bassin versant nécessite une période de calibration et de validation comprenant des périodes de hauts débits et des périodes plus sèches. Chacune de ces périodes doit être présente dans le jeu de données. Si 1 an et demi de données hydrologiques semblent un minimum sur des petits bassins versants présentant une réponse rapide des aquifères aux évènements pluvieux, la demande en données nécessaires à la calibration de ce module est fonction de l'inertie de ces aquifères. D'autre part, comme tout outil d'évaluation des pratiques, WATPPASS nécessite un manimulateur maîtrisant les systèmes de culture à tester pour ne pas générer de situations aberrantes et pouvoir analyser la compatibilité des résultats avec la réalité.

Lors de l'examen du domaine d'application de WATPPASS, nous avions conclu que les hypothèses utilisées pour son développement limitent, en l'état, son utilisation à des petits bassins versants (< 10 km²).

Le schéma de fonctionnement lié aux voies de transfert des pesticides en surface et par les aquifères est, à notre avis, applicable en Martinique et aux bassins sur lesquels les aquifères sont fortement contributeurs des débits de rivières (Charlier et al. 2008). Il s'agit des zones aux reliefs accidentés et aux sols infiltrants installés sur des paléovallées.

Le bassin versant de la rivière Ravine a été sélectionné pour la diversité de ses systèmes de culture et sa représentativité des systèmes horticoles de Martinique. En dépit d'un manque de référentiels sur les pratiques des horticulteurs à l'échelle de la Martinique (Mottes 2010), les systèmes de culture pratiqués semblent relativement conformes à ceux de la zone, tant par leur diversité culturale que par les actes techniques pratiqués (Blazy et al. 2009; Carré 2008; Dufeal and Clostres 2004; Houdart 2005; Houdart et al. 2009a). Ainsi, on peut dire, sans trop de risques, que la représentation conceptuelle du module parcellaire de WATPPASS est adaptée à une large gamme de systèmes de culture horticoles de plein champ.

4. Apports et limites scientifiques du travail de thèse

4.1. Apport méthodologiques et de connaissances

L'originalité du présent travail réside, selon nous, dans les principaux apports de cette thèse, du point de vue de la méthodologie et des connaissances, à savoir :

- *Le type de données et le jeu de données*. Les suivis de pollution des cours d'eau pour une large gamme de pesticides sont assez rares dans la littérature. Il est encore plus rare que ces chroniques soient accompagnées d'un suivi détaillé, au même pas de temps, des pratiques agricoles mises en œuvre sur le bassin versant.
- *Le dispositif de suivi des pratiques et d'analyse de la qualité des eaux de rivière pour une grande diversité de pesticides*. La méthodologie de suivi de la qualité des eaux constitue une base solide pour un opérateur souhaitant le mettre en œuvre. Nous sommes convaincus que le mode opératoire peut être appliqué à d'autres bassins versants afin de réaliser d'autres campagnes de mesures.
- *La proposition d'un formalisme de description des effets des pratiques agricoles sur les transferts de pesticides dans les modèles visant à éclaircir les capacités des différents modèles à simuler des systèmes de culture*.
- *La conception d'un modèle pour la représentation et l'analyse des effets des pratiques horticoles sur les transferts de pesticides dans les bassins versants*. WATPPASS est le premier modèle de transfert de pesticides pour des milieux volcaniques complexes dans lesquels la majorité des flux sont souterrains mais où le ruissellement hortonien ne peut pas être négligé et où les applications de pesticides ne sont pas concentrées sur des périodes définies par des contraintes liées aux saisons de culture. Il a permis de formaliser de manière fonctionnelle les connaissances sur le fonctionnement d'agro-hydro-systèmes volcaniques tropicaux complexes.
- *La représentation des pratiques horticoles dans un modèle permettant l'analyse de la combinaison de pratiques à deux échelles* : parcelle et bassin versant. Cette démarche d'analyse à différent niveaux d'organisation, bien que traitée par plusieurs auteurs (Arnold et

al. 1998; Charlier 2007; Gascuel-Odoux et al. 2009; Houdart et al. 2009b) restait à conforter. Notre démarche constitue ainsi une avancée importante dans l'intégration et la compréhension des effets des systèmes de culture sur la qualité de la ressource en eaux d'un bassin versant.

- *La prise en compte des effets de la couverture du sol et de son évolution sur les transferts de pesticides*. Le modèle WATPPASS intègre des méthodes de représentation simples, adaptées à l'horticulture tropicale, car limitant les paramètres nécessaires à la prise en compte de ces effets par rapport aux modèles existants (Ahuja et al. 2000; Brisson et al. 2009). Il reste cependant à valider le module de génération de résidus végétaux à partir de mesures d'indice de mulch (équivalent de l'indice foliaire pour un mulch) lors de la mise en œuvre de systèmes de culture.

En conclusion, la méthode d'analyse des effets des pratiques agricoles sur les états des milieux a permis de réaliser un bilan des connaissances actuelles, mais aussi de souligner les manques de connaissances des effets des systèmes de culture sur le transfert de pesticides que nous synthétisons dans la section 6.2. Elle a également permis d'intégrer et de formaliser les relations entre les systèmes de culture et les transferts de pesticides sous la forme d'un modèle.

4.2. Limites méthodologique liées à l'évaluation de WATPPASS

4.2.1. Validation de WATPPASS

La conception d'un modèle capable d'évaluer des systèmes de culture à l'échelle d'un bassin versant nécessite de recourrir à des simplifications importantes pour représenter les processus et les effets des systèmes de culture sur ces processus. La principale difficulté dans la validation de WATPPASS est que le modèle mobilise de nombreux modules pré-existants, en particulier les modules parcellaires. Cependant, les modules n'ont pas été validés par confrontation à des jeux de données à des échelles parcellaires dans les conditions d'application du modèle. Les résultats relatifs à l'évaluation du modèle général au cours de cette thèse a permis de montrer la difficulté de valider de tels outils généraux et intégrateurs quand certaines connaissances à des niveaux d'organisation inférieurs ne sont pas toutes disponibles. L'un des moyens de pallier ce problème consisterait à évaluer séparément les modules de transferts de pesticides parcellaires en confrontant les résultats de ces modules à des données de percolation et d'exportation de pesticides à ce niveau d'organisation. Payraudeau et Gregoire (2012) indiquent que Konikow and Bredehoeft (1992) et Oreskes et al. (1994) soutiennent que les modèles environnementaux complexes ne peuvent pas être validés. Ils peuvent seulement être testés et invalidés. La littérature ne regorge pas de modèles d'évaluation des systèmes de culture continus pour lesquels les tests de validation des modules pesticides sur une diversité importante de molécules ont été réalisés (Quilbé et al. 2006). Ces modèles sont généralement testés sur des systèmes de culture pour lesquels les pesticides sont tous appliqués durant une fenêtre temporelle étroite, ce qui limite fortement les applications isolées. Dans notre cas, la capacité de WATPPASS à reproduire

précisément des chroniques hebdomadaires de pesticide n'a pas pu être démontrée. Les fonctionnements hydrologiques souterrains peuvent avoir des dynamiques de pression rapides mais des dynamiques de transfert de masses beaucoup plus longues (Charlier et al. 2012), ce qui rend difficile l'évaluation précise du transfert de pesticides sur ces pas de temps sans suivre la concentration dans les aquifères et en plusieurs points (Konikow 2011). S'appuyant sur une structure conceptuelle solide, WATPPASS constitue néanmoins un outil performant pour comparer des situations et pour explorer les modifications des systèmes de culture sur un bassin versant.

4.2.2. Qualité des données

Pratiques. Les données utilisées sont issues d'enquêtes menées auprès des exploitants du bassin versant. Les données de pratiques recueillies auprès des agriculteurs avaient vocation à être exhaustives. Les parcelles suivies représentent 73% de la surface agricole utile du bassin versant. Certains agriculteurs n'ont pas accepté le suivi de leurs pratiques, tandis que d'autres ont manifesté un vif intérêt à l'égard de ce travail et de son objectif opérationnel. La qualité des données de pratiques agricoles est très variable en fonction des agriculteurs enquêtés. Cette hétérogénéité est source de variations pour les concentrations en pesticides à l'exutoire. Elle concerne la précision des dates d'application, des doses appliquées, des « oublis » de pratiques, ou de pratiques évoquées à l'oral ne devant pas, sur demande, apparaître dans le registre de suivi des pratiques que nous menions (usage détourné). Toutes ces variations compliquent l'analyse et l'interprétation de jeux de données très hétérogènes. Le biais de cette démarche est bien que les pratiques les mieux renseignées sont les plus scrutées alors qu'elles devraientt en théorie, être les moins problématiques (car relevées et certifiées dans le cadre de bonnes pratiques agricoles). En effet, on peut se demander si les pratiques non suivies, même si elles ne représentent qu'un faible pourcentage de la surface agricole du bassin, pourraient se révéler être les plus problématiques. Les résultats de l'analyse de la première phase d'enquête tendent d'ailleurs à le montrer (Chapitre V et Chapitre VII).

Données hydrologiques. L'utilisation de la formule de Manning-Strickler pour l'estimation des hauts débits sur la base des hauteurs d'eau ne rend compte que d'une estimation, car le coefficient de Strickler varie avec les hauteurs d'eau (Degoutte 2006). L'existence d'une erreur de mesure non négligeable sur les hauts débits n'est donc pas à écarter. Cependant, les très hauts débits sont fugaces et peu fréquents à l'échelle de la chronique, et les conclusions sur les hauts débits restent génériques. En effet, notre objectif n'est pas de déterminer les transferts de pesticides liés à des conditions très particulières d'états hydrologiques de la rivière mais plutôt de différencier des comportements de molécules liés à des classes ou des gammes d'états hydrologiques de la rivière.

Pesticides. Les préleveurs ISCO de pesticides réalisaient des prélèvements d'eau de 100 mL à chaque impulsion. Il est apparu que la précision de ces prélèvements était d'environ 10%. Les analyses de pesticides réalisées par le laboratoire départemental de la Drôme sont fournies avec une erreur relative

de 30% sur les concentrations. A ces incertitudes s'ajoutent le fait que les pesticides prélevés en début de semaine étaient stockés dans le préleveur pendant plus de temps que ceux prélevés en fin de semaine. Ainsi, il est possible que la date des différents prélèvements au cours d'une semaine joue sur le résultat des analyses pesticides. Par exemple, on peut supposer que des pesticides prélevés dans une crue en début de semaine pourraient afficher des concentrations plus faibles qu'une crue de fin de semaine, toutes choses égales par ailleurs. Les échantillons ont été expédiés par avion du LDA 972 au LDA 26. Bien que pris en charge par un laboratoire accrédité, ces transports peuvent être considérés comme sources d'incertitude vis-à-vis des résultats car nous n'avions aucun contrôle sur la durée et la qualité de ces derniers. Cette hypothèse est appuyée par certains auteurs qui montrent une diminution du taux de récupération des pesticides avec le temps de stockage des échantillons (Lee et al. 2002; Lyytikäinen et al. 2003). *In fine*, il en résulte que les valeurs absolues des concentrations en pesticide peuvent difficilement être interprétées. Afin de limiter l'erreur liée au stockage des échantillons pendant la semaine, il aurait été intéressant, sur une semaine, de réaliser des analyses à l'échelle de la journée et à l'échelle de la semaine afin d'évaluer cet effet du temps de stockage. Des expériences d'enrichissement de l'eau de rivière stockée dans le préleveur auraient aussi pu être réalisées pour évaluer l'effet du stockage dans le préleveur et du transport vers le laboratoire d'analyse.

5. Valorisations opérationnelles

En termes de résultats opérationnels, nous avons montré que les solutions liées au détournement des pesticides par des voies de ré-infiltration peuvent générer des problèmes de pollution chroniques des cours d'eau de manière rapide dans les conditions de la Martinique, et en particulier dans les zones dans lesquelles les aquifères répondent rapidement. Ce résultat appuie l'intérêt de réduire l'utilisation des pesticides qui présentent des risques de lixiviation dans les conditions climatiques et pédologiques de la Martinique. Les principaux pesticides présentant un passage potentiel, et donc à risque, par les aquifères sur le bassin versant Ravine sont l'AMPA, le fosthiazate, le propiconazole et les dithiocarbamates (probablement du mancozèbe).

Le modèle WATPPASS peut être valorisé par des agronomes pour tester des effets de combinaison de systèmes de culture sur les bassins versants dont la ressource en eau n'atteint pas les normes de la directive cadre sur l'eau. En particulier, nous pensons que le modèle peut permettre de trier certaines propositions de reconception des systèmes de culture jouant sur : la nature et les quantités de pesticides appliqués, les méthodes d'application des pesticides, les modes et les fréquences de travaux du sol, l'incorporation de pratiques de gestion de la couverture du sol et l'emplacement des parcelles traitées dans le bassin. Cette utilisation concerne en particulier le test d'agro-systèmes innovants qui visent à réduire l'utilisation de pesticides pour lesquels certaines pratiques peuvent interagir entre elles et générer, au final, des exportations accrues vers les cours d'eau en dépit d'une utilisation de pesticides plus faible. Par exemple, l'utilisation de mulch plastique réduit l'utilisation d'herbicides mais dans un même temps favorise les exportations par ruissellement des autres pesticides (Dietrich

and Gallagher 2002; Rice et al. 2001). Certains systèmes pourraient même générer des contaminations chroniques des cours d'eau à moyen terme. Des systèmes de culture intégrant des plantes de couverture associées sont étudiés localement en Martinique par les organismes de recherche (Cirad) et les organismes techniques (IT²) dans le but de réduire l'utilisation de pesticides, d'herbicide en premier lieu. Les plantes de couverture favorisent l'infiltration, ce qui pourrait, à terme augmenter les risques de lixiviation des pesticides vers les aquifères. Les effets des plantes de couverture sur les transferts de pesticides peuvent être représentés par WATPPASS. Il peut ainsi évaluer les effets de différents niveaux d'intégration de ces innovations sur des territoires comme les bassins versants.

Les analyses pesticides sont très onéreuses et de nombreux métabolites des pesticides appliqués sur les bassins versants peuvent difficilement être analysés en routine par les laboratoires commerciaux. WATPPASS offre la possibilité de simuler des métabolites des pesticides. Ainsi, WATPPASS pourrait, dès lors que les caractéristiques moléculaires de ces métabolites sont disponibles, évaluer les risques de contamination des cours d'eau par ces « nouveaux » polluants, identifier les agro-systèmes potentiellement source de ces pollution et les mesures à prendre.

Les agronomes peuvent recourir à WATPPASS pour sensibiliser les agriculteurs aux impacts de leurs pratiques sur la qualité de l'eau. En effet, la pollution de l'eau par les pesticides est difficilement perçue car « invisible » sans des méthodes analytiques onéreuses. WATPPASS est un moyen de présenter aux agriculteurs les liens qui peuvent exister entre leurs pratiques agricoles et les pollutions qu'elles peuvent potentiellement générer. Il permettrait de rendre plus « visibles » ces pollutions et d'amener les agriculteurs à prendre peut-être mieux conscience des effets de leurs pratiques sur la pollution de l'eau.

WATPPASS peut être mobilisé pour des projets mettant en partenariat les gestionnaires de l'eau et des agronomes et visant à améliorer la qualité de l'eau. Dans ce cas, WATPPASSpermettra, par le biais de co-conception de scénarii avec les acteurs, d'évaluer les effets d'évolution des systèmes agricoles, de mises à jour de la règlementation, ou des changements d'occupation du sol. Le modèle pourra être mobilisé comme outil d'aide à la décision sur des projets traitant de la gestion de la ressource en eau, par exemple sur le bassin pilote du Galion en Martinique (RIVAGE (FEDER) et CHLOREAUSOL).

6. Conclusion et perspectives

6.1. Améliorations de la méthodologie et de WATPPASS

Une amélioration du modèle viserait à synthétiser les résultats sous la forme de notes de risques résultant d'une analyse basée sur des critères quantitatifs et qualitatifs liés aux chroniques hydrologiques et de concentration de pesticides. Ces types de représentation s'appuyant sur les connaissances du fonctionnement des agro-hydrosystèmes sur les transferts de pesticides, ne pouvaient pas à l'origine être mise en œuvre. Le modèle conçu, par la synthèse des connaissances qu'il

représente devrait permettre de calibrer un indicateur d'évaluation des pratiques agricoles du type d'I-phy par une approche de métamodélisation (Wohlfahrt 2008; Wohlfahrt et al. 2010). Les indicateurs à concevoir pourraient, par exemple, porter sur les potentiels de pollution à court et long termes des pratiques. Elle pourra se baser sur la fréquence, l'intensité des pics de pollutions par rapport aux normes de la Directive Cadre sur l'Eau et de potabilité de l'eau et sur l'analyse des croissances lentes des concentrations dans les aquifères. Il sera nécesaire de considérer des intervalles de valeurs pour différents paramètres pour lesquels les incertitudes sont élevées (telles que les caractéristiques moléculaires).

Nous avons vu que WATPPASS est un modèle adapté à des petits bassins versants. Il sera donc nécessaire de le modifier avant de l'appliquer à des bassins versant de plus grande taille. Par contre, il peut être intégré dans une démarche de modélisation semi-distribuée (Arnold et al. 1998) en le couplant à un modèle utilisant des fonctions de transfert pour router les flux d'eau et les pesticides dans le réseau hydrographique du grand bassin versant (Borah and Bera 2003; Chow et al. 1988; Donigian et al. 1995; Moussa et al. 2002).

Le travail réalisé à ce stade ne traite pas de la conception de systèmes de culture à l'échelle du bassin versant. Les tests de scénarii constituent l'étape suivante logique de ce travail. Pour cela, il serait judicieux de s'appuyer sur les recommandations de Leenhardt et al. (2012).

6.2. Connaissances à approfondir

Nous avons remarqué au cours de ces travaux que de nombreuses de connaissances relatives aux effets des systèmes de culture horticoles sur des variables d'état des milieux n'étaient pas disponibles. Les quatre points suivants mériteraient d'être particulièrement approfondis.

- La dynamique du carbone organique du sol, car c'est un facteur dont l'influence sur le transfert de pesticides est avérée, mais qui ne dispose d'aucune référence permettant d'évaluer son comportement dans les conditions de l'horticulture tropicale.
- Les effets des différentes pratiques de couverture du sol sur les transferts de pesticides sont encore mal connus. Les paramètres de production de biomasse ne sont pas disponibles pour certaines cultures horticoles telles que la christophine ou la papaye, ce qui implique soit d'acquérir ces paramètres, soit de valider la conversion de l'indice foliaire en indice de mulch.
- Les connaissances sur les mécanismes de transfert de pesticides à des échelles parcellaires dans les andosols antillais n'étaient que peu disponibles. Comme il a été montré que ces sols avaient des propriétés d'interaction avec les solutés très particulières (Sansoulet et al. 2007), nous sommes de l'avis que les comportements de ces sols volcaniques vis-à-vis des transferts de pesticides devraient faire l'objet de recherches spécifiques (Saison et al. 2008).

- Les différents systèmes de culture jouent sur la production de ruissellement, qui est un facteur dont l'influence est extrêmement forte pour les transferts de pesticides. Les effets des différents systèmes de culture horticoles sur la génération du ruissellement mériteraient d'être étudiés plus en détails à l'échelle de la parcelle et du bassin afin de disposer d'une base de données qui faciliterait la mise en œuvre de WATPPASS. Cette connaissance permettrait aussi d'évaluer notre hypothèse d'utilisation d'une fonction de transfert de ruissellement sans interaction à l'échelle du bassin versant.

Ces points soulignent la nécessité de disposer de connaissances à des niveaux d'organisation inférieurs aux échelles territoriales pour évaluer les effets des systèmes de culture à différentes échelles temporelles.

Conclusion générale

Dans les zones tropicales, l'horticulture est fortement pratiquée. Cette horticulture est très consommatrice de pesticides afin d'assurer la qualité marchande des fruits et légumes produits dans des conditions où la pression des ravageurs est exacerbée. Les milieux tropicaux présentent des caractéristiques qui favorisent les transferts rapides de pesticides vers les cours d'eau. Cependant, les effets des systèmes de culture sur la qualité de l'eau dans ces zones étaient encore assez peu étudiés et ne disposaient par de méthode d'évaluation.

Nos recherches ont porté sur les effets des systèmes de culture horticoles sur la pollution de l'eau par les pesticides à l'exutoire d'un bassin versant. Pour cela, nous avons sélectionné le bassin de la rivière Ravine, un bassin versant martiniquais horticole à forts enjeux pour la qualité de l'eau. Nous y avons suivi de manière conjointe les utilisations des pesticides, les autres pratiques influençant leur transfert, et les concentrations de pesticides à l'exutoire du bassin versant. Dans un objectif de généricité, nous avons produit WATPPASS, un modèle de transfert de pesticides à l'échelle du bassin versant permettant de représenter certains effets des systèmes de culture horticoles sur les processus de transferts de pesticides dans les bassins versants. WATPPASS est un outil, certes complexe, mais qui permet de comparer des situations liés à des systèmes de culture sur un bassin versant à partir d'une quantité relativement limitée de paramètres et des données d'entrées. Le modèle conçu a une vocation opérationnelle car il peut être utilisé en collaboration avec des agronomes pour traiter des questions relatives aux effets de pratiques agricoles sur la qualité de l'eau. WATPPASS permet de classer des situations entre elles, et ainsi d'évaluer les effets à moyen et long termes des pratiques actuelles et de l'évolution des pratiques agricoles.

Cette thèse a aussi permis de montrer que, dans les conditions volcaniques, il est nécessaire de prendre en compte la composante verticale d'infiltration des pesticides vers les aquifères fortement contributeurs des débits des rivières. Cette thèse a permi d'identifier quatre principaux pesticides polluants ou très susceptibles de polluer les aquifères : le metolachlore, le propiconazole, le fosthiazate, les dithiocarbamates (probablement du mancozèbe) et l'AMPA, un métabolite du glyphosate. Ces pesticides appraissent ou risquent d'apparaître de manière chronique dans les eaux de rivière à moyen terme.

Dans les parties précédentes, nous avons proposé plusieurs perspectives possibles à ces travaux de recherche. Nous recommandons un approfondissement des connaissances sur les effets des systèmes de culture sur les exportations de pesticides à des niveaux d'organisation parcellaires. Pour cela, il conviendrait d'analyser en particulier les effets des pratiques agricoles sur la production de ruissellement et l'évolution de la matière organique à des échelles parcellaires, qui sont deux facteurs clefs dans l'évaluation des effets des systèmes de culture sur les transferts de pesticides à l'échelle de bassin versant. Nous recommandons aussi l'utilisation de WATPPASS dans le cadre de projets scientifiques et opérationnels afin de comparer les effets potentiels sur la qualité de l'eau de

l'évolution des systèmes de culture par rapport aux situations actuelles. WATPPASS pourra aussi être utilisé pour paramétrer des indicateurs opérationnels d'aide à la décision dans les conditions de l'horticulture martiniquaise par exemple.

Bibliographie

Abbott MB, Bathurst JC, Cunge JA, O'Connell PE, Rasmussen J (1986a) An introduction to the European Hydrological System — Systeme Hydrologique Europeen, "SHE", 1: History and philosophy of a physically-based, distributed modelling system. J Hydrol 87:45–59. doi: 10.1016/0022-1694(86)90114-9

Abbott MB, Bathurst JC, Cunge JA, O'Connell PE, Rasmussen J (1986b) An introduction to the European Hydrological System — Systeme Hydrologique Europeen, "SHE", 2: Structure of a physically-based, distributed modelling system. J Hydrol 87:61–77. doi: 10.1016/0022-1694(86)90115-0

Abrahamsen P, Hansen S (2000) Daisy: an open soil-crop-atmosphere system model. Environ Model Softw 15:313–330. doi: 10.1016/S1364-8152(00)00003-7

Agreste (2010) Ministère de l'alimentation, de l'agriculture et de la pêche - Agreste - La statistique, l'évaluation et la prospective agricole. http://agreste.agriculture.gouv.fr/. Accessed 17 Jun 2010

Ahuja L, Rojas KW, Hanson JD, Shaffer MJ, Ma L (2000) Root Zone Water Quality Model: modelling management effects on water quality and crop production. Water Resources Publication, Colorado

Albrecht A, Brossard M, Chotte JL, Feller C (1992) Les stocks organiques des principaux sols cultivés de la Martinique (Petites Antilles). Cah ORSTOM 27:23–36.

All JN, Dutcher JD (1977) Subsurface and surface insecticide applications to control subterranean larvae of the grape root borer. J Econ Entomol 70:649–652.

Allen RG, Pereira LS, Raes D, Smith M (1998) Chapter 6 - ETc - Single crop coefficient (Kc). Crop Evapotranspiration - Guidel. Comput. Crop Water Requir.

Alletto L, Coquet Y, Benoit P, Heddadj D, Barriuso E (2010) Tillage management effects on pesticide fate in soils. A review. Agron Sustain Dev 30:367–400. doi: 10.1051/agro/2009018

Altieri MA (1995) Agroecology: the science of sustainable agriculture. Westview Press, Boulder

Altieri MA, Nicholls CI (2000) Applying agroecological concepts to development of ecologically based pest management strategies. In: National Research Council (ed) Prof. Soc. Ecol. Based Pest Manag. Proc. Workshop. National Academies Press, Washington DC, pp 14–19

Amalric L (2009) Analyse des pesticides dans les eaux. Géologues 14–21.

Antonious GF, Byers ME (1997) Fate and movement of endosulfan under field conditions. Environ Toxicol Chem 16:644–649. doi: 10.1002/etc.5620160407

Arabi M, Frankenberger JR, Engel BA, Arnold JG (2008) Representation of agricultural conservation practices with SWAT. Hydrol Process 22:3042–3055. doi: 10.1002/hyp.6890

Arabi M, Govindaraju RS, Hantush MM (2007) A probabilistic approach for analysis of uncertainty in the evaluation of watershed management practices. J Hydrol 333:459–471. doi: 10.1016/j.jhydrol.2006.09.012

Arnold JG, Allen PM (1999) Automated Methods for Estimating Baseflow and Ground Water Recharge from Streamflow Records. JAWRA J Am Water Resour Assoc 35:411–424. doi: 10.1111/j.1752-1688.1999.tb03599.x

Arnold JG, Kiniry JR, Srinivasan R, Williams JR, Haney EB, Neitsch SL (2011) Soil and Water Assessment Tool - Input/output file documentation - Version 2009. Texas Water Resources Institute, Texas

Arnold JG, Srinivasan R, Muttiah RS, Williams JR (1998) Large area hydrologic modeling and assessment Part I: Model development. JAWRA J Am Water Resour Assoc 34:73–89. doi: 10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x

Arregui MC, Sánchez D, Althaus R, Scotta RR, Bertolaccini I (2010) Assessing the risk of pesticide environmental impact in several Argentinian cropping systems with a fuzzy expert indicator. Pest Manag Sci 66:736–740. doi: 10.1002/ps.1935

Aurousseau P, Gascuel-Odoux C, Squividant H, Trepos R, Tortrat F, Cordier MO (2009) A plot drainage network as a conceptual tool for the spatial representation of surface flow pathways in agricultural catchments. Comput Geosci 35:276–288. doi: 10.1016/j.cageo.2008.09.003

Baran N, Arnaud L (2013) Cartographie des risques de contamination des eaux souterrainses par les produits phytosanitaires en Martinique. BRGM

Barling R, Moore I (1994) Role of buffer strips in management of waterway pollution: A review. Environ Manage 18:543–558. doi: 10.1007/BF02400858

Barra R, Vighi M, Di Guardo A (1995) Prediction of surface water input of chloridazon and chlorpyrifos from an agricultural watershed in Chile. Chemosphere 30:485–500. doi: 10.1016/0045-6535(94)00412-N

Barra R, Vighi M, Maffioli G, Di Guardo A, Ferrario P (2000) Coupling SoilFug model and GIS for predicting pesticide pollution of surface water at watershed level. Environ Sci Technol 34:4425–4433. doi: 10.1021/es000986c

Barreteau O, Richard-Ferroudji A, Garin P (2008) Des outils et méthodes en appui à la gestion de l'eau par bassin versant. Houille Blanche 6:48–55. doi: 10.1051/lhb:2008071

Barriuso E (2004) Estimation des risques environnementaux des pesticides. INRA Editions, Paris

Barriuso E, Benoit P, Dubus IG (2008) Formation of pesticide nonextractable (bound) residues in soil: Magnitude, controlling factors and reversibility. Environ Sci Technol 42:1845–1854. doi: 10.1021/es7021736

Bartley R, Roth CH, Ludwig J, McJannet D, Liedloff A, Corfield J, Hawdon A, Abbott B (2006) Runoff and erosion from Australia's tropical semi-arid rangelands: influence of ground cover for differing space and time scales. Hydrol Process 20:3317–3333. doi: 10.1002/hyp.6334

Bathurst JC (1986) Sensitivity analysis of the Systeme Hydrologique Europeen for an upland catchment. J Hydrol 87:103–123. doi: 10.1016/0022-1694(86)90117-4

Battaglin WA, Sandstrom MW, Kuivila KM, Kolpin DW, Meyer MT (2011) Occurrence of Azoxystrobin, Propiconazole, and Selected Other Fungicides in US Streams, 2005-2006. Water Air Soil Pollut 218:307–322. doi: 10.1007/s11270-010-0643-2

Becker M, Bellin A (2013) A reservoir model of tracer transport for karstic flow systems. Hydrogeol J 21:1011–1019. doi: 10.1007/s10040-013-0991-2

Beckers E, Degré A (2011) Revue bibliographique: la prise en compte des transferts horizontaux dans les modèles hydrologiques. Biotechnol Agron Soc Environ 15:143–151.

Bergstrom L, Borjesson E, Stenstrom J (2011) Laboratory and Lysimeter Studies of Glyphosate and Aminomethylphosphonic Acid in a Sand and a Clay Soil. J Environ Qual 40:98–108. doi: 10.2134/jeq2010.0179

Bergström S (1995) The HBV model. In: Singh VP (ed) Comput. Models Watershed Hydrol. Water Resources Publication, Colorado, pp 443–476

Bernard M-L, Zamora M, Géraud Y, Boudon G (2007) Transport properties of pyroclastic rocks from Montagne Pelée volcano (Martinique, Lesser Antilles). J Geophys Res Solid Earth 112:1–16. doi: 10.1029/2006JB004385

Beven KJ, Kirkby MJ (1979) A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. Hydrol Sci Bull 24:43–69.

Biarnes A, Colin F (2006) Methodology to assess the hydrological impact of weed control practices with a view to management of Mediterranean winegrowing catchments. Int J Sustain Dev 9:161–179. doi: 10.1504/IJSD.2006.011639

Bicknell BR, Imhoff JC, Kittle Jr. JL, Donigian Jr. AS, Johanson RC, Barnwell TO (1996) Hydrological Simulation Program - Fortran User's Manual for Release 11. United States Environmental Protection Agency, USA

Bingner RL, Theurer FD, Yuan Y (2011) AnnAGNPS Technical Processes Documentation version 5.2 DRAFT. United States Department of Agriculture, ftp://199.133.90.201/pub/outgoing/AGNPS/AGNPS_Web_Files/pdf_files/Technical_Documentation.pdf

Birkved M, Hauschild MZ (2006) PestLCI—A model for estimating field emissions of pesticides in agricultural LCA. Ecol Model 198:433–451. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2006.05.035

Blanchard PE, Lerch RN (2000) Watershed vulnerability to losses of agricultural chemicals: interactions of chemistry, hydrology, and land-use. Environ Sci Technol 34:3315–3322. doi: 10.1021/es991115+

Blanchoud H, Farrugia F, Mouchel JM (2004) Pesticide uses and transfers in urbanised catchments. Chemosphere 55:905–913. doi: 10.1016/j.chemosphere.2003.11.061

Blazy J-M, Ozier-Lafontaine H, Doré T, Thomas A, Wery J (2009) A methodological framework that accounts for farm diversity in the prototyping of crop management systems. Application to banana-based systems in Guadeloupe. Agric Syst 101:30–41. doi: 10.1016/j.agsy.2009.02.004

Bockstaller C, Girardin P (2003) How to validate environmental indicators. Agric Syst 76:639–653. doi: 10.1016/S0308-521X(02)00053-7

Bockstaller C, Guichard L, Makowski D, Aveline A, Girardin P, Plantureux S (2008) Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. Agron Sustain Dev 28:139–149. doi: 10.1051/agro:2007052

Borah DK, Bera M (2004) Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: review of applications. Trans ASAE 47:789–803.

Borah DK, Bera M (2003) Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: review of mathematical bases. Trans ASAE 46:1553–1566.

Borggaard OK, Gimsing AL (2008) Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. Pest Manag Sci 64:441–456. doi: 10.1002/ps.1512

Box GEP, Draper NR (1987) Empirical model-building and response surfaces. John Wiley & Sons, Ltd, New York

BRGM (1983) Carte géologique de la Martinique à 1/50 000 : la montagne pelée.

Brisson N, Launay M, Mary B, Beaudoin N (2009) Conceptual Basis, Formalisations and Parameterization of the Stics Crop Model. Editions Quae, Paris

Bromilow RH, Evans AA, Nicholls PH (1999) Factors affecting degradation rates of five triazole fungicides in two soil types: 2. Field studies. Pestic Sci 55:1135–1142. doi: 10.1002/(SICI)1096-9063(199912)55:12<1135::AID-PS73>3.3.CO;2-T

De Bruyn B, Freissinet C, Vauclin M (2006) An indice for pesticide potential vulnerability of surface waters: assessment on the Leysse catchment (Savoie). Houille Blanche 2:106–112. doi: 10.1051/lhb:200602014

Cabidoche Y-M, Achard R, Cattan P, Clermont-Dauphin C, Massat F, Sansoulet J (2009) Long-term pollution by chlordecone of tropical volcanic soils in the French West Indies: A simple leaching model accounts for current residue. Environ Pollut 157:1697–1705. doi: 10.1016/j.envpol.2008.12.015

Cabidoche YM, Lesueur-Jannoyer M (2012) Contamination of harvested organs in root crops grown on chlordecone-polluted Soils. Pedosphere 22:562–571. doi: 10.1016/S1002-0160(12)60041-1

Cadersa Y, Govinden N (2000) Relationship between canopy cover and light interception in potato in a tropical climate. Proc. Fourth Annu. Meet. Agric. Sci.

Calvet R, Barriuso E, Benoit P, Charnay M-P, Coquet Y (2005) Les pesticides dans le sol: conséquences agronomiques et environnementales. France Agricole Editions, Paris

Campbell NS, D'Arcy B, Frost A, Novotny V, Sansom A (2004) Diffuse pollution: an introduction to the problems and solutions. IWA Publishing, London

Capel PD, Larson SJ, Winterstein TA (2001) The behaviour of 39 pesticides in surface waters as a function of scale. Hydrol Process 15:1251–1269. doi: 10.1002/hyp.212

Carles C, Lesueur-Jannoyer M, Mottes C (2013) Mise en place d'un dispositif de suivi de la pollution des eaux de surface par les pratiques en horticulture, à l'exutoire d'un petit bassin versant. Cirad - Office de l'eau, Martinique

Carluer N, Giannone G, Bazin PH, Cherif R, Gril JJ (2008) Vers un outil de dimensionnement des dispositifs enherbés pour limiter les flux de phytosanitaires transférés par ruissellement - Tests de scénarios. Ingénierie 55-56:61–77.

Carof M, Tourdonnet S de, Saulas P, Floch DL, Roger-Estrade J (2007) Undersowing wheat with different living mulches in a no-till system. I. Yield analysis. Agron Sustain Dev 27:347–356. doi: 10.1051/agro:2007016

Carré M (2008) Diagnostic agraire du bassin versant de la Lézarde, Martinique. L'avenir des petites exploitations bananières dans un contexte de reconversion difficile mais pourtant indispensable. Thèse de DAA, AgroParisTech

Carsel RF, Mulkey LA, Lorber MN, Baskin LB (1985) The Pesticide Root Zone Model (PRZM): A procedure for evaluating pesticide leaching threats to groundwater. Ecol Model 30:49–69. doi: 10.1016/0304-3800(85)90036-5

Castillo LE, Martínez E, Ruepert C, Savage C, Gilek M, Pinnock M, Solis E (2006) Water quality and macroinvertebrate community response following pesticide applications in a banana plantation, Limon, Costa Rica. Sci Total Environ 367:418–432. doi: 10.1016/j.scitotenv.2006.02.052

Castillo LE, Ruepert C, Solis E (2000) Pesticide residues in the aquatic environment of banana plantation areas in the north Atlantic zone of Costa Rica. Environ Toxicol Chem 19:1942–1950. doi: 10.1897/1551-5028(2000)019<1942:PRITAE>2.3.CO;2

Cattan P, Cabidoche Y, Lacas J, Voltz M (2006) Effects of tillage and mulching on runoff under banana (Musa spp.) on a tropical Andosol. Soil Tillage Res 86:38–51. doi: 10.1016/j.still.2005.02.002

Cattan P, Ruy SM, Cabidoche Y-M, Findeling A, Desbois P, Charlier JB (2009) Effect on runoff of rainfall redistribution by the impluvium-shaped canopy of banana cultivated on an Andosol with a high infiltration rate. J Hydrol 368:251–261. doi: doi: DOI: 10.1016/j.jhydrol.2009.02.020

Cattan P, Voltz M, Cabidoche Y-M, Lacas J-G, Sansoulet J (2007) Spatial and temporal variations in percolation fluxes in a tropical Andosol influenced by banana cropping patterns. J Hydrol 335:157–169. doi: 16/j.jhydrol.2006.11.009

Cerdan O, Le Bissonnais Y, Govers G, Lecomte V, van Oost K, Couturier A, King C, Dubreuil N (2004) Scale effect on runoff from experimental plots to catchments in agricultural areas in Normandy. J Hydrol 299:4–14. doi: 10.1016/j.jhydrol.2004.02.017

Cerdan O, Souchère V, Lecomte V, Couturier A, Le Bissonnais Y (2002) Incorporating soil surface crusting processes in an expert-based runoff model: Sealing and Transfer by Runoff and Erosion related to Agricultural Management. Catena 46:189–205. doi: 10.1016/S0341-8162(01)00166-7

Cerejeira M., Viana P, Batista S, Pereira T, Silva E, Valério M., Silva A, Ferreira M, Silva-Fernandes A. (2003) Pesticides in Portuguese surface and ground waters. Water Res 37:1055–1063. doi: 10.1016/S0043-1354(01)00462-6

Chaplain V, Mamy L, Vieuble-Gonod L, Mougin C, Benoit P, Barriuso E, Nelieu S (2011) Fate of Pesticides in Soils: Toward an Integrated Approach of Influential Factors. Pestic. Mod. World - Risks Benefits

Chapman R, Stranger JW (1992) Horticultural pesticide residues in water: a review of the potential for water contamination by pesticides used in the vegetable industry in Victoria. Department of Food and Agriculture, East Melbourne

Charlier JB (2007) Fonctionnement et modélisation hydrologique d'un petit bassin versant cultivé en milieu volcanique tropical. Ph.D. Thesis, Université Montpellier II

Charlier J-B, Bertrand C, Mudry J (2012) Conceptual hydrogeological model of flow and transport of dissolved organic carbon in a small Jura karst system. J Hydrol 460:52–64. doi: 10.1016/j.jhydrol.2012.06.043

Charlier J-B, Cattan P, Moussa R, Voltz M (2008) Hydrological behaviour and modelling of a volcanic tropical cultivated catchment. Hydrol Process 22:4355–4370. doi: 10.1002/hyp.7040

Charlier J-B, Cattan P, Voltz M, Moussa R (2009a) Transport of a nematicide in surface and groundwaters in a tropical volcanic catchment. J Environ Qual 38:1031–1041. doi: 10.2134/jeq2008.0355

Charlier J-B, Lachassagne P, Ladouche B, Cattan P, Moussa R, Voltz M (2011) Structure and hydrogeological functioning of an insular tropical humid andesitic volcanic watershed: A multi-disciplinary experimental approach. J Hydrol 398:155–170. doi: 10.1016/j.jhydrol.2010.10.006

Charlier J-B, Moussa R, Cattan P, Cabidoche Y-M, Voltz M (2009b) Modelling runoff at the plot scale taking into account rainfall partitioning by vegetation: application to stemflow of banana (Musa spp.) plant. Hydrol Earth Syst Sci 13:2151–2168. doi: 10.5194/hess-13-2151-2009

Chow VT, Maidment DR, Mays LW (1988) Applied Hydrology. McGraw-Hill Education, New York

Cipro CVZ, Colabuono FI, Taniguchi S, Montone RC (2013) Persistent organic pollutants in bird, fish and invertebrate samples from King George Island, Antarctica. Antarct Sci 25:545–552. doi: 10.1017/S0954102012001149

Clermont-Dauphin C, Cabidoche YM, Meynard JM (2004) Effects of intensive monocropping of bananas on properties of volcanic soils in the uplands of the French West Indies. Soil Use Manag 20:105–113. doi: 10.1111/j.1475-2743.2004.tb00345.x

Clostre F, Lesueur-Jannoyer M, Achard R, Letourmy P, Cabidoche Y-M, Cattan P (2013) Decision support tool for soil sampling of heterogeneous pesticide (chlordecone) pollution. Environ Sci Pollut Res. doi: 10.1007/s11356-013-2095-x

Colin F (2000) Approche spatiale de la pollution chronique des eaux de surface par les produits phytosanitaires. Cas de l'atrazine dans le bassin versant du Sousson (Gers, France). Ph.D. Thesis, ENGREF

Colmet-Daage F (1969) Carte pédologique de la Martinique 1/20 000.

Colmet-Daage F, Lagache P (1965) Caractéristiques de quelques groupes de sols dérivées de roches volcaniques aux Antilles française. Cah ORSTOM 8:91–121.

Cooley KR, Lane LJ (1982) Modified runoff curve numbers for sugarcane and pineapple fields in Hawaii. J Soil Water Conserv 37:295–298.

Coquet Y, Barriuso E (2002) Spatial variability of pesticide adsorption within the topsoil of a small agricultural catchment. Agronomie 22:389–398. doi: 10.1051/agro:2002017

Coquet Y, Hadjar D, Gilliot J-M, Charnay M-P, Moeys J, Dufour A, Beaudoin N (2005) Biases in the spatial estimation of pesticide loss to groundwater. Agron Sustain Dev 25:465–472. doi: 10.1051/agro:2005046

Cresswell HP, Painter DJ, Cameron KC (1993) Tillage and water content effects on surface soil hydraulic properties and shortwave albedo. Soil Sci Soc Am J 57:816–824. doi: 10.2136/sssaj1993.03615995005700030031x

DAAF Guadeloupe (2013) Bilan des analyses multirésidus dans les végétaux.

Daam MA, den Brink PJ (2009) Implications of differences between temperate and tropical freshwater ecosystems for the ecological risk assessment of pesticides. Ecotoxicology 19:24–37. doi: 10.1007/s10646-009-0402-6

Dabney SM (1998) Cover crop impacts on watershed hydrology. J Soil Water Conserv 53:207–213.

Degoutte G (2006) Chapitre 1 - Aide mémoire d'hydraulique a surface libre. In: Degoutte G (ed) Cours Hydraul. Dyn. Morphol. Fluviale. G. Degoutte, Paris, pp 7–32

Desneux N, Decourtye A, Delpuech J-M (2007) The Sublethal Effects of Pesticides on Beneficial Arthropods. Annu Rev Entomol 52:81–106. doi: 10.1146/annurev.ento.52.110405.091440

Devillers J, Farret R, Girardin P, Rivière JL, Soulas G (2005) Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides, Lavoisier. Tec et Doc, Paris

DHI (2007a) MIKE SHE User Manual. Volume 2: Reference guide. DHI Water & Environment, http://www.dhigroup.com/

DHI (2007b) MIKE SHE User Manual. Volume 1: User guide. DHI Water & Environment, http://www.dhigroup.com/

Dietrich AM, Gallagher DL (2002) Fate and environmental impact of pesticides in plastic mulch production runoff: field and laboratory studies. J Agric Food Chem 50:4409–4416. doi: 10.1021/jf0107454

Van Dijk HFG, Guicherit R (1999) Atmospheric Dispersion of Current-Use Pesticides: A Review of the Evidence from Monitoring Studies. Water Air Soil Pollut 115:21–70. doi: 10.1023/A:1005293020536

Van Dijk PM, Kwaad FJPM, Klapwijk M (1996) Retention of water and sediment by grass strips. Hydrol Process 10:1069–1080. doi: 10.1002/(SICI)1099-1085(199608)10:8<1069::AID-HYP412>3.0.CO;2-4

Dolfing J, Novak I, Archelas A, Macarie H (2012) Gibbs Free Energy of Formation of Chlordecone and Potential Degradation Products: Implications for Remediation Strategies and Environmental Fate. Environ Sci Technol 46:8131–8139. doi: 10.1021/es301165p

Donigian AS, Bicknell BR, Imhoff JC (1995) Hydrological Simulation Program - Fortran (HSPF). In: Singh VP (ed) Comput. Models Watershed Hydrol. Water Resources Publication, Colorado, pp 395–442

Doré T, Le Bail M, Martin P, Ney B, Roger-Estrade J (2006) L'agronomie aujourd'hui. Quæ, Versailles

Dorel M, Roger-Estrade J, Manichon H, Delvaux B (2000) Porosity and soil water properties of Caribbean volcanic ash soils. Soil Use Manag 16:133–140. doi: 10.1111/j.1475-2743.2000.tb00188.x

Dubois A (2013) Contamination des cours d'eau par les pesticides en 2011. Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, Paris

Dubus IG, Surdyk N (2006) State-of-the-art. Review on pesticide fate models and environmental indicators. Report DL#4 of the FP6 EU-funded FOOTPRINT project. http://www.eu-footprint.org/downloads/FOOTPRINT_DL4.pdf

Dufeal D, Clostres F (2004) Enquête sur les conditions d'utilisation agricole de sproduits phytosanitaires en Martinique. FREDON, Martinique

Dusek J, Ray C, Alavi G, Vogel T, Sanda M (2010) Effect of plastic mulch on water flow and herbicide transport in soil cultivated with pineapple crop: A modeling study. Agric Water Manag 97:1637–1645. doi: 16/j.agwat.2010.05.019

Edijatno, Nascimento ND, Yang XL, Makhlouf Z, Michel C (1999) GR3J: a daily watershed model with three free parameters. Hydrol Sci J-J Sci Hydrol 44:263–277. doi: 10.1080/02626669909492221

Ellis MCB, Miller PCH (2010) The Silsoe Spray Drift Model: A model of spray drift for the assessment of non-target exposures to pesticides. Biosyst Eng 107:169–177. doi: 10.1016/j.biosystemseng.2010.09.003

Farlin J, Gallé T, Bayerle M, Pittois D, Braun C, El Khabbaz H, Elsner M, Maloszewski P (2013) Predicting Pesticide Attenuation in a Fractured Aquifer Using Lumped-Parameter Models. Groundwater 51:276–285. doi: 10.1111/j.1745-6584.2012.00964.x

Fernandez-Bayo JD, Saison C, Voltz M, Disko U, Hofmann D, Berns AE (2013) Chlordecone fate and mineralisation in a tropical soil (andosol) microcosm under aerobic conditions. Sci Total Environ. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.06.044

Findeling A, Ruy S, Scopel E (2003) Modeling the effects of a partial residue mulch on runoff using a physically based approach. J Hydrol 275:49–66. doi: 10.1016/S0022-1694(03)00021-0

Finizio A, Calliera M, Vighi M (2001) Rating systems for pesticide risk classification on different ecosystems. Ecotoxicol Environ Saf 49:262–274. doi: 10.1006/eesa.2001.2063

Finizio A, Villa S (2002) Environmental risk assessment for pesticides: A tool for decision making. Environ Impact Assess Rev 22:235–248. doi: 10.1016/S0195-9255(02)00002-1

Foltz RB (2012) A comparison of three erosion control mulches on decommissioned forest road corridors in the northern Rocky Mountains, United States. J Soil Water Conserv 67:536–544. doi: 10.2489/jswc.67.6.536

FOOTPRINT (2013) The Pesticide Properties Database (PPDB) developed by the Agriculture & Environment Research Unit (AERU), University of Hertfordshire, funded by UK national sources and the EU-funded FOOTPRINT project (FP6-SSP-022704). http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/fr/index.htm. Accessed 23 May 2011

Foster SSD, Ellis AT, Losilla-Penon M, Rodriguez-Estrada HV (1985) Role of Volcanic Tuffs in Ground-Water Regime of Valle Central, Costa Rica. Ground Water 23:795–801. doi: 10.1111/j.1745-6584.1985.tb01959.x

Fournier J (2006) Births of chemical crop protection. L'Actualité Chim 298:43–53.

Frouté J, Nicar D (2008) Agreste: Memento 2008.

Galiulin RV, Bashkin VN, Galiulina RA (2002) Review: behavior of persistent organic pollutants in the air-plant-soil system. Water Air Soil Pollut 137:179–191. doi: 10.1023/A:1015558526154

Ganzelmeier H, Rautmann D, Spangenberg R, Streloke M, Herrmann M, Wenzelburger HJ, Walter HF (1995) Studies on the spray drift of plant protection products - Results of a test program carried out throughout the Federal Republic of Germany. Blackwell Wissenschaftverlag, Berlin

Gárfias J, Verrette J-L, Antigüedad I, André C (1996) Choix d'un modèle pluie-ruissellement pour des conditions hydrologiques complexes. J Hydrol 176:227–247. doi: 10.1016/0022-1694(95)02772-6

Gascuel-Odoux C, Aurousseau P, Cordier M-O, Durand P, Garcia F, Masson V, Salmon-Monviola J, Tortrat F, Trepos R (2009) A decision-oriented model to evaluate the effect of land use and agricultural management on herbicide contamination in stream water. Environ Model Softw 24:1433–1446. doi: 10.1016/j.envsoft.2009.06.002

Ghafoor A, Jarvis NJ, Stenström J (2013) Modelling pesticide sorption in the surface and subsurface soils of an agricultural catchment. Pest Manag Sci 69:919–929. doi: 10.1002/ps.3453

Ghafoor A, Jarvis NJ, Thierfelder T, Stenström J (2011) Measurements and modeling of pesticide persistence in soil at the catchment scale. Sci Total Environ 409:1900–1908. doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.01.049

Gil Y, Sinfort C (2005) Emission of pesticides to the air during sprayer application: A bibliographic review. Atmos Environ 39:5183–5193. doi: 10.1016/j.atmosenv.2005.05.019

Gilliom RJ, Barbash JE, Kolpin DW, Larson SJ (1999) Testing water quality for pesticide pollution. Environ Sci Technol 33:164A–169A.

Girardin P, Guichard L, Bockstaller C (2005) Indicateurs et tableaux de bord: guide pratique pour l'évaluation environnementale. Tec & Doc Lavoisier

Gish TJ, Sadeghi A, Wienhold BJ (1995) Volatilization of alachlor and atrazine as influenced by surface litter. Chemosphere 31:2971–2982. doi: 10.1016/0045-6535(95)00157-4

Goenaga R (1996) Taro yield and dry matter distribution under upland conditions in Puerto Rico. Afr Crop Sci J 4:289–294.

Gómez-Delgado F, Roupsard O, le Maire G, Taugourdeau S, Pérez A, van Oijen M, Vaast P, Rapidel B, Harmand JM, Voltz M, Bonnefond JM, Imbach P, Moussa R (2011) Modelling the hydrological behaviour of a coffee agroforestry basin in Costa Rica. Hydrol Earth Syst Sci 15:369–392. doi: 10.5194/hess-15-369-2011

Gourcy L, Baran N, Vittecoq B (2009) Improving the knowledge of pesticide and nitrate transfer processes using age-dating tools (CFC, SF6, 3H) in a volcanic island (Martinique, French West Indies). J Contam Hydrol 108:107–117. doi: 10.1016/j.jconhyd.2009.06.004

Di Guardo A, Calamari D, Zanin G, Consalter A, Mackay D (1994) A fugacity model of pesticide runoff to surface water: Development and validation. Chemosphere 28:511–531. doi: 10.1016/0045-6535(94)90295-X

Guéné M (2013) Influence des facteurs agronomiques et climatiques sur le transfert des pesticides vers l'exutoire d'un sous bassin versant de Martinique. Msc thesis, ESA

Guiran E, Castellanet C (1993) Systèmes de culture et pratique de la jachère dans les agricultures paysannes caribéennes. Le cas des "îles au vent."In: Floret C, Serpantié G (eds) Jachère En Afr. Ouest, ORSTOM. ORSTOM, Paris, pp 267–286

Guiscafré J, Klein JC, Moniod F (1976) Les ressources en eau de surface de la Martinique. Office de la recherche scientifique et technique outre-mer, Paris

Gumiere SJ, Raclot D, Cheviron B, Davy G, Louchart X, Fabre J-C, Moussa R, Bissonnais YL (2010) MHYDAS-Erosion: a distributed single-storm water erosion model for agricultural catchments. Hydrol Process 25:1717–1728. doi: 10.1002/hyp.7931

Guo L, Nordmark CE, Spurlock FC, Johnson BR, Li LY, Lee JM, Goh KS (2004) Characterizing dependence of pesticide load in surface water on precipitation and pesticide use for the Sacramento River watershed. Environ Sci Technol 38:3842–3852. doi: 10.1021/es0351241

Hartwig NL, Ammon HU (2002) Cover crops and living mulches. Weed Sci 50:688–699. doi: 10.1614/0043-1745(2002)050[0688:AIACCA]2.0.CO;2

Haverkort A, Uenk D, Veroude H, Van De Waart M (1991) Relationships between ground cover, intercepted solar radiation, leaf area index and infrared reflectance of potato crops. Potato Res 34:113–121. doi: 10.1007/BF02358105

Hawkins RH (1993) Asymptotic Determination of Runoff Curve Numbers from Data. J Irrig Drain Eng 119:334–345. doi: 10.1061/(ASCE)0733-9437(1993)119:2(334)

Henriques W, Jeffers RD, Lacher TE, Kendall RJ (1997) Agrochemical use on banana plantations in Latin America: Perspectives on ecological risk. Environ Toxicol Chem 16:91–99. doi: 10.1002/etc.5620160110

Hewitt AJ (2001) Drift filtration by natural and artificial collectors: a literature review. Spray Drift Task Force Publication, Macon

Hjorth K, Johansen K, Holen B, Andersson A, Christensen HB, Siivinen K, Toome M (2011) Pesticide residues in fruits and vegetables from South America: A Nordic project. Food Control 22:1701–1706. doi: 10.1016/j.foodcont.2010.05.017

Holvoet K, Gevaert V, van Griensven A, Seuntjens P, Vanrolleghem P (2007a) Modelling the Effectiveness of Agricultural Measures to Reduce the Amount of Pesticides Entering Surface Waters. Water Resour Manag 21:2027–2035. doi: 10.1007/s11269-007-9199-3

Holvoet K, van Griensven A, Gevaert V, Seuntjens P, Vanrolleghem PA (2008) Modifications to the SWAT code for modelling direct pesticide losses. Environ Model Softw 23:72–81. doi: 10.1016/j.envsoft.2007.05.002

Holvoet K, van Griensven A, Seuntjens P, Vanrolleghem PA (2005) Sensitivity analysis for hydrology and pesticide supply towards the river in SWAT. Phys Chem Earth Parts ABC 30:518–526. doi: 10.1016/j.pce.2005.07.006

Holvoet KMA, Seuntjens P, Vanrolleghem PA (2007b) Monitoring and modeling pesticide fate in surface waters at the catchment scale. Ecol Model 209:53–64. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2007.07.030

Houdart M (2005) Organisation spatiale des activités agricoles et pollution des eaux par les pesticides. Ph.D. Thesis, Université des Antilles et de la Guyane

Houdart M, Bonin M, Temple L (2009a) Dynamique d'acteurs (agriculteurs et institutions) et innovation agro-écologique pour la gestion des risques environnementaux en Guadeloupe. VertigO - Rev Électronique En Sci Environ. doi: 10.4000/vertigo.8461

Houdart M, Tixier P, Lassoudière A, Saudubray F (2009b) Assessing pesticide pollution risk: from field to watershed. Agron Sustain Dev 29:7. doi: 10.1051/agro:2008042

Huang X, Pedersen T, Fischer M, White R, Young TM (2004) Herbicide runoff along highways. 1. Field observations. Environ Sci Technol 38:3263–3271. doi: 10.1021/es034847h

Jarvis NJ, Hollis JM, Nicholls PH, Mayr T, Evans SP (1997) MACRO—DB: a decision-support tool for assessing pesticide fate and mobility in soils. Environ Model Softw 12:251–265. doi: 10.1016/S1364-8152(97)00147-3

Joannon A, Papy F, Martin P, Souchère V (2005) Planning work constraints within farms to reduce runoff at catchment level. Agric Ecosyst Environ 111:13–20. doi: 10.1016/j.agee.2005.04.021

Joannon A, Souchère V, Martin P, Papy F (2006) Reducing runoff by managing crop location at the catchment level, considering agronomic constraints at farm level. Land Degrad Dev 17:467–478. doi: 10.1002/ldr.714

Jones JA, Swanson FJ, Wemple BC, Snyder KU (2000) Effects of roads on hydrology, geomorphology, and disturbance patches in stream networks. Conserv Biol 14:76–85. doi: 10.1046/j.1523-1739.2000.99083.x

Jouve P (2006) La dimension spatiale des systèmes de culture : comparaison entre agriculture tempérée et agriculture tropicale. Cah Agric 15:255–260.

Julien PY, Saghafian B, Ogden FL (1995) Raster-based hydrologic modelling of spatially-varied surface runoff. JAWRA J Am Water Resour Assoc 31:523–536. doi: 10.1111/j.1752-1688.1995.tb04039.x

Kammerbauer J, Moncada J (1998) Pesticide residue assessment in three selected agricultural production systems in the Choluteca River Basin of Honduras. Environ Pollut 103:171–181. doi: 10.1016/S0269-7491(98)00125-0

Kannan N, Santhi C, Williams JR, Arnold JG (2008) Development of a continuous soil moisture accounting procedure for curve number methodology and its behaviour with different evapotranspiration methods. Hydrol Process 22:2114–2121. doi: 10.1002/hyp.6811

Kasirajan S, Ngouajio M (2012) Polyethylene and biodegradable mulches for agricultural applications: a review. Agron Sustain Dev 32:501–529. doi: 10.1007/s13593-011-0068-3

Kauark Leite LA (1990) Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole. Ph.D. Thesis, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées

Kenaga EE (1980) Predicted bioconcentration factors and soil sorption coefficients of pesticides and other chemicals. Ecotoxicol Environ Saf 4:26–38. doi: 10.1016/0147-6513(80)90005-6

Van der Keur P, Henriksen H, Sonnenborg T, van Roosmalen L, Rosenbom AE, Olesen JE, Kjaer J, Jørgensen LN, Christensen OB (2011) Catchment scale modelling of changes in pesticide leaching under present and future climate conditions. Demonstrated for two cases in Denmark. Abstr. 2011 Fall Meet. Am. Geophys. Union AGU

Khamsouk B (2001) Impact de la culture bananière sur l'environnement. Influence des systèmes de cultures bananières sur l'érosion, le bilan hydrique et les pertes en nutriments sur un sol volcanique en Martinique. (Cas du sol brun rouille à halloysite). Ph.D. Thesis, ENSA Montpellier

Kim IS, Beaudette LA, Shim JH, Trevors JT, Suh YT (2002) Environmental fate of the triazole fungicide propiconazole in a rice-paddy-soil lysimeter. Plant Soil 239:321–331. doi: 10.1023/A:1015000328350

Kjaer J, Olsen P, Ullum M, Grant R (2005) Leaching of glyphosate and amino-methylphosphonic acid from Danish agricultural field sites. J Environ Qual 34:608–620.

Knisel WG, Leonard RA, Davis FM (1989) Agricultural management alternatives: GLEAMS model simulations. Proc. 1989 Summer Comput. Simul. Conf. The Society, San Diego, pp 701–706

Knisel WG, Leonard RA, Davis FM (1995) Representing management practices in GLEAMS. Eur J Agron 4:499–505.

Knisel WG, Walter G (1980) CREAMS: A field scale model for Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems. United States Department of Agriculture, Washington

Knisel WG, Walter G (1993) GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems. University of Georgia, Biological and Agricultural Engineering Department, Athens

Kogan M (1998) Integrated pest management: historical perspectives and contemporary developments. Annu Rev Entomol 43:243–270. doi: 10.1146/annurev.ento.43.1.243

Köhne JM, Köhne S, Šimůnek J (2009a) A review of model applications for structured soils: b) Pesticide transport. J Contam Hydrol 104:36–60. doi: 10.1016/j.jconhyd.2008.10.003

Köhne JM, Köhne S, Šimůnek J (2009b) A review of model applications for structured soils: a) Water flow and tracer transport. J Contam Hydrol 104:4–35. doi: 10.1016/j.jconhyd.2008.10.002

Konikow LF (2011) The Secret to Successful Solute-Transport Modeling. Ground Water 49:144–159. doi: 10.1111/j.1745-6584.2010.00764.x

Konikow LF, Bredehoeft JD (1992) Ground-water models cannot be validated. Adv Water Resour 15:75–83. doi: 10.1016/0309-1708(92)90033-X

Konstantinou IK, Hela DG, Albanis TA (2006) The status of pesticide pollution in surface waters (rivers and lakes) of Greece. Part I. Review on occurrence and levels. Environ Pollut 141:555–570. doi: 10.1016/j.envpol.2005.07.024

Kovach J, Petzoldt C, Degni J, Tette J (1992) A method to measure the environmental Impact of Pesticides. New York State Agricultural Experiment Station, New York

Krause P, Boyle DP, Bäse F (2005) Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. Adv Geosci 5:89–97. doi: 10.5194/adgeo-5-89-2005

Kreuger J (1998) Pesticides in stream water within an agricultural catchment in southern Sweden, 1990-1996. Sci Total Environ 216:227–251. doi: 10.1016/S0048-9697(98)00155-7

Kruhm-Pimpl M (1993) Pesticides in surface-water - Analytical results for drinking-water reservoirs and bank filtrate waters. Acta Hydrochim Hydrobiol 21:145–152. doi: 10.1002/aheh.19930210303

Laabs V, Amelung W, Pinto A, Zech W (2002a) Fate of Pesticides in Tropical Soils of Brazil under Field Conditions. J Environ Qual 31:256. doi: 10.2134/jeq2002.0256

Laabs V, Amelung W, Pinto AA, Wantzen M, da Silva CJ, Zech W (2002b) Pesticides in Surface Water, Sediment, and Rainfall of the Northeastern Pantanal Basin, Brazil. J Environ Qual 31:1636. doi: 10.2134/jeq2002.1636

Lacas J-G, Carluer N, Voltz M (2012) Efficiency of a grass buffer strip for limiting diuron losses from an uphill vineyard towards surface and subsurface waters. Pedosphere 22:580–592. doi: 10.1016/S1002-0160(12)60043-5

Lacas J-G, Voltz M, Gouy V, Carluer N, Gril J-J (2005) Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water: a review. Agron Sustain Dev 25:253–266. doi: 10.1051/agro:2005001

Lachassagne P (2006) Chapitre XIII DOM-TOM. 1. Martinique. In: Roux JC (ed) Aquifères Eaux Souterr. En Fr., AIH. AIH, Paris?, pp 769–781

Lagacherie P, Rabotin M, Colin F, Moussa R, Voltz M (2010) Geo-MHYDAS: A landscape discretization tool for distributed hydrological modeling of cultivated areas. Comput Geosci 36:1021–1032. doi: 10.1016/j.cageo.2009.12.005

Lalubie G (2010) Les cours d'eau du massif de la montagne pelée : une approche multiscalaire pour appréhender les risques hydro-volcano-géomorphologiques. Vol I, II, Atlas. Ph.D. Thesis, Université des Antilles et de la Guyane

Landry D, Dousset S, Fournier JC, Andreux F (2005) Leaching of glyphosate and AMPA under two soil management practices in Burgundy vineyards (Vosne-Romane'e, 21-France). Environ Pollut 138:191–200. doi: 10.1016/j.envpol.2005.04.007

Larsbo M, Jarvis NJ (2003) MACRO 5.0. A model of water flow and solute transport in macroporous soil. Technical description. Swedish University of Agricultural Sciences, Sweden

Larson SJ, Capel PD, Goolsby DA, Zaugg SD, Sandstrom MW (1995) Relations between pesticide use and riverine flux in the Mississippi River basin. Chemosphere 31:3305–3321. doi: 10.1016/0045-6535(95)00176-9

Lee S, Gan J, Kabashima J (2002) Recovery of Synthetic Pyrethroids in Water Samples during Storage and Extraction. J Agric Food Chem 50:7194–7198. doi: 10.1021/jf0258353

Leenhardt D, Angevin F, Biarnès A, Colbach N, Mignolet C (2010) Describing and locating cropping systems on a regional scale. A review. Agron Sustain Dev 30:131–138. doi: 10.1051/agro/2009002

Leenhardt D, Therond O, Cordier M-O, Gascuel-Odoux C, Reynaud A, Durand P, Bergez J-E, Clavel L, Masson V, Moreau P (2012) A generic framework for scenario exercises using models applied to water-resource management. Environ Model Softw 37:125–133. doi: 10.1016/j.envsoft.2012.03.010

Legout C, Molenat J, Aquilina L, Gascuel-Odoux C, Faucheux M, Fauvel Y, Bariac T (2007) Solute transfer in the unsaturated zone-groundwater continuum of a headwater catchment. J Hydrol 332:427–441. doi: 10.1016/j.jhydrol.2006.07.017

Leistra M, van der Linden AMA, Boesten JJTI, Tiktak A, van den Berg F (2001) PEARL model for pesticide behaviour and emissions in soil-plant systems - descriptions of the processes in FOCUS PEARL v 1.1.1. Alterra, Green World Research, Wageningen

Leonard RA (1990) Movement of pesticides into surface waters. In: Cheng HH (ed) Pestic. Soil Environ. Process. Impacts Model. Soil Science Society of America, Madison, pp 303–349

Leonard RA, Knisel WG, Still DA (1987) GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems. Trans ASAE 30:1403–1418.

Lesueur-Jannoyer M, Cattan P, Monti D, Saison C, Voltz M, Woignier T, Cabidoche YM (2012) Chlordecone aux Antilles : evolution des systemes de culture et leur incidence sur la dispersion de la pollution. Agron Environ Soc 2:45–58.

Leu C, Singer H, Stamm C, Muller SR, Schwarzenbach RP (2004) Simultaneous assessment of sources, processes, and factors influencing herbicide losses to surface waters in a small agricultural catchment. Environ Sci Technol 38:3827–3834. doi: 10.1021/es0499602

Levavasseur F, Bailly JS, Lagacherie P, Colin F, Rabotin M (2012) Simulating the effects of spatial configurations of agricultural ditch drainage networks on surface runoff from agricultural catchments. Hydrol Process 26:3393–3404. doi: 10.1002/hyp.8422

Levillain J, Cattan P, Colin F, Voltz M, Cabidoche Y-M (2012) Analysis of environmental and farming factors of soil contamination by a persistent organic pollutant, chlordecone, in a banana production area of French West Indies. Agric Ecosyst Environ 159:123–132. doi: 10.1016/j.agee.2012.07.005

LimnoTech (2010) Blanchard watershed annAGNPS modeling - final report. LimnoTech, Michigan

Lin CY, Chou WC, Lin WT (2002) Modeling the width and placement of riparian vegetated buffer strips: a case study on the Chi-Jia-Wang Stream, Taiwan. J Environ Manage 66:269–280. doi: 10.1006/jema.2002.0589

Loyce C, Wery J (2006) Les outils des agronomes pour l'évaluation et la conception de systèmes de culture. In: Doré T, Le Bail M, Martin P, Ney B, Roger-Estrade J (eds) Agron. Aujourdhui, Quae. Quae, Paris, pp 77–95

Luo Y, Zhang M (2009) Management-oriented sensitivity analysis for pesticide transport in watershed-scale water quality modeling using SWAT. Environ Pollut 157:3370–3378. doi: 10.1016/j.envpol.2009.06.024

Lyytikäinen M, Kukkonen JVK, Lydy MJ (2003) Analysis of Pesticides in Water and Sediment Under Different Storage Conditions Using Gas Chromatography. Arch Environ Contam Toxicol 44:0437–0444. doi: 10.1007/s00244-002-2168-1

Ma L, Ahuja LR, Ascough II JC, Shaffer MJ, Rojas KW, Malone RW, Cameira MR (2001) Integrating system modeling with field research in agriculture: applications of the root zone water quality model (RZWQM). Adv Agron 71:233–292. doi: 10.1016/S0065-2113(01)71016-4

Mackay D (2001) Multimedia environmental models: the fugacity approach. Lewis Publishers - CRC Press, Florida

Madden LV (1997) Effects of rain on splash dispersal of fungal pathogens. Can J Plant Pathol 19:225–230. doi: 10.1080/07060669709500557

Madrigal I, Benoit P, Barriuso E, Etiévant V, Souiller C, Real B, Dutertre A (2002) Capacité de stockage et d'épuration des sols de dispositifs enherbés vis-à-vis des produits phytosanitaires. Deuxième partie : Propriétés de rétention de deux herbicides, l'isoproturon et le diflufénicanil dans différents sols de bandes enherbées. Etude Gest Sols 6:287–302.

Madrigal-Monarrez I (2004) Rétention de pesticides dans les sols des dispositifs tampon, enherbés et boisés. Rôle des matières organiques. Ph.D. Thesis, Institut National Agronomique de Paris-Grignon

Magliola C, Knisel WG (1992) Impact of agriculture on water quality in Circeo National Park, Italy: A model study. I--Pesticides. In: Balducci S, Crema G, di Bartolomeo G, Formigoni G, Merlo C (eds) Aquater 1972-1992 Venti Anni Risorse Naurali. Aquater, San Lorenzo in Campo, pp 293–301

Malézieux E (2012) Designing cropping systems from nature. Agron Sustain Dev 32:15–29. doi: 10.1007/s13593-011-0027-z

Malézieux E, Crozat Y, Dupraz C, Laurans M, Makowski D, Ozier-Lafontaine H, Rapidel B, de Tourdonnet S, Valantin-Morison M (2009) Mixing plant species in cropping systems: concepts, tools and models. A review. Agron Sustain Dev 29:43–62. doi: 10.1051/agro:2007057

Malone RW, Ahuja LR, Ma L, Don Wauchope R, Ma Q, Rojas KW (2004) Application of the Root Zone Water Quality Model (RZWQM) to pesticide fate and transport: an overview. Pest Manag Sci 60:205–221. doi: 10.1002/ps.789

Maraite H, Steurbaut W, Debongnie W (2004) Development of awareness tools for a sustainable use of pesticides. Belgian Science Policy, Brussels

Martin P, Joannon A, Mignolet C, Souchère V, Thenail C (2006) Systèmes de culture et territoires: cas des questions environnementales. In: Doré T, Le Bail M, Martin P, Ney B, Roger-Estrade J (eds) Agron. Aujourdhui. Editions Quae, pp 253 – 284

Martínez AR, Del Ángel-Pérez AL, Becerril-Román AE, Martínez LR (2005) Growth analysis for three pineapple cultivars grown on plastic mulch and bare soil. Interciencia 30:758–763.

Mata L (2012) Effets des pratiques agricoles sur la contamination de l'eau par les pesticides, à l'exutoire d'un petit bassin versant martiniquais:Typologie de systèmes de cultures horticoles tropicaux et diagnostic agro-environnemental. Mémoire de fin d'études, Ecole Nationale supérieure des sciences agronomiques de Bordeaux Aquitaine

Matamoros Camposano DE (2004) Predicting river concentration of pesticides from banana plantation under data-poor conditions. Ph.D. Thesis, Faculteit LandBouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen

Mawois (2009) Constitution des systèmes de culture maraîchers à proximité d'une ville : quelles marges de manoeuvre des agriculteurs pour répondre à une augmentation de la demande ? : cas des systèmes de culture à base de légumes feuilles dans l'espace périurbain de Mahajanga (Madagascar). Ph.D. Thesis, AgroParisTech

Maybank J, Yoshida K, Grover R (1978) Spray drift from agricultural pesticide applications. J Air Pollut Control Assoc 28:1009–1014. doi: 10.1080/00022470.1978.10470699

McDonald L, Jebellie SJ, Madramootoo CA, Dodds GT (1999) Pesticide mobility on a hillside soil in St. Lucia. Agric Ecosyst Environ 72:181–188. doi: 16/S0167-8809(98)00178-9

Météo France (2013a) Le Climat en Martinique. http://www.meteo.fr/temps/domtom/antilles/pack-public/meteoPLUS/climat/climat_mart.htm. Accessed 5 Oct 2013

Météo France (2013b) METEO-FRANCE : Publithèque. http://publitheque.meteo.fr/okapi/accueil/okapiWebPubli/index.jsp. Accessed 8 Oct 2013

Meynard J-M, Doré T, Habib R (2001) L'évaluation et la conception de systèmes de culture pour une agriculture durable. Comptes Rendus Académie Agric Fr 87:223–236.

Milleville M (1972) Approche agronomique de la notion de parcelle en milieu traditionnel africain : la parcelle d'arachide en moyenne Casamance. Cah ORSTOM 213–237.

Mohamoud YM, Parmar R, Wolfe K (2010) Modeling Best Management Practices (BMPs) with HSPF. Innov. Watershed Manag. Underland Use Clim. Change. American Society of Civil Engineers, Madison, pp 892–898

Le Moine N, Andreassian V, Mathevet T (2008) Confronting surface- and groundwater balances on the La Rochefoucauld-Touvre karstic system (Charente, France). Water Resour Res. doi: 10.1029/2007WR005984

Molenat J, Gascuel-Odoux C, Ruiz L, Gruau G (2008) Role of water table dynamics on stream nitrate export and concentration in agricultural headwater catchment (France). J Hydrol 348:363–378. doi: 10.1016/j.jhydrol.2007.10.005

Moonen A., Marshall EJ. (2001) The influence of sown margin strips, management and boundary structure on herbaceous field margin vegetation in two neighbouring farms in southern England. Agric Ecosyst Environ 86:187–202. doi: 10.1016/S0167-8809(00)00283-8

Moore MT, Bennett ER, Cooper CM, Smith S, Shields FD, Milam CD, Farris JL (2001) Transport and fate of atrazine and lambda-cyhalothrin in an agricultural drainage ditch in the Mississippi Delta, USA. Agric Ecosyst Environ 87:309–314. doi: 10.1016/S0167-8809(01)00148-7

Moore MT, Denton DL, Cooper CM, Wrysinski J, Miller JL, Werner I, Horner G, Crane D, Holcomb DB, Huddleston GM 3rd (2011) Use of vegetated agricultural drainage ditches to decrease pesticide transport from tomato and alfalfa fields in California, USA. Environ Toxicol Chem 30:1044–1049. doi: 10.1002/etc.474

Morgan RPC, Quinton JN, Smith RE, Govers G, Poesen JWA, Auerswald K, Chisci G, Torri D, Styczen ME (1998) The European Soil Erosion Model (EUROSEM): a dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. Earth Surf Process Landf 23:527–544. doi: 10.1002/(SICI)1096-9837(199806)23:6<527::AID-ESP868>3.0.CO;2-5

Mottes C (2010) Analyse de la diversité des pratiques phytosanitaires à la Martinique en vue de réduire leurs impacts. AgroParistech - CIRAD - PRAM, Martinique

Mottes C, Lesueur-Jannoyer M, Le Bail M, Malézieux E (2011) Evaluation des effets des systèmes de culture sur l'exposition aux pesticides des eaux à l'exutoire d'un bassin versant, proposition d'une méthodologie d'analyse appliquée au cas de l'horticulture en Martinique. Pestic. Rech. À Gest. Bassins Versants

Mottes C, Lesueur-Jannoyer M, Le Bail M, Malézieux E (2013) Pesticide transfer models in crop and watershed systems: a review. Agron Sustain Dev 1–22. doi: 10.1007/s13593-013-0176-3

Mouret C (1979) Contribution à l'étude hydrogéologique d'un bassin versant en milieu volcanique tropical - Rivière Capot (Martinique). Ph.D. Thesis, Université des Sciences et Techniques du Languedoc

Moussa R, Colin F, Dagès C, Fabre J-C, Lagacherie P, Louchart X, Rabotin M, Raclot D, Voltz M (2010) Distributed hydrological modelling of farmed catchments (MHYDAS): assessing the impact of man-made structures on hydrological processes. LandMod 2010 Int. Conf. Integr. Landsc. Model. Quæ, Montpellier, pp 1–14

Moussa R, Voltz M, Andrieux P (2002) Effects of the spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of a farmed catchment during flood events. Hydrol Process 16:393–412. doi: 10.1002/hyp.333

Moussa R, Voltz M, Andrieux P, Servat E, Najem W, Leduc C, Shakeel A (2003) Impacts of various scenarios of agricultural management on the hydrological behaviour of a farmed catchment during flood events. In: Servat E, Najem W, Leduc C, Shakeel A (eds) Hydrol. Mediterr. Semiarid Reg. International Association of Hydrological Sciences, Montpellier, France, pp 417–421

Mukhopadhyay S, Das S, Bhattacharyya A, Pal S (2011) Dissipation Study of Difenoconazole in/on Chili Fruit and Soil in India. Bull Environ Contam Toxicol 87:54–57. doi: 10.1007/s00128-011-0275-2

Nash JE, Sutcliffe JV (1970) River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. J Hydrol 10:282–290. doi: 10.1016/0022-1694(70)90255-6

Neitsch SL, Arnold JG, Kiniry JR, Williams JR (2011) Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009. Texas Water Resources Institute, Texas

Nicar D (2012) Mémento Agricole 2012 (Résultats 2011).

Noordwijk MV, Lusiana B (1999) WaNuLCAS, a model of water, nutrient and light capture in agroforestry systems. In: Auclair D, Dupraz C (eds) Agrofor. Sustain. Land-Use Fundam. Res. Model. Emphas. Temp. Mediterr. Appl. Springer Netherlands, pp 217–242

Norris LA (1974) Behavior of pesticides in plants. U.S. Department of Agriculture - Forest Service, Portland, Oregon

Oliver DP, Kookana RS, Anderson JS, Cox JW, Fleming N, Wallerd N, Smith L (2012) Off-site transport of pesticides from two horticultural land uses in the Mt. Lofty Ranges, South Australia. Agric Water Manag 106:60–69. doi: 10.1016/j.agwat.2011.06.004

Oreskes N, Shrader-Frechette K, Belitz K (1994) Verification, Validation, and Confirmation of Numerical Models in the Earth Sciences. Science 263:641–646. doi: 10.1126/science.263.5147.641

Pantelelis I, Karpouzas DG, Menkissoglu-Spiroudi U, Tsiropoulos N (2006) Influence of soil physicochemical and biological properties on the degradation and adsorption of the nematicide fosthiazate. J Agric Food Chem 54:6783–6789. doi: 10.1021/jf061098p

Papy F, Baudry J (2002) Le système de culture: Différents niveaux d'organisation territoriale à distinguer et articuler. Entret. Pradel Agron. Territ. pp 1–9

Passeport E, Tournebize J, Chaumont C, Guenne A, Coquet Y (2013) Pesticide contamination interception strategy and removal efficiency in forest buffer and artificial wetland in a tile-drained agricultural watershed. Chemosphere 91:1289–1296. doi: 10.1016/j.chemosphere.2013.02.053

Payraudeau S, Gregoire C (2012) Modelling pesticides transfer to surface water at the catchment scale: a multi-criteria analysis. Agron Sustain Dev 32:479–500. doi: 10.1007/s13593-011-0023-3

Payraudeau S, Junker P, Imfeld G, Gregoire C (2009) Characterizing hydrological connectivity to identify critical source areas for pesticides losses. In: Andersen B (ed) 18th World IMACS MODSIM09 Int. Congr. Model. Simul. Cairns, Australia, pp 74–80

Perrin C, Michel C, Andréassian V (2003) Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation. J Hydrol 279:275–289. doi: 10.1016/S0022-1694(03)00225-7

Philippe E, Habets F, Ledoux E, Goblet P, Viennot P, Mary B (2011) Improvement of the solute transfer in a conceptual unsaturated zone scheme: a case study of the Seine River basin. Hydrol Process 25:752–765. doi: 10.1002/hyp.7865

Piñeros Garcet JD, Ordoñez A, Roosen J, Vanclooster M (2006) Metamodelling: Theory, concepts and application to nitrate leaching modelling. Ecol Model 193:629–644. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2005.08.045

Plet J (2012) Comment sélectionner les sites d'un bassin versant à instrumenter pour un suivi des processus de transfert de la chlordécone dans les sols et vers les eaux ? Cas du bassin versant de la rivière du Galion, en Martinique. Msc thesis, ISTOM

Poli R, Kennedy J, Blackwell T (2007) Particle swarm optimization. Swarm Intell 1:33–57. doi: 10.1007/s11721-007-0002-0

Ponce VM, Hawkins RH (1996) Runoff Curve Number: has it reached maturity? J Hydrol Eng 1:11–19. doi: 10.1061/(ASCE)1084-0699(1996)1:1(11)

Poulenard J, Podwojewski P, Janeau JL, Collinet J (2001) Runoff and soil erosion under rainfall simulation of Andisols from the Ecuadorian Paramo: effect of tillage and burning. Catena 45:185–207. doi: 10.1016/S0341-8162(01)00148-5

Pussemier L (1999) A system for predicting the environmental impact of pesticides in Belgium. Cent Agric Environ 131–140.

Qin SJ, Gan JY, Liu WP, Becker JO (2004) Degradation and adsorption of fosthiazate in soil. J Agric Food Chem 52:6239–6242. doi: 10.1021/jf049094c

Quantin P (1972) Les Andosols - Revue bibliographique des connaissances actuelles. Cah ORSTOM 10:273–302.

Quilbé R, Rousseau AN (2007) GIBSI: an integrated modelling system for watershed management – sample applications and current developments. Hydrol Earth Syst Sci 11:1785–1795. doi: 10.5194/hess-11-1785-2007

Quilbé R, Rousseau AN, Lafrance P, Leclerc J, Amrani M (2006) Selecting a pesticide fate model at the watershed scale using a multi-criteria analysis. Water Qual Res J Can 41:283–295.

Raphael L, Sierra J, Recous S, Ozier-Lafontaine H, Desfontaines L (2012) Soil turnover of crop residues from the banana (Musa AAA cv. Petite-Naine) mother plant and simultaneous uptake by the daughter plant of released nitrogen. Eur J Agron 38:117–123. doi: 10.1016/j.eja.2011.07.005

Ravier I, Haouisee E, Clement M, Seux R, Briand O (2005) Field experiments for the evaluation of pesticide spray-drift on arable crops. Pest Manag Sci 61:728–736. doi: 10.1002/ps.1049

Rawlins BG, Ferguson AJ, Chilton PJ, Arthurton RS, Rees JG, Baldock JW (1998) Review of agricultural pollution in the Caribbean with particular emphasis on small island developing states. Mar Pollut Bull 36:658–668. doi: 10.1016/S0025-326X(98)00054-X

Rawls WJ, Onstad CA, Richardson HH (1980) Residue and tillage effects on SCS runoff curve numbers. Trans ASAE 23:357–361.

Real B (2004) Démarche proposée par le CORPEN pour l'estimation des risques de contamination des eaux. In: Barriuso E (ed) Estim. Risques Environnementaux Pestic., INRA Editions. Paris, pp 87 – 103

Refsgaard JC, Storm B (1995) MIKE SHE. In: Singh VP (ed) Comput. Models Watershed Hydrol. Water Resources Publication, Colorado, pp 809–846

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. doi: 10.1016/j.scitotenv.2007.04.046

Renard KG, Foster GR, Weesies GA, McCool DK, Yoder DC (1997) Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). US Government Printing Office, Washington

Reus J, Leendertse P, Bockstaller C, Fomsgaard I, Gutsche V, Lewis K, Nilsson C, Pussemier L, Trevisan M, van der Werf H, Alfarroba F, Blümel S, Isart J, McGrath D, Seppälä T (2002) Comparison and evaluation of eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendations for future use. Agric Ecosyst Environ 90:177–187. doi: 10.1016/S0167-8809(01)00197-9

Reus JAWA, Leendertse PC (2000) The environmental yardstick for pesticides: a practical indicator used in the Netherlands. Crop Prot 19:637–641. doi: 10.1016/S0261-2194(00)00084-3

Rice PJ, McConnell LL, Heighton LP, Sadeghi AM, Isensee AR, Teasdale JR, Abdul-Baki AA, Harman-Fetcho JA, Hapeman CJ (2001) Runoff loss of pesticides and soil: a comparison between vegetative mulch and plastic mulch in vegetable production systems. J Environ Qual 30:1808–1821.

Rice PJ, Rice PJ, Arthur EL, Barefoot AC (2007) Advances in Pesticide Environmental Fate and Exposure Assessments. J Agric Food Chem 55:5367–5376. doi: 10.1021/jf063764s

Riley J (2001) Multidisciplinary indicators of impact and change: Key issues for identification and summary. Agric Environ 87:245–259. doi: 10.1016/S0167-8809(01)00282-1

Rimmer A, Hartmann A (2012) Simplified Conceptual Structures and Analytical Solutions for Groundwater Discharge Using Reservoir Equations. In: Nayak P (ed) Water Resour. Manag. Model., InTech. InTech, pp 217–238

Ripoche A, Jacqua G, Bussière F, Guyader S, Sierra J (2008) Survival of Colletotrichum gloeosporioides (causal agent of yam anthracnose) on yam residues decomposing in soil. Appl Soil Ecol 38:270–278. doi: 10.1016/j.apsoil.2007.10.015

Roche M (2010) Les divers types de modèles déterministes. Houille Blanche 111–130. doi: 10.1051/lhb/1971008

Roger-Estrade J, Richard G, Dexter AR, Boizard H, Tourdonnet S, Bertrand M, Caneill J (2009) Integration of soil structure variations with time and space into models for crop management. A review. Agron Sustain Dev 29:135–142. doi: 10.1051/agro:2008052

Rojas KW, Ahuja LR (2000) Chapter 8: Management Practices. In: Ahuja LR, Rojas KW, Hanson JD, Shaffer MJ, Ma L (eds) Root Zone Water Qual. Model Model. Manag. Eff. Water Qual. Crop Prod. Water Resources Publication, Colorado, pp 245–280

Rosset PM, Altieri MA (1997) Agroecology versus input substitution: A fundamental contradiction of sustainable agriculture. Soc Nat Resour 10:283–295. doi: 10.1080/08941929709381027

Roussel O, Cavelier A, Werf HMG van der (2000) Adaptation and use of a fuzzy expert system to assess the environmental effect of pesticides applied to field crops. Agric Ecosyst Environ 80:143–158. doi: 10.1016/S0167-8809(00)00142-0

Saison C, Cattan P, Louchart X, Voltz M (2008) Effect of spatial heterogeneities of water fluxes and application pattern on cadusafos fate on banana-cultivated andosols. J Agric Food Chem 56:11947–11955. doi: 10.1021/jf802435c

Sansoulet J (2007) Transferts d'eau et d'ions potassium et nitrate dans un sol à capacité d'échange anionique sous un couvert redistributeur de la pluie. Ph.D. Thesis, Institut National Agronomique de Paris-Grignon

Sansoulet J, Cabidoche YM, Cattan P (2007) Adsorption and transport of nitrate and potassium in an Andosol under banana (Guadeloupe, French West Indies). Eur J Soil Sci 58:478–489. doi: 10.1111/j.1365-2389.2007.00904.x

Sartori A, Hawkins R, Genovez A (2011) Reference Curve Numbers and Behavior for Sugarcane on Highly Weathered Tropical Soils. J Irrig Drain Eng 137:705–711. doi: 10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000354

Schaller N, Lazrak EG, Martin P, Mari J-F, Aubry C, Benoît M (2012) Combining farmers' decision rules and landscape stochastic regularities for landscape modelling. Landsc Ecol 27:433–446. doi: 10.1007/s10980-011-9691-2

De Schampheleire M, Nuyttens D, Dekeyser D, Verboven P, Spanoghe P (2008) Interception of spray drift by border structures. Part 2: field experiments. Commun Agric Appl Biol Sci 73:723–727.

Schiavon M, Perrin-Ganier C, Portal J (1995) La pollution de l'eau par les produits phytosanitaires : état et origine. Agronomie 15:157–170. doi: 10.1051/agro:19950301

Schulz R (2001) Comparison of spray drift and runoff-related input of azinphos-methyl and endosulfan from fruit orchards into the Lourens River, South Africa. Chemosphere 45:543–551. doi: 10.1016/S0045-6535(00)00601-9

Schulz R, Peall SKC (2001) Effectiveness of a Constructed Wetland for Retention of Nonpoint-Source Pesticide Pollution in the Lourens River Catchment, South Africa. Environ Sci Technol 35:422–426. doi: 10.1021/es0001198

Scopel E, Da Silva FAM, Corbeels M, Affholder F, Maraux F (2004) Modelling crop residue mulching effects on water use and production of maize under semi-arid and humid tropical conditions. Agronomie 24:383–395. doi: 10.1051/agro:2004029

Scott G (1997) Abiotic control of polymer biodegradation. Trends Polym Sci 5:361–368.

Screpanti C, Accinelli C, Vicari A, Catizone P (2005) Glyphosate and glufosinate-ammonium runoff from a corn-growing area in Italy. Agron Sustain Dev 25:407–412. doi: 10.1051/agro:2005031

SDAGE (2009) Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (Révision 2009) - District hydrographique de Martinique.

Sebillotte M (1990) Systèmes de culture, un concept opératoire pour les agronomes. Systèmes Cult., INRA. Paris, pp 103–117

Shaman J, Stieglitz M, Burns D (2004) Are big basins just the sum of small catchments? Hydrol Process 18:3195–3206. doi: 10.1002/hyp.5739

Sharpley AN, Williams JR (1990) Erosion Productivity Impact Calculator: 1. model documentation. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Temple

Shasha BS, Doane WM, Russell CR (1976) Starch-encapsulated pesticides for slow release. J Polym Sci Polym Lett Ed 14:417–420. doi: 10.1002/pol.1976.130140708

Shipitalo MJ, Malone RW, Owens LB (2008) Impact of glyphosate-tolerant soybean and glufosinate-tolerant corn production on herbicide losses in surface runoff. J Environ Qual 37:401–408. doi: 10.2134/jeq2006.0540

Shoji S, Takahashi T (2002) Environmental and Agricultural Significance of Volcanic Ash Soils. Glob Env Res 6:113–135.

Siimes K, Kämäri J (2003) A review of available pesticide leaching models: Selection of models for simulation of herbicide fate in Finnish sugar beet cultivation. Boreal Environ Res 8:31–51.

Simunek J, Jarvis NJ, van Genuchten MT, Gärdenäs A (2003) Review and comparison of models for describing non-equilibrium and preferential flow and transport in the vadose zone. J Hydrol 272:14–35. doi: 10.1016/S0022-1694(02)00252-4

Sinclair RG (1973) Slow-release pesticide system. Polymers of lactic and glycolic acids as ecologically beneficial, cost-effective encapsulating materials. Environ Sci Technol 7:955–956. doi: 10.1021/es60082a011

Singh U, Matthews RB, Griffin TS, Ritchie JT, Hunt LA, Goenaga R (1998) Modeling growth and development of root and tuber crops. In: Tsuji GY, Hoogenboom G, Thornton PK (eds) Underst. Options Agric. Prod. Springer Netherlands, pp 129–156

Sivapalan M (2006) Pattern, process and function: elements of a unified theory of hydrology at the catchment scale. In: Anderson MG, McDonnell JJ (eds) Encycl. Hydrol. Sci. John Wiley & Sons, Ltd, USA, pp 193–219

Souchère V, King D, Daroussin J, Papy F, Capillon A (1998) Effects of tillage on runoff directions: consequences on runoff contributing area within agricultural catchments. J Hydrol 206:256–267. doi: 10.1016/S0022-1694(98)00103-6

Srinivasan R, Ramanarayanan TS, Arnold JG, Bednarz ST (1998) Large area hydrologic modeling and assessment part II: model application. JAWRA J Am Water Resour Assoc 34:91–101. doi: 10.1111/j.1752-1688.1998.tb05962.x

Stenemo F, Jarvis NJ (2010) Users guide to MACRO 5.2, a model of water flow and solute transport in macroporous soil. Swedish University of Agricultural Sciences, Stockholm

Styczen M, Petersen S, Olsen NK, Andersen MB (2004) Technical documentation of PestSurf, a model describing fate and transport of pesticides in surface water for Danish conditions. Ministry of Environment, Danish Environmental Protection Agency, http://www.dhigroup.com/upload/publications/mikeshe/Styczen_Technical_documentation.pdf

Styczen M, Thorsen M, Refsgaard A, Christiansen JS, Soren H (1999) Non-point pollution modelling at different scales and resolution, based on MIKE SHE. 3rd DHI Softw. Conf. Helsingør, Denmark, pp 1–25

Suarez LA (2005) PRZM-3, A model for predicting pesticide and nitrogen fate in the crop root and unsaturated soil zones: users manual for release 3.12.2. U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC, USA.

Swanson MB, Davis GA, Kincaid LE, Schultz TW, Bartmess JE, Jones SL, George EL (1997) A screening method for ranking and scoring chemicals by potential human health and environmental impacts. Environ Toxicol Chem 16:372–383. doi: 10.1002/etc.5620160237

Takken I, Govers G, Jetten V, Nachtergaele J, Steegen A, Poesen J (2001) Effects of tillage on runoff and erosion patterns. Soil Tillage Res 61:55–60. doi: 10.1016/S0167-1987(01)00178-7

Tanji KK (1993) Ground water contamination concerns in horticultural production systems. Acta Hort ISHS 355:37–44.

Taylor MD, Klaine SJ, Carvalho FP, Barcelo D, Everaarts J (2003) Pesticide residues in coastal tropical ecosystems: distribution, fate and effects. Taylor & Francis, New York

Thiery D (1982) Utilisation d'un modèle global pour identifier sur un niveau piézométrique des influences multiples dues à diverses activités humaines. Proc. Exeter Symp. IAHS Publication, pp 71–77

Thiollet-Scholtus M (2004) Construction d'un indicateur de qualité des eaux de surfaces vis à vis des produits phytosanitaires à l'échelle du bassin versant viticole. Ph.D. Thesis, Institut National Polytechnique de Lorraine

Thomas PJ, Mineau P, Juraske R (2011) Determining pesticide foliar half-lives from soil half-life value: Not so "cut-and-dry."Chemosphere 84:1531–1533. doi: 10.1016/j.chemosphere.2011.05.030

Tiemeyer B, Moussa R, Lennartz B, Voltz M (2007) MHYDAS-DRAIN: A spatially distributed model for small, artificially drained lowland catchments. Ecol Model 209:2–20. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2007.07.003

Tiktak A, van den Berg F, Boesten JJTI, van Kraalingen D, Leistra M, van der Linden AMA (2000) Manual of FOCUS PEARL version 1.1.1. National institute of public health and the environment, Bilthoven

Tiktak A, Boesten JJTI, van der Linden AMA, Vanclooster M (2006) Mapping ground water vulnerability to pesticide leaching with a process-based metamodel of EuroPEARL. J Environ Qual 35:1213–1226. doi: 10.2134/jeq2005.0377

Tiktak A, van der Linden AMA, Boesten JJTI (2003) The GeoPEARL model, Model description, application and Manual. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven

Tiktak A, van der Linden AMA, Boesten JJTI, Kruijne R, van Kraalingen D (2004) The GeoPEARL model, Part II. User guide and model description update. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven

Tiktak A, Nie DD, Linden TVD, Kruijne R (2002) Modelling the leaching and drainage of pesticides in the Netherlands: the GeoPEARL model. Agronomie 22:373–387. doi: 10.1051/agro:2002022

Tilman D, Cassman KG, Matson PA, Naylor R, Polasky S (2002) Agricultural sustainability and intensive production practices. Nature 418:671–677. doi: 10.1038/nature01014

Tixier P (2004) Prototyping of banana-based cropping systems using models: An application to cropping systems of Guadeloupe F.W.I. Ph.D. Thesis, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier

Tixier P, Chabrier C, Malézieux E (2007a) Pesticide Residues in Heterogeneous Plant Populations, a Model-Based Approach Applied to Nematicides in Banana (Musa spp.). J Agric Food Chem 55:2504–2508. doi: 10.1021/jf062710f

Tixier P, Lavigne C, Alvarez S, Gauquier A, Blanchard M, Ripoche A, Achard R (2011) Model evaluation of cover crops, application to eleven species for banana cropping systems. Eur J Agron 34:53–61. doi: 10.1016/j.eja.2010.10.004

Tixier P, Malézieux E, Dorel M, Bockstaller C, Girardin P (2007b) Rpest - An indicator linked to a crop model to assess the dynamics of the risk of pesticide water pollution: Application to banana-based cropping systems. Eur J Agron 26:71–81. doi: 10.1016/j.eja.2006.08.006

Toan PV, Sebesvari Z, Bläsing M, Rosendahl I, Renaud FG (2013) Pesticide management and their residues in sediments and surface and drinking water in the Mekong Delta, Vietnam. Sci Total Environ 452–453:28–39. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.02.026

Tortrat F (2005) Modélisation orientée décision des processus de transfert par ruissellement et subsurface des herbicides dans les bassins versants agricoles. Ph.D. Thesis, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes - AgroCampus Rennes

Ucar T, Hall FR (2001) Windbreaks as a pesticide drift mitigation strategy: a review. Pest Manag Sci 57:663–675. doi: 10.1002/ps.341

USDA (1986) Urban hydrology for small watersheds. USDA, Soil Conservation Service, Engineering Division, Washington DC

USDA (2012) NRCS National Engineering Handbook - Part 630 / Hydrology. USDA, National Ressource Conservation Service, http://directives.sc.egov.usda.gov/viewerFS.aspx?hid=21422

Valverde-Gómez MV (1985) Análisis del crecimiento del chayote (Sechium edule Sw). Turrialba 35:395–402.

Varca LM (2012) Pesticide residues in surface waters of Pagsanjan-Lumban catchment of Laguna de Bay, Philippines. Agric Water Manag 106:35–41. doi: 10.1016/j.agwat.2011.08.006

Veilleur V (2009) UNITE DE PRODUCTION D'EAU POTABLE DE LA CAPOT - Qualité eau brute et eau traitée, _Caractérisation et élimination des boues.

Venkatapen C (2012) Etude des determinants geographiques et spatialisation des stocks de carbone des sols de la Martinique. Ph.D. Thesis, Université des Antilles et de la Guyane

Vennix S, Northcott W (2004) Prioritizing vegetative buffer strip placement in an agricultural watershed. J Spat Hydrol 4:1–19.

Vereecken H (2005) Mobility and leaching of glyphosate: a review. Pest Manag Sci 61:1139–1151. doi: 10.1002/ps.1122

Vittecoq B, Lachassagne P, Lanini S, Ladouche B, Marechal J, Petit V (2007) Elaboration d'un système d'information sur les eaux souterraines de la Martinique: identification et caractérisations quantitatives. BRGM, Martinique

Walker A (1987) Evaluation of a simulation model for prediction of herbicide movement and persistence in soil. Weed Res 27:143–152. doi: 10.1111/j.1365-3180.1987.tb00747.x

Walker A (1974) A Simulation Model for Prediction of Herbicide Persistence. J Environ Qual 3:396. doi: 10.2134/jeq1974.00472425000300040021x

Walker A, Moon Y-H, Welch SJ (1992) Influence of temperature, soil moisture and soil characteristics on the persistence of alachlor. Pestic Sci 35:109–116. doi: 10.1002/ps.2780350203

Walker A, Zimdahl RL (1981) Simulation of the persistence of atrazine, linuron and metolachlor in soil at different sites in the USA. Weed Res 21:255–265. doi: 10.1111/j.1365-3180.1981.tb00126.x

Walter MF, Steenhuis TS, Haith DA (1979) Nonpoint source pollution control by soil and water conservation practices. Trans ASAE 22:834–840.

Wang K, Wu JX, Zhang HY (2012) Dissipation of difenoconazole in rice, paddy soil, and paddy water under field conditions. Ecotoxicol Environ Saf 86:111–115. doi: 10.1016/j.ecoenv.2012.08.026

Warren N, Allan IJ, Carter JE, House WA, Parker A (2003) Pesticides and other micro-organic contaminants in freshwater sedimentary environments—a review. Appl Geochem 18:159–194. doi: 10.1016/S0883-2927(02)00159-2

Wauchope RD (1978) The Pesticide Content of Surface Water Draining from Agricultural Fields—A Review1. J Environ Qual 7:459–472.

Wauchope RD, Rojas KW, Ahuja LR, Ma Q, Malone RW, Ma L (2004) Documenting the pesticide processes module of the ARS RZWQM agroecosystem model. Pest Manag Sci 60:222–239. doi: 10.1002/ps.814

Wauchope RD, Yeh S, Linders JBHJ, Kloskowski R, Tanaka K, Rubin B, Katayama A, Kördel W, Gerstl Z, Lane M, Unsworth JB (2002) Pesticide soil sorption parameters: theory, measurement, uses, limitations and reliability. Pest Manag Sci 58:419–445. doi: 10.1002/ps.489

Van der Werf HMG (1996) Assessing the impact of pesticides on the environment. Agric Ecosyst Environ 60:81–96. doi: 10.1016/S0167-8809(96)01096-1

Van der Werf HMG, Zimmer C (1998) An indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system. Chemosphere 36:2225–2249. doi: 10.1016/S0045-6535(97)10194-1

Wightwick AM, Bui AD, Zhang P, Rose G, Allinson M, Myers JH, Reichman SM, Menzies NW, Pettigrove V, Allinson G (2012) Environmental Fate of Fungicides in Surface Waters of a Horticultural-Production Catchment in Southeastern Australia. Arch Environ Contam Toxicol 62:380–390. doi: 10.1007/s00244-011-9710-y

Williams JR, Dyke PT, Fuchs WW, Benson VW, Rice OW, Taylor ED (1990) EPIC - Erosion/Productivity Impact Calculator: 2. user manual. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Temple

Williams JR, Jones CA, Dyke PT (1984) A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. Trans Am Soc Agric Eng 27:129–144.

Willmott CJ (1981) On the Validation of Models. Phys Geogr 2:184–194. doi: 10.1080/02723646.1981.10642213

Wilmington DE (1983) E.I. DuPont de Nemours: Technical Data Sheet for Mancozeb. Biochem Dep 4–33.

Winchell M, Estes T (2009) A Review of Simulation Models for Evaluating the Effectiveness of Buffers in Reducing Pesticide Exposure. Stone Environmental, Inc, http://abe.ufl.edu/carpena/files/pdf/software/vfsmod/RunoffBufferPaper_Final.pdf

Wischmeier WH, Smith DD (1978) Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture, Washington, DC

Wohlfahrt J (2008) Développement d’un indicateur d’exposition des eaux de surface aux pertes de pesticides à l’échelle du bassin versant. Ph.D. Thesis, Institut National Polytechnique de Lorraine

Wohlfahrt J, Colin F, Assaghir Z, Bockstaller C (2010) Assessing the impact of the spatial arrangement of agricultural practices on pesticide runoff in small catchments: Combining hydrological modeling and supervised learning. Ecol Indic 10:826–839. doi: 10.1016/j.ecolind.2010.01.004

Woignier T, Clostre F, Macarie H, Jannoyer M (2012) Chlordecone retention in the fractal structure of volcanic clay. J Hazard Mater 241-242:224–230. doi: 10.1016/j.jhazmat.2012.09.034

Wolfe DW, Bache CA, Lisk DJ (1990) Analysis of Dithiocarbamate and Nickel Residues in Lettuce and Peppers Grown in Soil Containing Photodegradable Plastic Mulch. J Food Saf 10:281–286. doi: 10.1111/j.1745-4565.1990.tb00029.x

WRB IW. (2006) World reference base for soil resources. A framework for intetrnational classification, correlation and communication, World soil resource reports. FAO, Rome

Wu L, Swan JB, Paulson WH, Randall GW (1992) Tillage effects on measured soil hydraulic properties. Soil Tillage Res 25:17–33. doi: 10.1016/0167-1987(92)90059-K

Xing Z, Chow L, Cook A, Benoy G, Rees H, Ernst B, Meng F, Li S, Zha T, Murphy C, Batchelor S, Hewitt LM (2012) Pesticide Application and Detection in Variable Agricultural Intensity Watersheds and Their River Systems in the Maritime Region of Canada. Arch Environ Contam Toxicol 63:471–483. doi: 10.1007/s00244-012-9789-9

Young RA, Onstad CA, Bosch DD, Anderson WP (1989) AGNPS: A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. J Soil Water Conserv 44:168 –173.

Young RA, Onstad CA, Bosch DD, Anderson WP (1994) Agricultural Non-Point Source pollution model, version 4.03, AGNPS user's guide. North Central Soil Conservation Research Laboratory, Morris, Minnesota

Yuan Y, Bingner RL, Williams R, Lowrance R, Bosch D, Sheridan J (2007) Integration of annAGNPS and REMM for watershed riparian buffer systems assessment. Int J Sediment Res 22:60–69.

Yuan Y, Locke MA, Bingner RL (2008) Annualized Agricultural Non-Point Source model application for Mississippi Delta Beasley lake watershed conservation practices assessment. J Soil Water Conserv 63:542–551. doi: 10.2489/jswc.63.6.542

Zhang F, He J, Yao Y, Hou D, Jiang C, Zhang X, Di C, Otgonbayar K (2013a) Spatial and seasonal variations of pesticide contamination in agricultural soils and crops sample from an intensive horticulture area of Hohhot, North-West China. Environ Monit Assess 185:6893–6908. doi: 10.1007/s10661-013-3073-y

Zhang L, Dickhut R, DeMaster D, Pohl K, Lohmann R (2013b) Organochlorine Pollutants in Western Antarctic Peninsula Sediments and Benthic Deposit Feeders. Environ Sci Technol 47:5643–5651. doi: 10.1021/es303553h

Zhang X, Zhang M (2011) Modeling effectiveness of agricultural BMPs to reduce sediment load and organophosphate pesticides in surface runoff. Sci Total Environ 409:1949–1958. doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.02.012

Annexe 1 : Types et contributions des points de captage de Martinique

Localisation	Nom	Origine de l'eau	Débit nominal ($m^3.j^{-1}$)
Adduction Fort-de-France			**61 100**
	Rivière Absalon 1	Rivière	6 480
	Rivière Absalon 2	Rivière	1 300
	Rivière blanche Bouliki	Rivière	25 000
	Rivière Duclos	Rivière	8 640
	Rivière Dumauzé	Rivière	8 640
	Rivière l'Or	Rivière	4 000
	Rivière Monsieur	Rivière	7 000
	Source Cristal	Source	40
Adduction Morne Rouge			**4 983**
	Source Montagne Pelée 2	Source	1296
	Source Montagne	Source	552
	Prise d'eau Pécoul	Rivière	380
	Source Essente	Source	587
	Prise d'eau Essente	Rivière	864
	Prise d'eau rivière Madame	Rivière	864
	Source Piton Gelée	Source	440
Adduction Nord Atlantique			**10 370**
	Rivière Galion Bras Gommier	Rivière	4 400
	Rivière Galion Bras Verrier	Rivière	(4 400)
	Confluence	Rivière	(4 400)
	Calvaire	Rivière	480
	Rivière Lorrain	Rivière	4 000
	Source Marc Cécile	Source	430
	Source Fond les Sources	Source	(430)
	Forage Grande Savane	Forage	(430)
	Source Louison	Source	780
	Forage Morne Balai	Forage	(780)
	Forage Démarre	Forage	(780)
	Rivière Grande Rivière	Rivière	280
	Source Savane Potiche	Source	-
Adduction Nord Caraïbe			**7 300**
	Source Verrier (Chapeau Nègre)	Rivière	54
	Forage Pécoul	Forage	1 200
	Urion	Rivière	933
	Source Attila	Source	386
	Source Morestin	Source	4 700
	Source Yang-Ting	Source	425
Adduction Sud			**37 920**
	Rivière Blanche	Rivière	37 920
Adduction Lézarde			**17 300**
	Rivière Lézarde	Rivière	17 300
Adduction Capot			**35 000**
	Rivière Capot	Rivière	35 000

Types et contributions des points de captage de Martinique. Source : SDAGE (2009)

Annexe 2 : Molécules recherchées dans les eaux

Paramètre	Méthode d'analyse	Code substance (SANDRE)	Limite de quantification	unité
2,4-D	CMO_MT02	1141	0.02	µg/L
Abamectine	CMO_MT02	2007	0.05	µg/L
Acetamiprid	CMO_MT02	5579	0.02	µg/L
AcideAminoMéthylPhosphonique (AMPA)	CMO_MT14	1907	0.1	µg/L
Acrinathrine	CMO_MT02	1310	0.02	µg/L
Alphaméthrine	CMO_MT02	1812	0.02	µg/L
Amétryne	CMO_MT02	1104	0.02	µg/L
Asulam	CMO_MT02	1965	0.1	µg/L
Atrazine	CMO_MT02	1107	0.02	µg/L
Azoxytrobin	CMO_MT02	1951	0.01	µg/L
Bémonyl	CMO_MT02	1407	0.08	µg/L
Bitertanol	CMO_MT02	1529	0.04	µg/L
Bromacil	CMO_MT02	1686	0.05	µg/L
Bupimirate	CMO_MT02	1861	0.02	µg/L
Cadusaphos	CMO_MT02	1863	0.02	µg/L
Carbendazime	CMO_MT02	1129	0.1	µg/L
Chlordécone	CMO_MT02	1866	0.01	µg/L
Chlordécone 5b hydro	CMO_MT02	6577	0.01	µg/L
Chlorothalonil	CMO_MT02	1473	0.04	µg/L
Chlorpyriphos éthyl	CMO_MT02	1083	0.02	µg/L
Chlorpyriphos méthyl	CMO_MT02	1540	0.02	µg/L
Cuivre	-	1392	20	µg/L
Cycloxydim	CMO_MT19	2729	0.1	µg/L
Cyperméthrine	CMO_MT02	1140	0.02	µg/L
Deltaméthrine	CMO_MT02	1149	0.02	µg/L
Diazinon	CMO_MT02	1157	0.04	µg/L
Dichloropropylène 1,3	NF en ISO 10301	1487	0.2	µg/L
Dieldrine	CMO_MT02	1173	0.01	µg/L
Difénoconazole	CMO_MT02	1905	0.05	µg/L
Diméthomorphe	CMO_MT02	1403	0.05	µg/L
Diquat	CMO_MT37	1699	0.05	µg/L
Dithiocarbamates (CS2)	CMO_MT45	2066	0.1	µg/L
Diuron	CMO_MT02	1177	0.02	µg/L
Esfenvalérate	CMO_MT02	1809	0.04	µg/L
Ethoprophos	CMO_MT02	1495	0.04	µg/L
Etofenprox	CMO_MT02	5624	0.02	µg/L
Fipronil	CMO_MT02	2009	0.01	µg/L
Flazasulfuron	CMO_MT02	1939	0.1	µg/L
Fluazifop-p-butyl	CMO_MT02	1404	0.05	µg/L
Fluroxypyr	CMO_MT02	1765	0.04	µg/L
Fosetyl-aluminium	CMO_MT29	1975	0.1	µg/L
Fosthiazate	CMO_MT02	2744	0.02	µg/L
Glufosinate d'ammonium	CMO_MT14	2731	0.1	µg/L
Glyphosate	CMO_MT14	1506	0.1	µg/L
HCH Alpha	CMO_MT02	1200	0.01	µg/L
HCH Beta	CMO_MT02	1201	0.01	µg/L
HCH Delta	CMO_MT02	1202	0.01	µg/L
HCH Gamma (Lindane)	CMO_MT02	1203	0.01	µg/L
Hydroxyatrazine (2 hydroxy)	CMO_MT19	1832	0.04	µg/L
Imazalil	CMO_MT02	1704	0.02	µg/L

Indoxacarbe	CMO_MT02	5483	0.02	µg/L
Iprodione	CMO_MT02	1206	0.04	µg/L
Lambda cyhalothrine	CMO_MT02	1094	0.02	µg/L
Mésotrione	CMO_MT02	2076	0.02	µg/L
Métaldéhyde	CMO_MT02	1796	0.05	µg/L
Métazachlore	CMO_MT02	1670	0.05	µg/L
Méthylisothiocyanate	CMO_MT24	2722	0.1	µg/L
Métolachlore (R+S)	CMO_MT02	1221	0.02	µg/L
Métribuzine	CMO_MT02	1225	0.05	µg/L
Myclobutanyl	CMO_MT02	1881	0.05	µg/L
Oxamyl	CMO_MT02	1850	0.1	µg/L
Paraquat	CMO_MT37	1522	0.05	µg/L
Penconazole	CMO_MT02	1762	0.05	µg/L
Pendimethaline	CMO_MT02	1234	0.02	µg/L
Pimétrozine	CMO_MT19	5416	0.02	µg/L
Piperonyl butoxide	CMO_MT02	1709	0.04	µg/L
Propamocarbe hydrochloride (Hcl)	CMO_MT19	2988	0.02	µg/L
Propiconazole	CMO_MT02	1257	0.05	µg/L
Propyzamide	CMO_MT02	1414	0.04	µg/L
Pyriméthanil	CMO_MT02	1432	0.04	µg/L
Pyriproxyfen	CMO_MT02	5499	0.02	µg/L
Quizalofop éthyl	CMO_MT02	2070	0.02	µg/L
Spinosad	CMO_MT02	5610	0.02	µg/L
Tébufénozide	CMO_MT02	1895	0.04	µg/L
Thiabendazole	CMO_MT02	1713	0.02	µg/L
Thiamethoxam	CMO_MT02	6390	0.05	µg/L
Triclopyr	CMO_MT02	1288	0.02	µg/L

Annexe 3 : Guide d’enquêtes et de suivi des pratiques agricoles

L'Exploitant	
Nom	
Prénom	
Adresse	
N° de téléphone	
E-mail	
Age	
Sexe	
Formation	
Autres activités	

Culture	Surface actuelle sur l'exploitation	Rendement escompté	Marge brute moyenne	Destination /Vente

	Statut		**Sols : en fonction analyses**						**Aménagements**						
Parcelles	Foncier	Surface	Type de sol	Texture	pH	MO	Hydromorphie	Ruisselant /Infiltrant	Remodelage effectué	Mécanisable	Drainage	Irrigation	Clôture	Abris	Support (Tonnelle)

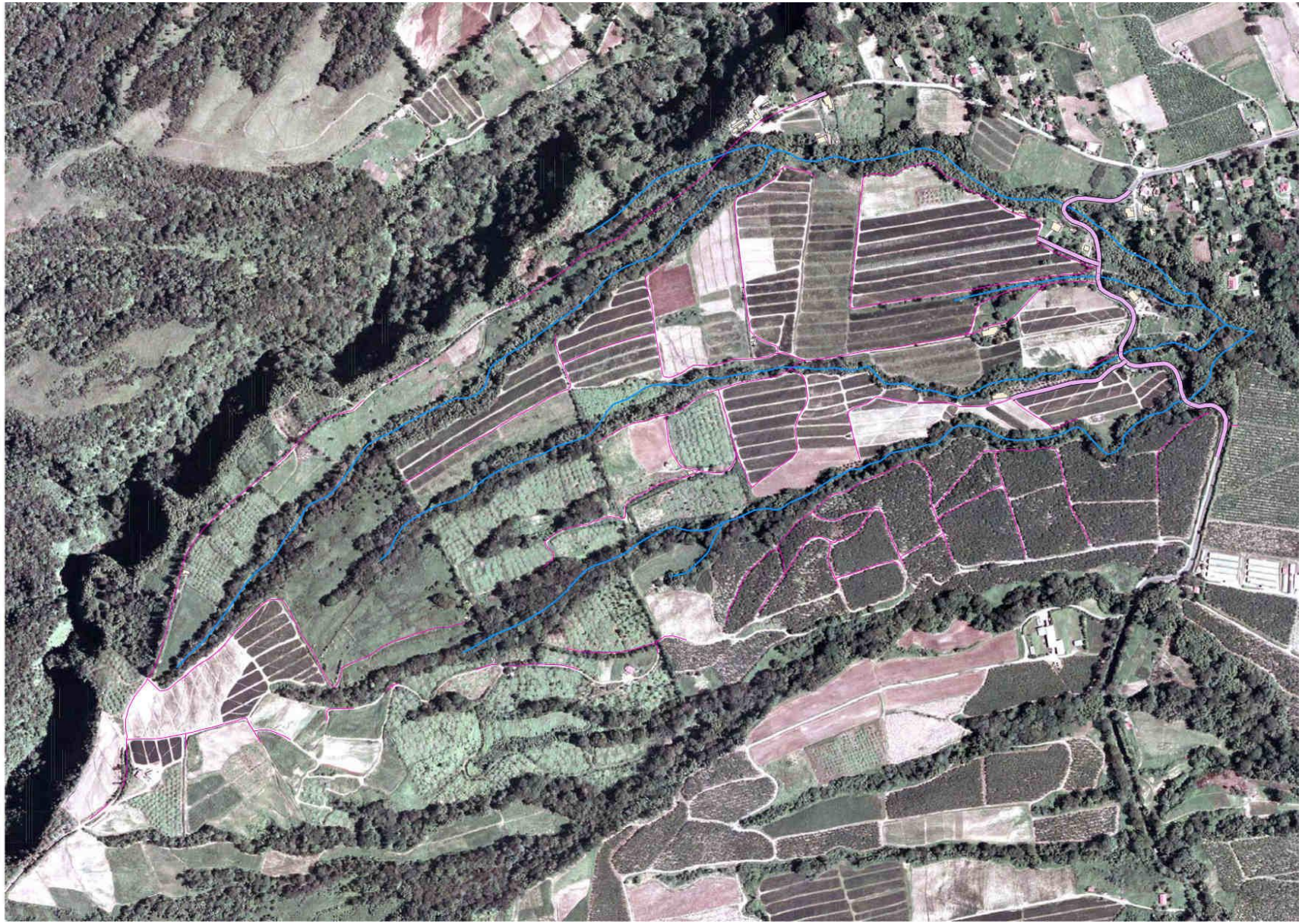
Culture	Variétés	Durée du cycle	Période de culture	Délais de retour	Nombre de cycles successifs max	Zone cultivable	Précédents			Date de plantation optimale	Date de récolte optimale
							obligatoire	possible	interdit		

Bâtiments

Nom	Taille	Utilisations

Main d'œuvre	UTH	Période de Travail	Quelles tâches ?
Exploitant			
Famille			
Saisonnière			
Employés permanents			
Non déclarée			
Coup de main			

	N-2												N-1												Année en cours											
Parcelle	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D



Trame de la fiche de suivi des pratiques agricoles

Exploitation N° Parcelle : Mois de :

Plantations/Récoltes			Fauche / Sarclages		
Date (jour)	Entourer :	Culture	Date (jour)	Entourer:	Matériel utilisé / Localisation
	Plantation / Récolte			Fauche / Sarclage	
	Plantation / Récolte			Fauche / Sarclage	

Travaux du sol			
Date (jour)	Matériel utilisé	Date (jour)	Matériel utilisé

Phytosanitaires						
Date (jour)	Produit(s)	Méthode d'application (entourer)	Quantité	ou	Dose par pulvérisateur	Nb de pulvérisateurs	Cibles
		Pulvé à dos Pulvé tracté épandage à la main		ou			
		Pulvé à dos Pulvé tracté épandage à la main		ou			
		Pulvé à dos Pulvé tracté épandage à la main		ou			
		Pulvé à dos Pulvé tracté épandage à la main		ou			
		Pulvé à dos Pulvé tracté épandage à la main		ou			
		Pulvé à dos Pulvé tracté épandage à la main		ou			
		Pulvé à dos Pulvé tracté épandage à la main		ou			
		Pulvé à dos Pulvé tracté épandage à la main		ou			

Annexe 4 : Pratiques du bassin versant

Pour les exploitations ayant participé au suivi des pratiques agricoles, nous présentons ici les données recueillies pour une parcelle par exploitation. Pour des raisons des accords de confidentialité relatifs au suivi des pratiques agricoles, nous n'avons pas indiqué à quelles exploitations correspondent les différentes parcelles.

E1

Date début	Date fin	Type Pratique	Culture	Produit	quantité	unité	Matériel	Localisation
01/01/2009	-	Plantation	Ananas	-	16000	U	Manuel	Rang
30/12/2010	-	Travail du sol	Jachere	-	-	-	Herse	Rang
01/01/2011	-	Plantation	Chou	-	-	-	Manuel	Rang
01/04/2011	-	Recolte	Chou	-	-	-	Manuel	Rang
10/06/2011	-	Travail du sol	Jachere	-	-	-	Herse	Rang
15/06/2011	-	Plantation	Dachine	-	-	-	Manuel	Rang
18/10/2011	-	Herbicide	Dachine	REGLONE 2	1.5	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
02/01/2012	02/02/2012	Recolte	Dachine	-	-	-	Manuel	Rang
15/07/2012	-	Travail du sol	Jachere	-	-	-	Charrue	Rang
15/01/2013	-	Plantation	Ananas	-	16000	U	Manuel	Parcelle
11/03/2013	-	Amendement chimique	Ananas	Uree	35	Kg	Epandage a la main	Parcelle
11/03/2013	-	Amendement chimique	Ananas	Potasse	35	Kg	Epandage a la main	Parcelle
11/03/2013	-	Insecticide	Ananas	CYTHRINE L	1	L	Pulverisateur a dos	Plant

E2

Date début	Date fin	Type Pratique	Culture	Produit	quantité	unité	Matériel	Localisation
16/10/2007	17/10/2007	Herbicide	Banane	ROUNDUP	13	L	Seringue	Bananier
15/11/2007	18/11/2007	Herbicide	Jachere	ROUNDUP	2	L	Seringue	Bananier
27/11/2007	28/11/2007	Travail du sol	Jachere	-	-	-	Herse	Parcelle
28/11/2007	30/11/2007	Travail du sol	Jachere	-	-	-	Herse	Parcelle
29/11/2007	02/12/2007	Travail du sol	Jachere	-	-	-	Herse	Parcelle
12/02/2008	13/02/2008	Travail du sol	Jachere	-	-	-	Herse	Parcelle
21/06/2008	26/06/2008	Fauchage	Jachere	-	-	-	Coutelasseuse	Parcelle
26/06/2008	29/06/2008	Travail du sol	Jachere	-	-	-	Herse	Parcelle
08/07/2008	09/07/2008	Travail du sol	Jachere	-	-	-	Herse	Parcelle
09/07/2008	11/07/2008	Travail du sol	Jachere	-	-	-	Sous soleuse	Parcelle
16/07/2008	18/07/2008	Sarclage	Jachere	-	-	-	Manuel	Trace
17/07/2008	20/07/2008	Sarclage	Jachere	-	-	-	Manuel	Trace
24/07/2008	27/07/2008	Sarclage	Jachere	-	-	-	Manuel	Trace
25/07/2008	29/07/2008	Sarclage	Jachere	-	-	-	Manuel	Trace
08/08/2008	12/08/2008	Semis	Braccharia	-	10	Kg	Semoir	Parcelle
08/08/2008	12/08/2008	Travail du sol	Braccharia	-	-	-	Rotobeche	Parcelle
29/08/2008	02/09/2008	Semis	Braccharia	-	3.442	Kg	Semoir	Parcelle
30/08/2008	04/09/2008	piege	Braccharia	Cosmotrack membranaire	4	U	Manuel	Parcelle
30/08/2008	04/09/2008	piege	Braccharia	Cosmotrack membranaire	4	U	Manuel	Parcelle
19/09/2008	23/09/2008	Herbicide	Braccharia	ROUNDUP	0.1	L	Pulverisateur a dos	Bananier
20/03/2009	24/03/2009	piege	Braccharia	Cosmotrack membranaire	-4	U	Manuel	Parcelle
03/04/2009	07/04/2009	Herbicide	Braccharia	GLYPHOSATE JARDIN	6.995	L	Pulverisateur tracte	Parcelle
12/05/2009	13/05/2009	Plantation	Banane	-	-	-	Manuel	Rang
12/05/2009	13/05/2009	Plantation	Banane	-	-	-	Manuel	Rang
12/05/2009	13/05/2009	Plantation	Banane	-	-	-	Manuel	Rang

13/05/2009	15/05/2009	Plantation	Banane	-	-	-	Manuel	Rang
13/05/2009	15/05/2009	Plantation	Banane	-	-	-	Manuel	Rang
13/05/2009	15/05/2009	Plantation	Banane	-	-	-	Manuel	Rang
15/05/2009	19/05/2009	Amendement chimique	Banane	D.A.P. (20 40 0)	100	Kg	Epandage a la main	Pied
19/05/2009	20/05/2009	Plantation	Banane	-	-	-	Manuel	Rang
19/05/2009	20/05/2009	Plantation	Banane	-	-	-	Manuel	Rang
19/05/2009	20/05/2009	Plantation	Banane	-	-	-	Manuel	Rang
30/05/2009	04/06/2009	Amendement chimique	Banane	D.A.P. (20 40 0)	60	Kg	Epandage a la main	Pied
04/06/2009	07/06/2009	Amendement chimique	Banane	D.A.P. (20 40 0)	13	Kg	Epandage a la main	Pied
16/06/2009	17/06/2009	Amendement chimique	Banane	Multicote 20-10-10 + 3MgO	44.27	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
18/06/2009	21/06/2009	Amendement chimique	Banane	Multicote 20-10-10 + 3MgO	50	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
18/06/2009	21/06/2009	Fauchage	Banane	-	-	-	Coutelasseuse	Inter Rang
19/06/2009	23/06/2009	Herbicide	Banane	FUSILADE MAX	2.24	L	Pulverisateur tracte	Inter Rang
29/06/2009	-	Amendement chimique	Banane	Uree (46 0 0)	97.5	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
02/07/2009	05/07/2009	Herbicide	Banane	BASTA LS	0.25	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
06/07/2009	-	Herbicide	Banane	BASTA LS	1.7	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
17/07/2009	21/07/2009	Amendement chimique	Banane	LC 14 4 28 +4+3+9	344.22	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
28/07/2009	29/07/2009	Fauchage	Banane	-	-	-	Coutelasseuse	Inter Rang
31/07/2009	04/08/2009	Fauchage	Banane	-	-	-	Coutelasseuse	Inter Rang
03/08/2009	-	Amendement chimique	Banane	LC 14 4 28 +4+3+9	308.54	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
07/08/2009	11/08/2009	Herbicide	Banane	REGLONE 2	1.8	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
07/08/2009	11/08/2009	Herbicide	Banane	REGLONE 2	1.8	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
07/08/2009	11/08/2009	Herbicide	Banane	REGLONE 2	1.8	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
13/08/2009	16/08/2009	piege	Banane	Cosmolure 30 jours	14	U	Manuel	Parcelle
13/08/2009	16/08/2009	piege	Banane	Cosmotrack membranaire	14	U	Manuel	Parcelle
13/08/2009	16/08/2009	Rodenticide	Banane	AXA RES	4.43	Kg	Epandage a la main	Parcelle
14/08/2009	18/08/2009	Herbicide	Banane	REGLONE 2	1.35	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
20/08/2009	23/08/2009	Fauchage	Banane	-	-	-	Coutelasseuse	Inter Rang
28/08/2009	01/09/2009	Amendement chimique	Banane	LC 14 4 28 +4+3+9	372.06	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
04/09/2009	08/09/2009	Amendement chimique	Banane	D.A.P. (20 40 0)	222.22	Kg	Epandage a la main	Pied
04/09/2009	08/09/2009	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
04/09/2009	08/09/2009	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
04/09/2009	08/09/2009	Sarclage	Banane	-	-	-	Manuel	Bananier
11/09/2009	15/09/2009	Amendement chimique	Banane	LC 14 4 28 +4+3+9	361.43	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
12/09/2009	17/09/2009	Amendement chimique	Banane	DOLOMIE GRANULE (BB)	237.84	Kg	Epandage a la main	Parcelle
14/09/2009	-	Herbicide	Banane	REGLONE 2	0.27	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
18/09/2009	22/09/2009	Amendement chimique	Banane	DOLOMIE GRANULE (BB)	603.66	Kg	Epandage a la main	Parcelle
24/09/2009	27/09/2009	Herbicide	Banane	TOUCHDOWN SYSTEME 4	3.45	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
25/09/2009	29/09/2009	piege	Banane	Cosmotrack membranaire	14	U	Manuel	Parcelle
05/10/2009	-	Amendement chimique	Banane	LC 14 4 28 +4+3+9	253	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
08/10/2009	11/10/2009	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
08/10/2009	11/10/2009	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille

09/10/2009	13/10/2009	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
12/10/2009	-	Amendement chimique	Banane	SULPOMAG (BB)	239.74	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
16/10/2009	20/10/2009	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
22/10/2009	25/10/2009	Amendement chimique	Banane	SULPOMAG (BB)	270.77	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
30/10/2009	03/11/2009	Herbicide	Banane	BASTA F1	3.15	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
14/11/2009	19/11/2009	Rodenticide	Banane	AXA RES	3.92	Kg	Epandage a la main	Parcelle
18/11/2009	20/11/2009	Amendement chimique	Banane	LC 14 4 28 +4+3+9	328.57	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
20/11/2009	24/11/2009	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
21/11/2009	26/11/2009	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
23/11/2009	-	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
24/11/2009	25/11/2009	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
25/11/2009	27/11/2009	Herbicide	Banane	TOUCHDOWN SYSTEME 4	1.35	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
26/11/2009	29/11/2009	Herbicide	Banane	TOUCHDOWN SYSTEME 4	0.65	L	Pulverisateur tracte	Inter Rang
27/11/2009	01/12/2009	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
02/12/2009	04/12/2009	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
11/12/2009	15/12/2009	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
15/12/2009	16/12/2009	Amendement chimique	Banane	D.A.P. (20 40 0)	0.3	Kg	Epandage a la main	Pied
15/12/2009	16/12/2009	Recourage	Banane	-	-	-	Manuel	Bananier
18/12/2009	22/12/2009	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
18/12/2009	22/12/2009	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
31/12/2009	03/01/2010	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
04/01/2010	-	Amendement chimique	Banane	D.A.P. (20 40 0)	0.54	Kg	Epandage a la main	Pied
04/01/2010	-	Recourage	Banane	-	-	-	Manuel	Bananier
04/01/2010	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
05/01/2010	06/01/2010	Fongicide	Banane	BANOLE	25.35	L	Epandage aerien	Feuille
05/01/2010	06/01/2010	Fongicide	Banane	SICO	0.676	L	Epandage aerien	Feuille
06/01/2010	08/01/2010	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
11/01/2010	-	Amendement chimique	Banane	MULTICOTE 14 4 28 + 3 (ZINC ET MANGANESE)	287.5	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
15/01/2010	19/01/2010	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
15/01/2010	19/01/2010	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
18/01/2010	-	Amendement chimique	Banane	CHLORURE DE POTASSIUM	294.19	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
18/01/2010	-	Rodenticide	Banane	AXA RES	3.73	Kg	Epandage a la main	Parcelle
19/01/2010	20/01/2010	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
20/01/2010	22/01/2010	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
21/01/2010	24/01/2010	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
22/01/2010	26/01/2010	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
29/01/2010	02/02/2010	Amendement chimique	Banane	LC 14.4.28+3+9+3+ OLIGO	294.19	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
29/01/2010	02/02/2010	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
06/02/2010	11/02/2010	Amendement chimique	Banane	D.A.P. (20 40 0)	0.48	Kg	Epandage a la main	Pied
06/02/2010	11/02/2010	Recourage	Banane	-	-	-	Manuel	Bananier
13/02/2010	18/02/2010	Rodenticide	Banane	AXA RES	3.94	Kg	Epandage a la main	Parcelle

16/02/2010	17/02/2010	Amendement chimique	Banane	Calcaire broye magnesien	906.76	Kg	Epandage a la main	Parcelle
19/02/2010	23/02/2010	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00689	L	Pulverisateur a dos	Regime
22/02/2010	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
22/02/2010	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
23/02/2010	24/02/2010	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00453	L	Pulverisateur a dos	Regime
24/02/2010	26/02/2010	Amendement chimique	Banane	DOLOMIE GRANULE (BB)	68.32	Kg	Epandage a la main	Parcelle
04/03/2010	07/03/2010	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00296	L	Pulverisateur a dos	Regime
08/03/2010	-	Fongicide	Banane	BANOLE	25.35	L	Epandage aerien	Feuille
10/03/2010	12/03/2010	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00647	L	Pulverisateur a dos	Regime
15/03/2010	-	Amendement chimique	Banane	D.A.P. (20 40 0)	0.48	Kg	Epandage a la main	Pied
15/03/2010	-	Recourage	Banane	-	-	-	Manuel	Bananier
15/03/2010	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
16/03/2010	17/03/2010	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
18/03/2010	21/03/2010	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00161	L	Pulverisateur a dos	Regime
23/03/2010	24/03/2010	piege	Banane	Cosmotrack membranaire	14	U	Manuel	Parcelle
25/03/2010	28/03/2010	Amendement chimique	Banane	D.A.P. (20 40 0)	2.76	Kg	Epandage a la main	Pied
25/03/2010	28/03/2010	Recourage	Banane	-	-	-	Manuel	Bananier
29/03/2010	-	Amendement chimique	Banane	D.A.P. (18 46 0)	281.11	Kg	Epandage a la main	Pied
07/04/2010	09/04/2010	Amendement chimique	Banane	D.A.P. (20 40 0)	2.58	Kg	Epandage a la main	Pied
07/04/2010	09/04/2010	Recourage	Banane	-	-	-	Manuel	Bananier
12/04/2010	-	Amendement chimique	Banane	D.A.P. (20 40 0)	1.56	Kg	Epandage a la main	Pied
12/04/2010	-	Recourage	Banane	-	-	-	Manuel	Bananier
13/04/2010	14/04/2010	Fongicide	Banane	BANOLE	26.2	L	Epandage aerien	Feuille
13/04/2010	14/04/2010	Fongicide	Banane	TILT 250	0.7	L	Epandage aerien	Feuille
16/04/2010	20/04/2010	Amendement chimique	Banane	LC 14.4.28+3+9+3+ OLIGO	326.45	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
19/04/2010	-	Amendement chimique	Banane	D.A.P. (20 40 0)	0.48	Kg	Epandage a la main	Pied
19/04/2010	-	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
19/04/2010	-	Recourage	Banane	-	-	-	Manuel	Bananier
20/04/2010	21/04/2010	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
20/04/2010	21/04/2010	piege	Banane	Cosmoplus collerette	14	U	Manuel	Parcelle
27/04/2010	28/04/2010	Amendement chimique	Banane	D.A.P. (20 40 0)	1.98	Kg	Epandage a la main	Pied
27/04/2010	28/04/2010	Recourage	Banane	-	-	-	Manuel	Bananier
28/04/2010	30/04/2010	Amendement chimique	Banane	LC 14.4.28+3+9+3+ OLIGO	366.67	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
29/04/2010	02/05/2010	Herbicide	Banane	TOUCHDOWN SYSTEME 4	1.08	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
20/05/2010	23/05/2010	Amendement chimique	Banane	D.A.P. (18 46 0)	136.36	Kg	Epandage a la main	Pied
21/05/2010	25/05/2010	Fongicide	Banane	BANOLE	25.35	L	Epandage aerien	Feuille
21/05/2010	25/05/2010	Herbicide	Banane	TOUCHDOWN SYSTEME 4	0.72	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
26/05/2010	28/05/2010	Herbicide	Banane	TOUCHDOWN SYSTEME 4	1.584	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
10/06/2010	13/06/2010	Amendement chimique	Banane	LC 14.4.28+3+9+3+ OLIGO	314.29	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
10/06/2010	13/06/2010	Fongicide	Banane	BANOLE	25.35	L	Epandage aerien	Feuille

10/06/2010	13/06/2010	Fongicide	Banane	SICO	0.68	L	Epandage aerien	Feuille
10/06/2010	13/06/2010	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
14/06/2010	-	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
16/06/2010	18/06/2010	Herbicide	Banane	BASTA F1	1.89	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
19/06/2010	24/06/2010	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
21/06/2010	-	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
22/06/2010	23/06/2010	Herbicide	Banane	BASTA F1	2.835	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
24/06/2010	27/06/2010	Amendement chimique	Banane	CHLORURE DE POTASSIUM	320.25	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
01/07/2010	04/07/2010	Amendement chimique	Banane	DOLOMIE PHOSPHATE (BB)	882.89	Kg	Epandage a la main	Parcelle
08/07/2010	11/07/2010	Fongicide	Banane	BANOLE	25.35	L	Epandage aerien	Feuille
22/07/2010	25/07/2010	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
22/07/2010	25/07/2010	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
24/07/2010	29/07/2010	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
26/07/2010	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
28/07/2010	30/07/2010	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00066	L	Pulverisateur a dos	Regime
29/07/2010	01/08/2010	Herbicide	Banane	BASTA F1	4.32	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
03/08/2010	04/08/2010	Amendement chimique	Banane	MULTICOTE 14 4 28 + 3 (ZINC ET MANGANESE)	179.35	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
06/08/2010	10/08/2010	Amendement chimique	Banane	MULTICOTE 14 4 28 + 3 (ZINC ET MANGANESE)	101.32	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
07/08/2010	12/08/2010	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00055	L	Pulverisateur a dos	Regime
12/08/2010	15/08/2010	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00104	L	Pulverisateur a dos	Regime
16/08/2010	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
19/08/2010	22/08/2010	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
20/08/2010	24/08/2010	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00607	L	Pulverisateur a dos	Regime
21/08/2010	26/08/2010	Rodenticide	Banane	AXA RES	5.68	Kg	Epandage a la main	Parcelle
26/08/2010	29/08/2010	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.0158	L	Pulverisateur a dos	Regime
27/08/2010	31/08/2010	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
30/08/2010	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
04/09/2010	09/09/2010	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.02955	L	Pulverisateur a dos	Regime
07/09/2010	08/09/2010	Amendement chimique	Banane	CHLORURE DE POTASSIUM	212.9	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
08/09/2010	10/09/2010	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.02325	L	Pulverisateur a dos	Regime
10/09/2010	14/09/2010	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
10/09/2010	14/09/2010	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
13/09/2010	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
13/09/2010	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
14/09/2010	15/09/2010	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.02688	L	Pulverisateur a dos	Regime
15/09/2010	17/09/2010	Fongicide	Banane	BANOLE	25.35	L	Epandage aerien	Feuille
17/09/2010	21/09/2010	piege	Banane	Cosmotrack membranaire	14	U	Manuel	Parcelle
24/09/2010	28/09/2010	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.01461	L	Pulverisateur a dos	Regime
25/09/2010	30/09/2010	Amendement chimique	Banane	LC 14.4.28+3+9+3+ OLIGO	160.98	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied

01/10/2010	05/10/2010	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.01369	L	Pulverisateur a dos	Regime
02/10/2010	07/10/2010	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
02/10/2010	07/10/2010	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
02/10/2010	07/10/2010	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
02/10/2010	07/10/2010	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
04/10/2010	-	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
04/10/2010	-	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
08/10/2010	12/10/2010	Amendement chimique	Banane	CHLORURE DE POTASSIUM	176	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
08/10/2010	12/10/2010	Fongicide	Banane	BANOLE	25.35	L	Epandage aerien	Feuille
08/10/2010	12/10/2010	Fongicide	Banane	SICO	0.68	L	Epandage aerien	Feuille
12/10/2010	13/10/2010	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00907	L	Pulverisateur a dos	Regime
14/10/2010	17/10/2010	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
16/10/2010	21/10/2010	Rodenticide	Banane	AXA RES	1.98	Kg	Epandage a la main	Parcelle
16/10/2010	21/10/2010	Rodenticide	Banane	AXA RES	1.98	Kg	Epandage a la main	Parcelle
20/10/2010	22/10/2010	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00781	L	Pulverisateur a dos	Regime
23/10/2010	28/10/2010	Amendement chimique	Banane	LC 14.4.28+3+9+3+ OLIGO	276.52	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
23/10/2010	28/10/2010	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
23/10/2010	28/10/2010	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
23/10/2010	28/10/2010	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
23/10/2010	28/10/2010	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
25/10/2010	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
25/10/2010	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
26/10/2010	27/10/2010	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00513	L	Pulverisateur a dos	Regime
12/11/2010	16/11/2010	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
12/11/2010	16/11/2010	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
13/11/2010	18/11/2010	Amendement chimique	Banane	9 23 30	287.5	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
13/11/2010	18/11/2010	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00177	L	Pulverisateur a dos	Regime
16/11/2010	17/11/2010	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00198	L	Pulverisateur a dos	Regime
24/11/2010	26/11/2010	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00122	L	Pulverisateur a dos	Regime
26/11/2010	30/11/2010	Amendement chimique	Banane	MULTICOTE 14 4 28 + 3 (ZINC ET MANGANESE)	284.27	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
01/12/2010	03/12/2010	Herbicide	Banane	BASTA F1	2.97	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
06/12/2010	-	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
06/12/2010	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
06/12/2010	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
07/12/2010	08/12/2010	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
08/12/2010	10/12/2010	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
08/12/2010	10/12/2010	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
13/12/2010	-	Amendement chimique	Banane	MC 26 16 04 + 3 MGO + 10 SO3	294.19	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
24/12/2010	28/12/2010	Rodenticide	Banane	AXA RES	5.36	Kg	Epandage a la main	Parcelle
03/01/2011	-	Fongicide	Banane	BANOLE	25.35	L	Epandage aerien	Feuille
03/01/2011	-	Fongicide	Banane	SICO	0.68	L	Epandage aerien	Feuille

05/01/2011	07/01/2011	Herbicide	Banane	BASTA F1	1.62	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
14/01/2011	18/01/2011	Amendement chimique	Banane	Calcaire broye magnesien 15% SCIC	958.57	Kg	Epandage a la main	Parcelle
14/01/2011	18/01/2011	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
25/01/2011	26/01/2011	Amendement chimique	Banane	LC 14.4.28+3+9+3+ OLIGO	304.82	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
27/01/2011	30/01/2011	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00007	L	Pulverisateur a dos	Regime
31/01/2011	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00061	L	Pulverisateur a dos	Regime
10/02/2011	13/02/2011	Amendement chimique	Banane	SULPOMAG (BB)	239.74	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
11/02/2011	15/02/2011	Amendement chimique	Banane	SULPOMAG (BB)	244.44	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
11/02/2011	15/02/2011	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
16/02/2011	18/02/2011	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
17/02/2011	20/02/2011	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
17/02/2011	20/02/2011	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
18/02/2011	22/02/2011	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00048	L	Pulverisateur a dos	Regime
23/02/2011	25/02/2011	piege	Banane	Cosmotrack membranaire	14	U	Manuel	Parcelle
23/02/2011	25/02/2011	piege	Banane	Cosmotrack membranaire	14	U	Manuel	Parcelle
25/02/2011	01/03/2011	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00039	L	Pulverisateur a dos	Regime
28/02/2011	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
04/03/2011	08/03/2011	Herbicide	Banane	BASTA F1	3.24	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
04/03/2011	08/03/2011	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00071	L	Pulverisateur a dos	Regime
08/03/2011	09/03/2011	Amendement chimique	Banane	MULTICOTE 14 4 28 + 3 (ZINC ET MANGANESE)	346.58	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
12/03/2011	17/03/2011	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.0005	L	Pulverisateur a dos	Regime
17/03/2011	20/03/2011	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
18/03/2011	22/03/2011	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00111	L	Pulverisateur a dos	Regime
18/03/2011	22/03/2011	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
18/03/2011	22/03/2011	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
23/03/2011	25/03/2011	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00157	L	Pulverisateur a dos	Regime
01/04/2011	05/04/2011	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00381	L	Pulverisateur a dos	Regime
07/04/2011	10/04/2011	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.0066	L	Pulverisateur a dos	Regime
11/04/2011	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
12/04/2011	13/04/2011	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
13/04/2011	15/04/2011	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
13/04/2011	15/04/2011	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
15/04/2011	19/04/2011	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.01019	L	Pulverisateur a dos	Regime
16/04/2011	21/04/2011	Amendement chimique	Banane	LC 14.4.28+3+9+3+ OLIGO	326.45	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
20/04/2011	22/04/2011	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.01214	L	Pulverisateur a dos	Regime
23/04/2011	28/04/2011	Amendement chimique	Banane	CHLORURE DE POTASSIUM	356.34	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
28/04/2011	01/05/2011	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
30/04/2011	05/05/2011	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.01891	L	Pulverisateur a dos	Regime
05/05/2011	08/05/2011	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.01369	L	Pulverisateur a dos	Regime

06/05/2011	10/05/2011	Fongicide	Banane	BANOLE	3.06	L	Pulverisateur tracte	Feuille
06/05/2011	10/05/2011	Fongicide	Banane	HELIOSOL	0.06	L	Pulverisateur tracte	Feuille
06/05/2011	10/05/2011	Fongicide	Banane	SICO	0.08	L	Pulverisateur tracte	Feuille
06/05/2011	10/05/2011	Rodenticide	Banane	AXA RES	7.35	Kg	Epandage a la main	Parcelle
07/05/2011	12/05/2011	Amendement chimique	Banane	DOLOMIE PHOSPHATE (BB)	481.75	Kg	Epandage a la main	Parcelle
12/05/2011	15/05/2011	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
13/05/2011	17/05/2011	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.01504	L	Pulverisateur a dos	Regime
14/05/2011	19/05/2011	Amendement chimique	Banane	DOLOMIE PHOSPHATE (BB)	471.43	Kg	Epandage a la main	Parcelle
20/05/2011	24/05/2011	Fongicide	Banane	BANOLE	3.06	L	Pulverisateur tracte	Feuille
20/05/2011	24/05/2011	Fongicide	Banane	HELIOSOL	0.06	L	Pulverisateur tracte	Feuille
20/05/2011	24/05/2011	Fongicide	Banane	SICO	0.08	L	Pulverisateur tracte	Feuille
21/05/2011	26/05/2011	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.01531	L	Pulverisateur a dos	Regime
24/05/2011	25/05/2011	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.01249	L	Pulverisateur a dos	Regime
31/05/2011	01/06/2011	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
01/06/2011	03/06/2011	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
07/06/2011	08/06/2011	Amendement chimique	Banane	LC 14.4.28+3+9+3+ OLIGO	332.89	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
17/06/2011	21/06/2011	Fongicide	Banane	BANOLE	3.06	L	Pulverisateur tracte	Feuille
17/06/2011	21/06/2011	Fongicide	Banane	HELIOSOL	0.06	L	Pulverisateur tracte	Feuille
27/06/2011	-	Amendement chimique	Banane	MULTICOTE 14 4 28 + 3 (ZINC ET MANGANESE)	290.8	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
08/07/2011	-	Fongicide	Banane	BANOLE	3.06	L	Pulverisateur tracte	Feuille
08/07/2011	-	Fongicide	Banane	HELIOSOL	0.06	L	Pulverisateur tracte	Feuille
08/07/2011	-	Fongicide	Banane	SICO	0.08	L	Pulverisateur tracte	Feuille
08/07/2011	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00268	L	Pulverisateur a dos	Regime
13/07/2011	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
15/07/2011	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
16/07/2011	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00274	L	Pulverisateur a dos	Regime
18/07/2011	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00364	L	Pulverisateur a dos	Regime
21/07/2011	-	Fongicide	Banane	BANOLE	22.29	L	Epandage aerien	Feuille
21/07/2011	-	Fongicide	Banane	TILT 250	0.596	L	Epandage aerien	Feuille
28/07/2011	-	Amendement chimique	Banane	LC 14.4.28+3+3+9+ OLIGO	260.53	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
29/07/2011	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00329	L	Pulverisateur a dos	Regime
01/08/2011	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00355	L	Pulverisateur a dos	Regime
08/08/2011	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00278	L	Pulverisateur a dos	Regime
12/08/2011	-	Fongicide	Banane	BANOLE	3.06	L	Pulverisateur tracte	Feuille
12/08/2011	-	Fongicide	Banane	HELIOSOL	0.06	L	Pulverisateur tracte	Feuille
12/08/2011	-	Fongicide	Banane	SICO	0.08	L	Pulverisateur tracte	Feuille
16/08/2011	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00297	L	Pulverisateur a dos	Regime
18/08/2011	-	Amendement chimique	Banane	LC 14.4.28+3+3+9+	59.78	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied

				OLIGO				
19/08/2011	-	Fongicide	Banane	BANOLE	3.06	L	Pulverisateur tracte	Feuille
19/08/2011	-	Fongicide	Banane	BANOLE	22.29	L	Epandage aerien	Feuille
19/08/2011	-	Fongicide	Banane	HELIOSOL	0.06	L	Pulverisateur tracte	Feuille
19/08/2011	-	Fongicide	Banane	SICO	0.08	L	Pulverisateur tracte	Feuille
20/08/2011	-	piege	Banane	Cosmotrack membranaire	14	U	Manuel	Parcelle
22/08/2011	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00272	L	Pulverisateur a dos	Regime
29/08/2011	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00188	L	Pulverisateur a dos	Regime
03/09/2011	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
05/09/2011	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00264	L	Pulverisateur a dos	Regime
07/09/2011	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
10/09/2011	-	Rodenticide	Banane	AXA RES	4.8	Kg	Epandage a la main	Parcelle
12/09/2011	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00169	L	Pulverisateur a dos	Regime
16/09/2011	-	Fongicide	Banane	BANOLE	3.06	L	Pulverisateur tracte	Feuille
16/09/2011	-	Fongicide	Banane	HELIOSOL	0.06	L	Pulverisateur tracte	Feuille
23/09/2011	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00238	L	Pulverisateur a dos	Regime
26/09/2011	-	Amendement chimique	Banane	MC 14.4.28+3+3+9+ OLIGO (N ET K)	294.19	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
28/09/2011	-	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
28/09/2011	-	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
28/09/2011	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
29/09/2011	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00175	L	Pulverisateur a dos	Regime
30/09/2011	-	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
03/10/2011	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.0028	L	Pulverisateur a dos	Regime
04/10/2011	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
04/10/2011	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
05/10/2011	-	Amendement chimique	Banane	MC 26 16 04 + 3 MGO + 10 SO3	52.69	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
05/10/2011	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
05/10/2011	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
08/10/2011	-	Amendement chimique	Banane	MC 26 16 04 + 3 MGO + 10 SO3	253.33	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
14/10/2011	-	Fongicide	Banane	BANOLE	3.06	L	Pulverisateur tracte	Feuille
14/10/2011	-	Fongicide	Banane	HELIOSOL	0.06	L	Pulverisateur tracte	Feuille
14/10/2011	-	Fongicide	Banane	SICO	0.08	L	Pulverisateur tracte	Feuille
14/10/2011	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00244	L	Pulverisateur a dos	Regime
17/10/2011	-	Herbicide	Banane	BASTA F1	2.25	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
17/10/2011	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00364	L	Pulverisateur a dos	Regime
19/10/2011	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
19/10/2011	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
24/10/2011	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00349	L	Pulverisateur a dos	Regime
27/10/2011	-	Fongicide	Banane	BANOLE	25.35	L	Epandage aerien	Feuille
05/11/2011	-	Amendement chimique	Banane	MC 14.4.28+3+3+9+ OLIGO (N ET K)	280.54	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
08/11/2011	-	Amendement chimique	Banane	SULPOMAG (BB)	566.18	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied

09/11/2011	-	Fongicide	Banane	BANOLE	3.06	L	Pulverisateur tracte	Feuille
09/11/2011	-	Fongicide	Banane	HELIOSOL	0.06	L	Pulverisateur tracte	Feuille
10/11/2011	-	Amendement chimique	Banane	LC 15.4.30 + 3 + 6 (N ET K)	61.54	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
24/11/2011	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
24/11/2011	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
24/11/2011	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
25/11/2011	-	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
28/11/2011	-	Rodenticide	Banane	AXA RES	4.58	Kg	Epandage a la main	Parcelle
30/11/2011	-	Fongicide	Banane	BANOLE	25.35	L	Epandage aerien	Feuille
30/11/2011	-	Fongicide	Banane	SICO	0.68	L	Epandage aerien	Feuille
30/11/2011	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
01/12/2011	-	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
01/12/2011	-	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
09/12/2011	-	Fongicide	Banane	BANOLE	3.33	L	Pulverisateur tracte	Feuille
09/12/2011	-	Fongicide	Banane	HELIOSOL	0.07	L	Pulverisateur tracte	Feuille
09/12/2011	-	Fongicide	Banane	SICO	0.09	L	Pulverisateur tracte	Feuille
09/12/2011	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
12/12/2011	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
14/12/2011	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
19/12/2011	-	Amendement chimique	Banane	LC 14 4 28 + 4 + OLIGO (N ET K)	194.12	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
21/12/2011	-	Amendement chimique	Banane	DOLOMIE PHOSPHATE (BB)	1011.56	Kg	Epandage a la main	Parcelle
23/12/2011	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
27/12/2011	-	Fongicide	Banane	BANOLE	3.33	L	Pulverisateur tracte	Feuille
27/12/2011	-	Fongicide	Banane	HELIOSOL	0.07	L	Pulverisateur tracte	Feuille
27/12/2011	-	Fongicide	Banane	SICO	0.09	L	Pulverisateur tracte	Feuille
29/12/2011	-	Amendement chimique	Banane	CHLORURE DE POTASSIUM	320.25	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
30/12/2011	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
05/01/2012	-	Fongicide	Banane	BANOLE	25.35	L	Epandage aerien	Feuille
05/01/2012	-	Fongicide	Banane	SICO	0.68	L	Epandage aerien	Feuille
11/01/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
12/01/2012	-	Rodenticide	Banane	AXA RES	5.36	Kg	Epandage a la main	Parcelle
19/01/2012	-	Fongicide	Banane	BANOLE	3.33	L	Pulverisateur tracte	Feuille
19/01/2012	-	Fongicide	Banane	HELIOSOL	0.07	L	Pulverisateur tracte	Feuille
19/01/2012	-	Fongicide	Banane	SICO	0.09	L	Pulverisateur tracte	Feuille
19/01/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
24/01/2012	-	piege	Banane	Cosmotrack membranaire	14	U	Manuel	Parcelle
27/01/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
04/02/2012	-	Amendement chimique	Banane	MC 14.4.28+3+3+9+ OLIGO (N ET K)	310.43	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
04/02/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
07/02/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
08/02/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille

09/02/2012	-	Fongicide	Banane	BANOLE	3.22	L	Pulverisateur tracte	Feuille
09/02/2012	-	Fongicide	Banane	HELIOSOL	0.06	L	Pulverisateur tracte	Feuille
09/02/2012	-	Fongicide	Banane	SICO	0.09	L	Pulverisateur tracte	Feuille
15/02/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
20/02/2012	-	Amendement organique	Banane	PREV-B2	0.0928	L	Epandage a la main	Peripherie du Pied
20/02/2012	-	Amendement organique	Banane	PREV-B2	0.0928	L	Epandage a la main	Peripherie du Pied
27/02/2012	-	Amendement chimique	Banane	CHAUX MAGNESIENNE (OMF)	60	Kg	Epandage a la main	Parcelle
27/02/2012	-	Amendement organique	Banane	PREV-B2	0.08556	L	Epandage a la main	Peripherie du Pied
27/02/2012	-	Amendement organique	Banane	PREV-B2	0.08556	L	Epandage a la main	Peripherie du Pied
28/02/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
29/02/2012	-	Amendement chimique	Banane	CHAUX MAGNESIENNE (OMF)	1139.29	Kg	Epandage a la main	Parcelle
02/03/2012	-	Fongicide	Banane	BANOLE	3.22	L	Pulverisateur tracte	Feuille
02/03/2012	-	Fongicide	Banane	HELIOSOL	0.06	L	Pulverisateur tracte	Feuille
02/03/2012	-	Fongicide	Banane	SICO	0.09	L	Pulverisateur tracte	Feuille
05/03/2012	-	Amendement organique	Banane	PREV-B2	0.06601	L	Epandage a la main	Peripherie du Pied
05/03/2012	-	Amendement organique	Banane	PREV-B2	0.06601	L	Epandage a la main	Peripherie du Pied
07/03/2012	-	Amendement chimique	Banane	MC 14.4.28+3+3+9+ OLIGO (N ET K)	341.89	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
08/03/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
12/03/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00283	L	Pulverisateur a dos	Regime
12/03/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00283	L	Pulverisateur a dos	Regime
19/03/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00323	L	Pulverisateur a dos	Regime
19/03/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00323	L	Pulverisateur a dos	Regime
20/03/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
22/03/2012	-	Fongicide	Banane	BANOLE	3.22	L	Epandage aerien	Feuille
22/03/2012	-	Fongicide	Banane	HELIOSOL	0.06	L	Epandage aerien	Feuille
22/03/2012	-	Fongicide	Banane	SICO	0.09	L	Epandage aerien	Feuille
26/03/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00317	L	Pulverisateur a dos	Regime
26/03/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00317	L	Pulverisateur a dos	Regime
28/03/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
02/04/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00387	L	Pulverisateur a dos	Regime
02/04/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00387	L	Pulverisateur a dos	Regime
05/04/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
10/04/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00338	L	Pulverisateur a dos	Regime
10/04/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00338	L	Pulverisateur a dos	Regime
12/04/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
16/04/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00178	L	Pulverisateur a dos	Regime
16/04/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00178	L	Pulverisateur a dos	Regime
18/04/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
19/04/2012	-	Amendement chimique	Banane	LC 14 4 28 + 4 + OLIGO (N ET K)	146.24	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
19/04/2012	-	Amendement chimique	Banane	LC 14 4 28 + 4 + OLIGO (N ET K)	146.24	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied

23/04/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00304	L	Pulverisateur a dos	Regime
25/04/2012	-	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
25/04/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
26/04/2012	-	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
27/04/2012	-	Fongicide	Banane	BANOLE	3.22	L	Pulverisateur tracte	Feuille
27/04/2012	-	Fongicide	Banane	HELIOSOL	0.06	L	Pulverisateur tracte	Feuille
30/04/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.0036	L	Pulverisateur a dos	Regime
02/05/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
07/05/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00283	L	Pulverisateur a dos	Regime
14/05/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00222	L	Pulverisateur a dos	Regime
15/05/2012	-	Fongicide	Banane	BANOLE	3.22	L	Pulverisateur tracte	Feuille
15/05/2012	-	Fongicide	Banane	HELIOSOL	0.06	L	Pulverisateur tracte	Feuille
15/05/2012	-	Fongicide	Banane	SICO	0.09	L	Pulverisateur tracte	Feuille
21/05/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
24/05/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00249	L	Pulverisateur a dos	Regime
29/05/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00198	L	Pulverisateur a dos	Regime
01/06/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
01/06/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
06/06/2012	-	Fongicide	Banane	BANOLE	3.22	L	Pulverisateur tracte	Feuille
06/06/2012	-	Fongicide	Banane	SICO	0.09	L	Pulverisateur tracte	Feuille
06/06/2012	-	Fongicide	Banane	HELIOSOL	0.06	L	Pulverisateur tracte	Feuille
06/06/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
07/06/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00222	L	Pulverisateur a dos	Regime
11/06/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00309	L	Pulverisateur a dos	Regime
16/06/2012	-	Herbicide	Banane	BASTA F1	5.4	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
18/06/2012	-	Fongicide	Banane	BANOLE	7.9	L	Pulverisateur tracte	Feuille
18/06/2012	-	Fongicide	Banane	SICO	0.21	L	Pulverisateur tracte	Feuille
18/06/2012	-	Fongicide	Banane	HELIOSOL	0.16	L	Pulverisateur tracte	Feuille
18/06/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00204	L	Pulverisateur a dos	Regime
20/06/2012	-	Amendement chimique	Banane	MC 14.4.28+3+3+9+ OLIGO (N ET K)	308.54	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
20/06/2012	-	Sarclage	Banane	-	-	-	Manuel	Bananier
20/06/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
23/06/2012	-	Fongicide	Banane	SICO	0.68	L	Epandage aerien	Feuille
23/06/2012	-	Fongicide	Banane	BANOLE	25.35	L	Epandage aerien	Feuille
27/06/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
28/06/2012	-	Amendement chimique	Banane	DOLOMIE GRANULE (BB)	977.18	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
05/07/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
09/07/2012	-	Amendement organique	Banane	PREV-B2	0.04211	L	Epandage a la main	Peripherie du Pied
10/07/2012	-	Fongicide	Banane	SICO	0.09	L	Pulverisateur tracte	Feuille
10/07/2012	-	Fongicide	Banane	HELIOSOL	0.06	L	Pulverisateur tracte	Feuille
10/07/2012	-	Fongicide	Banane	BANOLE	3.22	L	Pulverisateur tracte	Feuille

11/07/2012	-	Fongicide	Banane	BANOLE	25.35	L	Pulverisateur tracte	Feuille
12/07/2012	-	Amendement chimique	Banane	MC 14.4.28+3+3+9+ OLIGO (N ET K)	39.76	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
12/07/2012	-	piege	Banane	Cosmotrack membranaire	14	U	Manuel	Parcelle
13/07/2012	-	Amendement chimique	Banane	MC 14.4.28+3+3+9+ OLIGO (N ET K)	252.88	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
16/07/2012	-	Amendement chimique	Banane	MC 26.16.04+3 MGO+3+10 SO3	200	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
16/07/2012	-	Amendement organique	Banane	PREV-B2	0.02409	L	Epandage a la main	Peripherie du Pied
16/07/2012	-	Amendement organique	Banane	PREV-B2	0.02409	L	Pulverisateur a dos	Peripherie du Pied
16/07/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
16/07/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
23/07/2012	-	Amendement organique	Banane	PREV-B2	0.05002	L	Pulverisateur a dos	Peripherie du Pied
26/07/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
27/07/2012	-	Amendement chimique	Banane	MC 26.16.04+3 MGO+3+10 SO3	75.34	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
30/07/2012	-	Amendement organique	Banane	PREV-B2	0.06166	L	Pulverisateur a dos	Peripherie du Pied
30/07/2012	-	Recourage	Banane	-	-	-	Manuel	Bananier
31/07/2012	-	Recourage	Banane	-	-	-	Manuel	Bananier
01/08/2012	-	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
01/08/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
02/08/2012	-	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
02/08/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
06/08/2012	-	Amendement organique	Banane	PREV-B2	0.05744	L	Pulverisateur a dos	Peripherie du Pied
08/08/2012	-	Fongicide	Banane	SICO	0.09	L	Pulverisateur tracte	Feuille
08/08/2012	-	Fongicide	Banane	BANOLE	3.22	L	Pulverisateur tracte	Feuille
08/08/2012	-	Fongicide	Banane	HELIOSOL	0.06	L	Pulverisateur tracte	Feuille
08/08/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
09/08/2012	-	Amendement chimique	Banane	SULPOMAG (BB)	607.9	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
13/08/2012	-	Amendement organique	Banane	PREV-B2	0.06573	L	Pulverisateur a dos	Peripherie du Pied
22/08/2012	-	Amendement organique	Banane	PREV-B2	0.04861	L	Pulverisateur a dos	Peripherie du Pied
23/08/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
24/08/2012	-	Amendement chimique	Banane	MC 14.4.28+3+3+9+ OLIGO (N ET K)	322.3	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
29/08/2012	-	Amendement chimique	Banane	CHLORURE DE POTASSIUM	395.32	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
29/08/2012	-	Amendement organique	Banane	PREV-B2	0.07023	L	Pulverisateur a dos	Peripherie du Pied
03/09/2012	-	Amendement organique	Banane	PREV-B2	0.05157	L	Pulverisateur a dos	Peripherie du Pied
03/09/2012	-	Fongicide	Banane	BANOLE	25.35	L	Epandage aerien	Feuille
03/09/2012	-	Fongicide	Banane	SICO	0.68	L	Epandage aerien	Feuille
03/09/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
06/09/2012	-	Fongicide	Banane	SICO	0.09	L	Pulverisateur tracte	Feuille
06/09/2012	-	Fongicide	Banane	BANOLE	3.15	L	Pulverisateur tracte	Feuille
06/09/2012	-	Fongicide	Banane	HELIOSOL	0.06	L	Pulverisateur tracte	Feuille
10/09/2012	-	Amendement organique	Banane	PREV-B2	0.10358	L	Pulverisateur a dos	Peripherie du Pied
10/09/2012	-	Herbicide	Banane	TOUCHDOWN SYSTEME 4	2.925	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang

11/09/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
17/09/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00664	L	Pulverisateur a dos	Regime
18/09/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
19/09/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
24/09/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00728	L	Pulverisateur a dos	Regime
25/09/2012	-	Amendement chimique	Banane	MC 14.4.28+3+3+9+ OLIGO (N ET K)	287.5	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
25/09/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
01/10/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00648	L	Pulverisateur a dos	Regime
02/10/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
04/10/2012	-	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
08/10/2012	-	Fongicide	Banane	SICO	0.34	L	Pulverisateur tracte	Feuille
08/10/2012	-	Fongicide	Banane	BANOLE	12.34	L	Pulverisateur tracte	Feuille
08/10/2012	-	Fongicide	Banane	HELIOSOL	0.25	L	Pulverisateur tracte	Feuille
08/10/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.0071	L	Pulverisateur a dos	Regime
09/10/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
11/10/2012	-	Rodenticide	Banane	AXA RES	6.61	Kg	Epandage a la main	Parcelle
15/10/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.0078	L	Pulverisateur a dos	Regime
16/10/2012	-	Fongicide	Banane	SICO	0.28	L	Pulverisateur tracte	Feuille
16/10/2012	-	Fongicide	Banane	BANOLE	10	L	Pulverisateur tracte	Feuille
17/10/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
18/10/2012	-	Fongicide	Banane	SICO	0.337	L	Pulverisateur tracte	Feuille
18/10/2012	-	Fongicide	Banane	BANOLE	11.67	L	Pulverisateur tracte	Feuille
22/10/2012	-	Fongicide	Banane	SICO	0.68	L	Epandage aerien	Feuille
22/10/2012	-	Fongicide	Banane	BANOLE	25.34	L	Epandage aerien	Feuille
22/10/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.01117	L	Pulverisateur a dos	Regime
23/10/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
27/10/2012	-	Amendement chimique	Banane	MC 14.4.28+3+3+9+ OLIGO (N ET K)	339.1	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
29/10/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.01168	L	Pulverisateur a dos	Regime
30/10/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
05/11/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
06/11/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00834	L	Pulverisateur a dos	Regime
07/11/2012	-	Fongicide	Banane	SICO	0.08	L	Pulverisateur tracte	Feuille
07/11/2012	-	Fongicide	Banane	BANOLE	3.02	L	Pulverisateur tracte	Feuille
07/11/2012	-	Fongicide	Banane	HELIOSOL	0.06	L	Pulverisateur tracte	Feuille
08/11/2012	-	Fongicide	Banane	SICO	0.62	L	Pulverisateur tracte	Feuille
08/11/2012	-	Fongicide	Banane	BANOLE	23.64	L	Pulverisateur tracte	Feuille
12/11/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00986	L	Pulverisateur a dos	Regime
13/11/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
15/11/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
19/11/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00932	L	Pulverisateur a dos	Regime
20/11/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille

21/11/2012	-	Amendement chimique	Banane	DOLOMIE GRANULE (BB)	1058.92	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
22/11/2012	-	Amendement chimique	Banane	DOLOMIE GRANULE (BB)	64.08	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
26/11/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00876	L	Pulverisateur a dos	Regime
27/11/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
30/11/2012	-	Oeilletonnage	Banane	-	-	-	Pince a oeilletonner	Pied
03/12/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00778	L	Pulverisateur a dos	Regime
04/12/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
10/12/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.0057	L	Pulverisateur a dos	Regime
11/12/2012	-	Taille	Banane	-	-	-	coupe feuille	Feuille
12/12/2012	-	Amendement chimique	Banane	MC 14.4.28+3+3+9+ OLIGO (N ET K)	330.72	Kg	Epandage a la main	Peripherie du Pied
17/12/2012	-	Fongicide	Banane	HELIOSOL	0.07	L	Pulverisateur tracte	Feuille
17/12/2012	-	Fongicide	Banane	SICO	0.09	L	Pulverisateur tracte	Feuille
17/12/2012	-	Fongicide	Banane	BANOLE	3.47	L	Pulverisateur tracte	Feuille
17/12/2012	-	Insecticide	Banane	SUCCESS 4	0.00524	L	Pulverisateur a dos	Regime
27/12/2012	-	Recourage	Banane	-	-	-	Manuel	Bananier
28/12/2012	-	Recourage	Banane	-	-	-	Manuel	Bananier
29/12/2012	-	Recourage	Banane	-	-	-	Manuel	Bananier

E3

Date début	Date fin	Type Pratique	Culture	Produit	quantité	unité	Matériel	Localisation
01/01/2002	-	Plantation	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Fosse
06/06/2011	-	Rodenticide	Christophine palissee	AXA RES	0.77	Kg	Epandage a la main	Touffe
20/06/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	SULFAMMO	7	Kg	Epandage a la main	Touffe
20/06/2011	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	770	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
20/06/2011	-	Herbicide	Christophine palissee	GLYFOS JARDIN	0.4	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
01/08/2011	31/08/2011	Taille	Christophine palissee	-	-	-	Coutelas	Touffe
15/09/2011	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	810	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
05/12/2011	-	Herbicide	Christophine palissee	GLYFOS JARDIN	0.2	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
28/12/2011	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	385	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
20/01/2012	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	770	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
25/01/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	SULFAMMO	7.2	Kg	Epandage a la main	Touffe
10/02/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	11.5	Kg	Epandage a la main	Touffe
16/02/2012	-	Plantation	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Fosse
20/02/2012	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	360	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
16/04/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
26/04/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	20-10-20	12.5	Kg	Epandage a la main	Touffe
04/06/2012	-	Herbicide	Christophine palissee	COSMIC	0.18	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
14/06/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
19/06/2012	20/06/2012	Entretien	Christophine palissee	-	-	-	Elagueuse	Branche
22/06/2012	23/06/2012	Entretien	Christophine palissee	-	-	-	Elagueuse	Branche

12/07/2012	-	Herbicide	Christophine palissee	COSMIC	0.16	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
18/07/2012	-	Herbicide	Christophine palissee	COSMIC	0.2	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
01/09/2012	25/09/2012	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
02/09/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	20-10-20	8.25	Kg	Epandage a la main	Touffe
15/09/2012	-	Entretien	Christophine palissee	-	-	-	Elagueuse	Branche
15/09/2012	-	Sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
05/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
10/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
17/10/2012	-	Herbicide	Christophine palissee	COSMIC	0.33	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
18/10/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	20-10-20	2.3	Kg	Epandage a la main	Touffe
19/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
22/10/2012	-	Rodenticide	Christophine palissee	AXA RES	0.4	Kg	Epandage a la main	Touffe
25/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
10/11/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	20-10-20	8	Kg	Epandage a la main	Touffe
13/11/2012	-	Entretien	Christophine palissee	-	-	-	Elagueuse	Branche
14/11/2012	-	Rodenticide	Christophine palissee	AXA RES	1	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
26/11/2012	-	Plantation	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Fosse
26/11/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
27/11/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
06/12/2012	-	Recolte	christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
13/12/2012	-	Amendement chimique	christophine palissee	20-10-20	8	Kg	Epandage a la main	Touffe
21/12/2012	-	Recolte	christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
27/12/2012	-	Recolte	christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
03/02/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
04/02/2013	-	Herbicide	Christophine palissee	COSMIC	0.3	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
01/03/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
16/03/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
07/04/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
09/04/2013	-	Plantation	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
10/04/2013	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	780	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
14/04/2013	-	Herbicide	Christophine palissee	COSMIC	0.4	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
20/04/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
23/04/2013	-	Amendement chimique	Christophine palissee	20-10-20	12	Kg	Epandage a la main	Touffe
23/05/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
24/05/2013	-	Herbicide	Christophine palissee	COSMIC	0.4	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
06/06/2013	-	Plantation	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle

E4

Date début	Date fin	Type Pratique	Culture	Produit	quantité	unité	Matériel	Localisation
07/01/2011	-	Amendement chimique	Christophine	12-4-41	35	Kg	Epandage a la	Touffe

			palissee				main	
07/01/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	2.8	Kg	Epandage a la main	Touffe
07/01/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	DAP	-	Kg	Epandage a la main	Touffe
31/01/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	12-4-41	35.4	Kg	Epandage a la main	Touffe
25/02/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	12-4-41	35.4	Kg	Epandage a la main	Touffe
14/03/2011	-	Sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
23/03/2011	-	Rodenticide	Christophine palissee	AXA RES	2.3	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
28/03/2011	-	Herbicide	Christophine palissee	ROUNDUP	1.2	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
31/03/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	12-4-41	35	Kg	Epandage a la main	Touffe
07/07/2011	-	Amendement organique	Christophine palissee	fumier de Poule	-	bache es	Epandage a la main	Touffe
18/07/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	36-14-00	-	kg	Epandage a la main	Touffe
01/08/2011	-	Sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
10/08/2011	-	Rodenticide	Christophine palissee	AXA RES	2.3	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
29/08/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	70	Kg	Epandage a la main	Touffe
02/09/2011	-	Herbicide	Christophine palissee	ROUNDUP	1.2	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
14/09/2011	-	Rodenticide	Christophine palissee	AXA RES	2.3	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
03/10/2011	04/10/2011	Herbicide	Christophine palissee	ROUNDUP	1.2	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
05/10/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	12-4-41	35	Kg	Epandage a la main	Touffe
07/01/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	12-4-41 +6	35	Kg	Epandage a la main	Touffe
07/01/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	70	Kg	Epandage a la main	Touffe
07/01/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	DAP	-	Kg	Epandage a la main	Touffe
31/01/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	12-4-41 + 6	35	Kg	Epandage a la main	Touffe
01/02/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	70	Kg	Epandage a la main	Touffe
21/03/2012	-	Rodenticide	Christophine palissee	AXA RES	0.9	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
23/03/2012	-	Amendement organique	Christophine palissee	fumier de Poule	-	-	Epandage a la main	Touffe
07/05/2012	-	Rodenticide	Christophine palissee	AXA RES	0.8	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
22/05/2012	-	Amendement organique	Christophine palissee	fumier de Poule	512	Kg	Epandage a la main	Touffe
07/06/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	70	Kg	Epandage a la main	Touffe
25/06/2012	-	Entretien	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Parcelle
29/06/2012	-	Rodenticide	Christophine palissee	AXA RES	0.8	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
28/07/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	DAP	-	Kg	Epandage a la main	Touffe
28/07/2012	-	Destruction	Christophine palissee	-	-	-	Coutela	Touffe
04/09/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	PHYSIOLYTH	-	Kg	Epandage a la main	Touffe
04/09/2012	-	Sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
04/10/2012	-	Herbicide	Christophine palissee	COSMIC	1.2	L	pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
09/10/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	70	Kg	Epandage a la main	Touffe
09/10/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	70	Kg	Epandage a la main	Touffe
10/10/2012	-	Rodenticide	Christophine palissee	AXA RES	1.4	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
22/10/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	SULFAMMO	-	Kg	Epandage a la main	Touffe
08/11/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	70	Kg	Epandage a la main	Touffe
08/11/2012	-	Rodenticide	Christophine	AXA RES	0.8	Kg	Epandage a la	Peripherie des

			palissee				main	Touffes
30/11/2012	03/12/2012	Entretien	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonelle
04/12/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	70	Kg	Epandage a la main	Touffe
05/12/2012	-	Rodenticide	Christophine palissee	AXA RES	0.8	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes

E5

Date début	Date fin	Type Pratique	Culture	Produit	quantité	unité	Matériel	Localisation
01/01/2009	-	Plantation	Ananas	-	-	-	Manuel	Parcelle
30/03/2011	-	Travail du sol	Ananas	-	-	-	herse	rang
01/04/2011	-	Semis	Crotalaire	-	-	-	Manuel	rang
04/02/2012	-	Herbicide	Crotalaire	TOUCHDOWN SYSTEME 4	0.3	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
05/06/2012	-	Travail du sol	Crotalaire	-	-	-	charrue	rang
05/06/2012	-	Amendement chimique	Crotalaire	CHAUX MAGNESIENNE	-	-	Epandage a la main	Rang
10/06/2012	-	Travail du sol	Jachere	-	-	-	Billonneuse	rang
10/06/2012	-	Mulch	Jachere	Film plastique	-	-	Manuel	Rang
18/06/2012	02/07/2012	Plantation	Ananas	-	-	-	Manuel	Parcelle
10/07/2012	-	Herbicide	Ananas	GLYPHOSATE	0.3	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
06/08/2012	-	Amendement chimique	Ananas	Potasse	6.7	Kg	Pulverisateur tracte	Rang
06/08/2012	-	Amendement chimique	Ananas	uree	6.7	Kg	Pulverisateur tracte	Rang
26/08/2012	-	Amendement chimique	Ananas	potasse	6.3	Kg	Pulverisateur tracte	Rang
26/08/2012	-	Amendement chimique	Ananas	uree	6.3	Kg	Pulverisateur tracte	Rang
26/08/2012	-	Herbicide	Ananas	GLYPHOSATE	0.3	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
26/08/2012	-	sarclage	Ananas	-	-	-	Manuel	rang
15/09/2012	-	Amendement chimique	Ananas	Potasse	12.8	Kg	Pulverisateur tracte	Rang
15/09/2012	-	Amendement chimique	Ananas	uree	12.8	Kg	Pulverisateur tracte	Rang
08/10/2012	-	Amendement chimique	Ananas	Potasse	12.8	Kg	Pulverisateur tracte	Rang
08/10/2012	-	Amendement chimique	Ananas	uree	12.8	Kg	Pulverisateur tracte	Rang
29/10/2012	-	Amendement chimique	Ananas	Potasse	12.8	Kg	Pulverisateur tracte	Rang
29/10/2012	-	Amendement chimique	Ananas	uree	12.8	Kg	Pulverisateur tracte	Rang
12/11/2012	-	Amendement chimique	Ananas	Potasse	13	Kg	Pulverisateur tracte	Rang
12/11/2012	-	Amendement chimique	Ananas	uree	13	Kg	Pulverisateur tracte	Rang
03/12/2012	-	Amendement chimique	Ananas	Potasse	23.4	Kg	Pulverisateur tracte	Rang
03/12/2012	-	Amendement chimique	Ananas	uree	23.4	Kg	Pulverisateur tracte	Rang
20/01/2013	-	Amendement chimique	Ananas	12-4-25 + 6	-	-	Pulverisateur tracte	Rang
28/01/2013	-	Fongicide	Ananas	ALIETTE FLASH	0.4	Kg	Pulverisateur tracte	Partie aerienne du Plant
04/02/2013	-	Amendement chimique	Ananas	Potasse	15.3	Kg	Pulverisateur tracte	rang
04/02/2013	-	Amendement chimique	Ananas	Uree	10.2	Kg	Pulverisateur tracte	rang

E6

Date début	Date fin	Type Pratique	Culture	Produit	quantité	unité	Matériel	Localisation
09/06/2011	-	Herbicide	Jachere	ROUNDUP	0.15	L	Pulverisateur a dos	Parcelle
10/06/2011	-	Plantation	Patate douce	-	-	-	Manuel	Rang
16/06/2011	-	Plantation	Dachine	-	-	-	Manuel	Inter Rang
19/07/2011	-	Amendement chimique	Patate douce	20-10-20	50	Kg	Epandage a la main	Pied
21/07/2011	-	Amendement chimique	Dachine	anhydride phosphorique (P_20_5)	50	Kg	Epandage a la main	Pied
20/10/2011	-	Recolte	Patate douce	-	-	-	Manuel	Rang
20/10/2011	-	Travail du sol localisé	Dachine	-	-	-	Trident	Rang
17/03/2012	-	Récolte	Dachine	-	-	-	Manuel	Rang
20/03/2012	-	Herbicide	Jachere	COSMIC	0.6	L	Pulverisateur a dos	Rang
29/07/2012	-	Plantation	Patate douce	-	-	-	Manuel	Rang
01/08/2012	-	Amendement chimique	Patate douce	20-10-20	125	Kg	Epandage a la main	Pied
01/08/2012	-	Amendement chimique	Patate douce	CHAUX PHOSPHATE	375	Kg	Epandage a la main	Pied
01/08/2012	-	Herbicide	Patate douce	COSMIC	0.4	L	Pulverisateur a dos	Rang
01/08/2012	-	Plantation	Patate douce	-	-	-	Manuel	Rang
09/10/2012	-	Herbicide	Patate douce	ROUNDUP	0.6	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
05/11/2012	-	Recolte	Patate douce	-	-	-	Manuel	Rang
01/12/2012	-	Fauche	Jachère	-	-	-	Debrousailleuse	Inter Rang
01/12/2012	-	Herbicide	Jachère	COSMIC	0.9	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
09/12/2012	-	Plantation	Chou	-	-	-	Manuel	Rang
15/12/2012	-	Amendement chimique	Chou	DOLOMIE PHOSPHATE (BB)	-	-	Epandage a la main	Inter Rang
08/01/2013	-	Molluscicide	Chou	PRIMEDIC SR	1	Kg	Epandage a la main	Rang
28/01/2013	-	Recolte	Chou	-	-	-	Manuel	Rang
01/02/2013	-	Plantation	Chou	-	-	-	Manuel	Rang
08/02/2013	-	Plantation	Haricot vert	-	-	-	Manuel	Rang
12/02/2013	-	Plantation	Laitue	-	-	-	Manuel	Rang
22/02/2013	-	Plantation	Haricot vert	-	-	-	Manuel	Rang
16/03/2013	-	Recolte	Laitue	-	-	-	Manuel	Rang
22/03/2013	-	Recolte	Chou	-	350	Kg	Manuel	Rang
25/03/2013	-	Plantation	Haricot vert	-	-	-	Manuel	Rang
25/03/2013	-	Amendement organique	Haricot vert	-	300	Kg	Epandage a la main	Rang

E7

Date début	Date fin	Type Pratique	Culture	Produit	quantité	unité	Matériel	Localisation
12/10/2011	31/10/2011	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
14/11/2011	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
15/12/2011	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
17/12/2011	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier	600	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffe
19/12/2011	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
05/01/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
13/01/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle

25/01/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
01/02/2012	16/02/2012	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
05/03/2012	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier	600	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffe
07/03/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
30/03/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
06/04/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
14/05/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
30/05/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
31/05/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
05/06/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
13/06/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
18/06/2012	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier	600	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffe
15/07/2012	-	Destruction	Christophine palissee	-	-	-	Coutelas	Touffe
08/08/2012	-	Herbicide	Christophine palissee	GLYFOS	0.8	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffe
12/09/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	20-10-20	40	Kg	Epandage a la main	Touffe
02/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
15/10/2012	-	Plantation	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Parcelle
18/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
26/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
12/11/2012	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier	1600	kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffe
15/11/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
11/12/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	643	Kg	Manuel	Tonnelle
16/01/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	350	Kg	Manuel	Tonnelle
31/01/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	593	Kg	Manuel	Tonnelle
12/02/2013	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier	75	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffe
12/02/2013	-	Herbicide	Christophine palissee	BYPASS	4	L	Pulverisateur a dos	Parcelle
13/02/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	350	Kg	Manuel	Tonnelle
01/03/2013	-	Herbicide	Christophine palissee	BYPASS	1	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffe
06/03/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	200	Kg	Manuel	Tonnelle
07/03/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	200	Kg	Manuel	Tonnelle
26/03/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	500	Kg	Manuel	Tonnelle
02/04/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	607	Kg	Manuel	Tonnelle
04/04/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	500	Kg	Manuel	Tonnelle
09/04/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	490	Kg	Manuel	Tonnelle
08/05/2013	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier	100	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffe
15/05/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	250	Kg	Manuel	Tonnelle
11/06/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle

E8

Date début	Date fin	Type Pratique	Culture	Produit	quantité	unité	Matériel	Localisation
01/01/2009	-	Plantation	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Parcelle
08/10/2011	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	500	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
10/10/2011	-	Fauchage	Christophine palissee	-	-	-	Debrousailleuse	Parcelle
10/10/2011	-	Sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
03/01/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	20-10-20	75	Kg	Epandage a la main	Touffe
07/03/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
14/03/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
21/03/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
28/03/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
10/04/2012	-	Rodenticide	Christophine palissee	AXA RES	2.5	Kg	Epandage a la main	Parcelle
28/04/2012	-	Herbicide	Christophine palissee	GLYPHOSATE JACHERE	2	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
06/06/2012	-	Herbicide	Christophine palissee	GLYPHOSATE JACHERE	2	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
07/06/2012	-	Destruction	Christophine palissee	-	-	-	coutela	Touffe
10/07/2012	-	Herbicide	Christophine palissee	TOUCHDOWN SYSTEME 4	2	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
16/09/2012	-	Rodenticide	Christophine palissee	AXA RES	2.5	Kg	Epandage a la main	Parcelle
03/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
07/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
10/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
14/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
17/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
24/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
31/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
05/02/2013	-	Herbicide	Christophine palissee	CLINIC	0.67	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
07/02/2013	-	Herbicide	Christophine palissee	CLINIC	0.67	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
13/02/2013	-	Herbicide	Christophine palissee	CLINIC	0.67	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
19/02/2013	-	Herbicide	Christophine palissee	CLINIC	0.67	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
22/02/2013	-	Herbicide	Christophine palissee	CLINIC	0.67	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes

E9

Date début	Date fin	Type Pratique	Culture	Produit	quantité	unité	Matériel	Localisation
03/06/2011	-	Travail du sol	Jachere	-	-	-	Herse	Parcelle
13/06/2011	-	Travail du sol	Jachere	-	-	-	Herse	Parcelle
20/06/2011	-	Travail du sol	Jachere	-	-	-	Charrue	Parcelle
25/06/2011	-	Plantation	Dachine	-	-	-	Manuel	Parcelle
28/06/2011	-	Amendement organique	Dachine	Fumier de poule	625	Kg	Epandage a la main	Pied
12/07/2011	-	Amendement chimique	Dachine	12-12-24	375	Kg	Epandage a la main	Pied
15/09/2011	-	Sarclage	Dachine	-	-	-	Manuel	Pied
04/01/2012	-	Recolte	Dachine	-	-	-	Manuel	Parcelle
15/05/2012	-	Travail du sol	Jachere	-	-	-	Herse	Parcelle

07/06/2012	-	Travail du sol	Jachere	-	-	-	Labour	Parcelle
15/06/2012	-	Plantation	Concombre	-	-	-	Manuel	Parcelle
15/06/2012	-	Plantation	Courgette	-	-	-	Manuel	Parcelle
01/07/2012	-	Travail du sol	Jachere	-	-	-	Labour	Parcelle
29/10/2012	31/10/2012	Plantation	Dachine	-	-	-	Manuel	Parcelle
13/11/2012	-	Amendement chimique	Dachine	Agricumus	100	Kg	Epandage a la main	Pied
13/11/2012	-	Amendement organique	Dachine	Fumier de poule	100	Kg	Epandage a la main	Pied
21/11/2012	-	Travail du sol	Jachere	-	-	-	Tracteur	Parcelle
22/11/2012	-	Amendement chimique	Dachine	15-12-24	50	Kg	Epandage a la main	Pied
30/11/2012	-	Amendement chimique	Dachine	15-12-24	175	Kg	Epandage a la main	Pied
07/01/2013	08/01/2013	Sarclage	Dachine	-	-	-	Manuel	Pied
10/01/2013	-	Sarclage	Dachine	-	-	-	Manuel	Pied
16/01/2013	-	Sarclage	Dachine	-	-	-	Manuel	Pied
25/01/2013	-	Amendement chimique	Dachine	14-8-20	150	Kg	Epandage a la main	Pied

E10

Date début	Date fin	Type Pratique	Culture	Produit	quantité	unité	Matériel	Localisation
01/04/2011	-	Molluscicide	Christophine palissee	METAREX	2	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
01/08/2011	-	Herbicide	Christophine palissee	TOUCHDOWN SYSTEME 4	1.5	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
17/10/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	SULFAMMO	100	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
15/11/2011	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	1100	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
07/12/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	PHYSIOLITH	50	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
07/12/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	SULFAMMO	150	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
15/01/2012	-	Herbicide	Christophine palissee	TOUCHDOWN SYSTEME 4	0.75	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
01/02/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
03/02/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
08/02/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
10/02/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
14/02/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
16/02/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
21/02/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
23/02/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
28/02/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
29/02/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
01/03/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
01/04/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
09/04/2012	-	Sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
10/04/2012	-	Herbicide	Christophine palissee	TOUCHDOWN SYSTEME 4	0.75	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
20/05/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	Locastart 16-26-0	25	Kg	Epandage a la main	Touffe
20/06/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	Locastart 16-26-0	67	Kg	Epandage a la main	Touffe
15/09/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	Locastart 16-26-0	165	Kg	Epandage a la main	Touffe

20/09/2012	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	1100	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
20/09/2012	-	Herbicide	Christophine palissee	TOUCHDOWN SYSTEME 4	1.5	L	pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
20/09/2012	-	Molluscicide	Christophine palissee	METAREX	2	kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
05/10/2012	-	Herbicide	Christophine palissee	TOUCHDOWN SYSTEME 4	0.75	L	pulverisation a dos	Peripherie des Touffes
15/10/2012	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	1100	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
20/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
01/11/2012	-	Sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
15/12/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	SULFAMMO	35	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes

E11

Date début	Date fin	Type Pratique	Culture	Produit	quantité	unité	Matériel	Localisation
01/01/2009	-	Plantation	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Parcelle
05/08/2011	-	Herbicide	Christophine palissee	TOUCHDOWN SYSTEME 4	9	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
05/08/2011	-	Sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
12/08/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	20-10-20	1500	Kg	Epandage a la main	Touffe
13/09/2011	-	Molluscicide	Christophine palissee	METAREX	40	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
20/09/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	20-10-20	1750	Kg	Epandage a la main	Touffe
26/09/2011	-	Herbicide	Christophine palissee	TOUCHDOWN SYSTEME 4	9	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
26/09/2011	-	Sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
10/10/2011	-	Herbicide	Christophine palissee	TOUCHDOWN SYSTEME 4	3	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
15/10/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	CHAUX MAGNÉSIENNE (OMF)	125	Kg	Epandage a la main	Touffe
21/10/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	20-10-20	125	Kg	Epandage a la main	Touffe
26/10/2011	-	Sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
07/12/2011	14/12/2011	Amendement chimique	Christophine palissee	DAP	750	Kg	Epandage a la main	Touffe
07/12/2011	14/12/2011	Herbicide	Christophine palissee	TOUCHDOWN SYSTEME 4	6	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
07/12/2011	14/12/2011	Molluscicide	Christophine palissee	METAREX	30	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
08/01/2012	-	Herbicide	Christophine palissee	TOUCHDOWN SYSTEME 4	6	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
14/02/2012	20/02/2012	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	1000	Kg	Epandage a la main	Touffe
14/02/2012	20/02/2012	Herbicide	Christophine palissee	TOUCHDOWN SYSTEME 4	6	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
14/02/2012	20/02/2012	Molluscicide	Christophine palissee	METAREX	40	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
20/02/2012	27/02/2012	Plantation	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Parcelle
10/03/2012	15/03/2012	Amendement chimique	Christophine palissee	DAP	1000	Kg	Epandage a la main	Touffe
10/03/2012	15/03/2012	Amendement chimique	Christophine palissee	DAP	1000	Kg	Epandage a la main	Touffe
30/01/2013	-	Destruction	Jachère	-	-	-	Rotofil	Parcelle
06/02/2013	-	Herbicide	Jachère	TOUCHDOWN SYSTEME 4	1.5	L	Pulverisateur a dos	Parcelle
01/03/2013	-	Herbicide	Jachère	TOUCHDOWN SYSTEME 4	3	L	Pulverisateur a dos	Parcelle
15/03/2013	-	Plantation	Maracuja	-	2000	U	Manuel	Parcelle
15/03/2013	15/04/2013	Amendement chimique	Maracuja	12-12-24	300	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
25/03/2013	-	Herbicide	Jachère	TOUCHDOWN SYSTEME 4	3	L	Pulverisateur a dos	Parcelle

15/04/2013	-	Plantation	Maracuja	-	2000	U	Manuel	Parcelle

E12

Date début	Date fin	Type Pratique	Culture	Produit	quantité	unité	Matériel	Localisation
01/02/2012	-	Plantation	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
01/05/2012	-	Molluscicide	Christophine palissee	METAREX	0.5	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
01/05/2012	-	Rodenticide	Christophine palissee	AXA RES	0.5	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
06/06/2012	-	Taille	Christophine palissee	-	-	-	Coutelas	Touffe
15/06/2012	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de Poule	1250	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
15/07/2012	-	Insecticide	Christophine palissee	COSMIC	0.3	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
21/07/2012	28/07/2012	Amendement chimique	Christophine palissee	SULFAMMO (9-23-30)	75	Kg	Epandage a la main	Touffe
26/07/2012	01/08/2012	Molluscicide	Christophine palissee	METAREX	0.5	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
26/07/2012	01/08/2012	Rodenticide	Christophine palissee	AXA RES	0.5	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
15/08/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	75	Kg	Epandage a la main	Touffe
25/08/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	SULFAMMO (9-23-30)	75	Kg	Epandage a la main	Touffe
25/08/2012	-	Herbicide	Christophine palissee	COSMIC	0.2	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
25/08/2012	-	Molluscicide	Christophine palissee	METAREX	0.5	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
01/12/2012	-	Plantation	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
01/12/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	75	Kg	Epandage a la main	Touffe
01/12/2012	-	Rodenticide	Christophine palissee	AXA RES	0.5	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
02/01/2013	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	75	Kg	Epandage a la main	Touffe
02/01/2013	-	Rodenticide	Christophine palissee	AXA RES	0.5	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
10/01/2013	-	sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
01/02/2013	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	75	Kg	Epandage a la main	Touffe
01/02/2013	-	Rodenticide	Christophine palissee	AXA RES	0.5	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
01/03/2013	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	75	Kg	Epandage a la main	Touffe
01/03/2013	-	Rodenticide	Christophine palissee	AXA RES	0.5	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
01/04/2013	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	75	Kg	Epandage a la main	Touffe
01/04/2013	-	Rodenticide	Christophine palissee	AXA RES	0.5	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
15/04/2013	-	sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
01/05/2013	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	75	Kg	Epandage a la main	Touffe
01/05/2013	-	Rodenticide	Christophine palissee	AXA RES	0.5	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
01/06/2013	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	75	Kg	Epandage a la main	Touffe
01/06/2013	-	Rodenticide	Christophine palissee	AXA RES	0.5	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
01/06/2013	-	Taille	Christophine palissee	-	-	-	Coutelas	Touffe
01/07/2013	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	75	Kg	Epandage a la main	Touffe
01/07/2013	-	Rodenticide	Christophine palissee	AXA RES	0.5	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
10/07/2013	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de Poule	1200	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
20/07/2013	-	Amendement chimique	Christophine palissee	SULFAMMO (9-23-30)	75	Kg	Epandage a la main	Touffe
20/07/2013	-	sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe

22/07/2013	-	Herbicide	Christophine palissee	COSMIC	0.2	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes

E13

Date début	Date fin	Type Pratique	Culture	Produit	quantité	unité	Matériel	Localisation
01/01/2009	-	Plantation	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Parcelle
15/10/2010	-	Travail du sol localise	Jachere	-	-	-	Rotobeche	Parcelle
01/11/2010	-	Plantation	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Parcelle
01/12/2010	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-25	125	Kg	Epandage a la main	Touffe
01/01/2011	-	Herbicide	Christophine palissee	BASTA F1	1	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
01/02/2011	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	1200	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
01/04/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-25	125	Kg	Epandage a la main	Touffe
01/06/2011	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	1000	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
01/07/2011	-	Molluscicide	Christophine palissee	METAREX	5	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
01/08/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-25	75	Kg	Epandage a la main	Touffe
15/08/2011	-	Herbicide	Christophine palissee	BASTA F1	0.8	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
01/09/2011	-	Rodenticide	Christophine palissee	AXA RES	2	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
04/09/2011	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	500	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
12/09/2011	-	Molluscicide	Christophine palissee	METAREX	5	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
29/09/2011	-	Molluscicide	Christophine palissee	METAREX	2	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
15/10/2011	-	Molluscicide	Christophine palissee	METAREX	2	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
28/11/2011	-	Entretien	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
29/11/2011	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
05/12/2011	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
15/12/2011	-	Molluscicide	Christophine palissee	METAREX	2	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
22/12/2011	-	Herbicide	Christophine palissee	BASTA F1	0.8	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
26/12/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-25	100	Kg	Epandage a la main	Touffe
08/01/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	200	Kg	Manuel	Tonnelle
10/01/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	12-12-24	100	Kg	Epandage a la main	Touffe
15/01/2012	-	Molluscicide	Christophine palissee	METAREX	3	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
15/01/2012	-	Plantation	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
16/01/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	100	Kg	Manuel	Tonnelle
20/01/2012	-	Herbicide	Christophine palissee	TOUCHDOWN SYSTEME 4	0.4	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
10/02/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	Kg	Manuel	Tonnelle
15/02/2012	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	400	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
20/02/2012	-	Herbicide	Christophine palissee	TOUCHDOWN SYSTEME 4	0.4	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
12/03/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
12/03/2012	-	Sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
15/03/2012	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	400	kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
20/03/2012	-	Herbicide	Christophine palissee	BASTA F1	0.8	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
07/04/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	12-12-24	100	Kg	Epandage a la main	Touffe

10/04/2012	-	Herbicide	Christophine palissee	BASTA F1	0.8	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
10/04/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
10/04/2012	-	Sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
12/04/2012	15/04/2012	Molluscicide	Christophine palissee	METAREX	1	kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
15/05/2012	-	Herbicide	Christophine palissee	BASTA F1	1	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
15/05/2012	-	Molluscicide	Christophine palissee	METAREX	2	kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
15/05/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
15/06/2012	-	Herbicide	Christophine palissee	BASTA F1	0.8	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
18/06/2012	-	Entretien	Christophine palissee	-	-	-	coutela	Touffe
18/06/2012	-	Molluscicide	Christophine palissee	METAREX	5	kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
20/06/2012	-	Entretien	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
10/07/2012	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	1000	Kg	Epandage a la main	Touffe
10/07/2012	20/07/2012	Sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
12/07/2012	-	Molluscicide	Christophine palissee	METAREX	3	kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
13/07/2012	-	Fauchage	Christophine palissee	-	-	-	Debrousailleuse	Peripherie des Touffes
10/08/2012	30/08/2012	Ramassage des ravageurs	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Peripherie des Touffes
10/08/2012	-	Sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
15/08/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	12-12-24	150	kg	Epandage a la main	Touffe
10/09/2012	-	Ramassage des ravageurs	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Peripherie des Touffes
10/09/2012	-	Sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
20/09/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	12-12-24	200	Kg	Epandage a la main	Touffe
21/09/2012	-	Entretien	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
22/09/2012	-	Molluscicide	Christophine palissee	METAREX	1	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
10/10/2012	-	Entretien	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Parcelle
10/10/2012	-	Molluscicide	Christophine palissee	METAREX	4	Kg	Manuel	Peripherie des Touffes
15/10/2012	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	200	Kg	Manuel	Peripherie des Touffes
18/10/2012	-	Sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
01/11/2012	30/11/2012	Sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
15/11/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	12-12-24	100	Kg	Epandage a la main	Touffe
18/11/2012	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	400	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
18/11/2012	-	Molluscicide	Christophine palissee	METAREX	5	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
28/11/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
05/12/2012	-	Sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
10/12/2012	-	Sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
15/12/2012	-	Sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
15/12/2012	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	200	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
18/12/2012	-	Herbicide	Christophine palissee	BASTA F1	0.4	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
20/12/2012	-	Sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
22/12/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
25/12/2012	-	Sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe

03/01/2013	-	Amendement chimique	Christophine palissee	12-12-24	100	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
06/01/2013	-	Molluscicide	Christophine palissee	METAREX	3	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
15/01/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	100	Kg	Manuel	Parcelle
15/01/2013	-	Sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Peripherie des Touffes
22/01/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	200	Kg	Manuel	Parcelle
22/01/2013	-	Sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Peripherie des Touffes
28/01/2013	-	Herbicide	Christophine palissee	BASTA F1	0.2	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
01/02/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	600	Kg	Manuel	Parcelle
16/02/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	600	Kg	Manuel	Parcelle
04/03/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	250	Kg	Manuel	Parcelle
11/03/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	250	Kg	Manuel	Parcelle
18/03/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	250	Kg	Manuel	Parcelle
25/03/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	250	Kg	Manuel	Parcelle
15/04/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	1200	Kg	Manuel	Parcelle
01/05/2013	20/05/2013	Sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Peripherie des Touffes
03/05/2013	-	Molluscicide	Christophine palissee	METAREX	2	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
15/05/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	400	Kg	Manuel	Parcelle
20/05/2013	-	Herbicide	Christophine palissee	BASTA F1	1	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
06/06/2013	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	800	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes

E14

Date début	Date fin	Type Pratique	Culture	Produit	quantité	unité	Matériel	Localisation
10/05/2011	-	Plantation	Patate douce	-	-	-	Manuel	Parcelle
23/07/2011	-	Herbicide	Patate douce	STRATOS ULTRA	0.75	L	Pulverisateur a dos	Inter Rang
07/09/2011	-	Recolte	Patate douce	-	-	-	Manuel	Parcelle
28/12/2012	-	Travail du sol	Jachere	-	-	-	Herse	Parcelle
28/12/2012	-	Travail du sol	Jachere	-	-	-	Charrue	Parcelle
29/12/2012	-	Travail du sol	Jachere	-	-	-	Billonneuse	Parcelle
30/12/2012	-	Amendement chimique	Jachere	12-4-24 +3	50	Kg	Epandage a la main	Parcelle
30/12/2012	-	Mulch	Jachere	Film Plastique	-	-	Manuel	Parcelle
02/01/2013	-	Herbicide	Ananas	BASTA F1	1.2	L	Pulverisateur a dos	Rang
02/01/2013	-	Herbicide	Ananas	STRATOS ULTRA	0.4	L	Pulverisateur a dos	Rang
09/01/2013	-	Plantation	Ananas	-	3000	U	Manuel	Parcelle
11/01/2013	-	Amendement chimique	Ananas	Uree	4	Kg	Pulverisateur a dos	Rang
01/07/2013	05/07/2013	Sarclage	Ananas	-	-	-	Manuel	Rang
08/07/2013	-	Amendement chimique	Ananas	Potasse	10.4	Kg	Pulverisateur tracte	Rang
08/07/2013	-	Amendement chimique	Ananas	Uree	8.66	Kg	Pulverisateur tracte	Rang

E15

Date début	Date fin	Type Pratique	Culture	Produit	quantité	unité	Matériel	Localisation

02/08/2011	-	Fauchage	Christophine palissee	-	-	-	Debrousailleuse	Parcelle
03/08/2011	-	Herbicide	Christophine palissee	COSMIC	0.6	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
04/08/2011	-	Herbicide	Christophine palissee	COSMIC	0.6	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
05/08/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	40	Kg	Epandage a la main	Touffe
19/08/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	40	Kg	Epandage a la main	Touffe
06/09/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	40	Kg	Epandage a la main	Touffe
20/09/2011	-	Fauchage	Christophine palissee	-	-	-	Debrousailleuse	Parcelle
30/09/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	37	Kg	Epandage a la main	Touffe
14/10/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	37	Kg	Epandage a la main	Touffe
18/10/2011	-	Herbicide	Christophine palissee	COSMIC	0.45	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
26/10/2011	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	500	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
28/10/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	37	Kg	Epandage a la main	Touffe
04/11/2011	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	1000	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
14/11/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	80	Kg	Epandage a la main	Touffe
15/11/2011	-	Fauchage	Christophine palissee	-	-	-	Debrousailleuse	Parcelle
28/11/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	80	Kg	Epandage a la main	Touffe
30/11/2011	-	Herbicide	Christophine palissee	GLYFOS JARDIN	0.9	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
06/12/2011	-	Sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
20/12/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	50	Kg	Epandage a la main	Touffe
26/12/2011	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	50	Kg	Epandage a la main	Touffe
06/01/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	50	Kg	Epandage a la main	Touffe
17/01/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	50	Kg	Epandage a la main	Touffe
25/01/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	12-12-24	25	Kg	Epandage a la main	Touffe
04/02/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	37.5	Kg	Epandage a la main	Touffe
10/02/2012	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	500	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
14/02/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	12-12-24	40	Kg	Epandage a la main	Touffe
06/03/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	25	Kg	Epandage a la main	Touffe
16/03/2012	-	Herbicide	Christophine palissee	GLYFOS JARDIN	0.57	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
01/04/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	25	Kg	Epandage a la main	Touffe
02/04/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
05/04/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
09/04/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
12/04/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
16/04/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
19/04/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
20/04/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	25	Kg	Epandage a la main	Touffe
23/04/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
26/04/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
27/04/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	25	Kg	Epandage a la main	Touffe
03/05/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	25	Kg	Epandage a la main	Touffe

21/05/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	25	Kg	Epandage a la main	Touffe
30/05/2012	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	400	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
08/06/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	12-12-24	25	Kg	Epandage a la main	Touffe
12/06/2012	-	Plantation	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Trou de Plantation
20/07/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	12-12-24	25	Kg	Epandage a la main	Touffe
22/07/2012	-	Entretien	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Poteau de soutien
27/07/2012	-	Taille	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
02/08/2012	-	Entretien	Christophine palissee	-	-	-	Elagueuse	Branche
02/08/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
09/08/2012	-	Entretien	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Fil
09/08/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
13/08/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	12-12-24	25	Kg	Epandage a la main	Touffe
21/08/2012	-	Entretien	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Poteau de Soutien
23/08/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	12-12-24	25	Kg	Epandage a la main	Touffe
23/08/2012	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	600	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
06/09/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
10/09/2012	-	Herbicide	Christophine palissee	GLYFOS JARDIN	0.6	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
13/09/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
14/09/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	12-12-24	25	Kg	Epandage a la main	Touffe
20/09/2012	-	Molluscicide	Christophine palissee	METAREX	1	kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
20/09/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
24/09/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	25	Kg	Epandage a la main	Touffe
01/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
02/10/2012	-	Molluscicide	Christophine palissee	METAREX	1.5	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
02/10/2012	-	Ramassage des ravageurs	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Peripherie des Touffes
04/10/2012	-	Ramassage des ravageurs	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Sur tonnelle
04/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
04/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
05/10/2012	-	Molluscicide	Christophine palissee	METAREX	1.5	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
05/10/2012	-	Ramassage des ravageurs	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Peripherie des Touffes
08/10/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	12-12-24	25	Kg	Epandage a la main	Touffe
08/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
09/10/2012	-	Ramassage des ravageurs	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Sur tonnelle
11/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
11/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
12/10/2012	-	Ramassage des ravageurs	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Sur tonnelle
15/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
18/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
18/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
22/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle

23/10/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	12-12-24	25	Kg	Epandage a la main	Touffe
25/10/2012	29/10/2012	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	1500	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
25/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
25/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
29/10/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
05/11/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
06/11/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	SULFAMMO	25	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
08/11/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
12/11/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
15/11/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
16/11/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	12-12-24	25	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
19/11/2012	-	Herbicide	Christophine palissee	GLYFOS JARDIN	0.07	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
19/11/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
22/11/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
23/11/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	12-12-24	25	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
26/11/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
27/11/2012	-	Sarclage	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
29/11/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
30/11/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	25	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
03/12/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
06/12/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
07/12/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	12-12-24	25	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
10/12/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
13/12/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
14/12/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	25	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
17/12/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
20/12/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
24/12/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
27/12/2012	-	Amendement chimique	Christophine palissee	20-10-20	25	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
27/12/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
31/12/2012	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
03/01/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	-	Tonnelle
07/01/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	-	Tonnelle
10/01/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	-	Tonnelle
11/01/2013	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	25	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
14/01/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	-	Tonnelle
17/01/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	-	Tonnelle
18/01/2013	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	25	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
21/01/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	-	Tonnelle
24/01/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	-	Tonnelle

25/01/2013	-	Amendement chimique	Christophine palissee	12-12-24	25	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
28/01/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	-	Tonnelle
31/01/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	-	Tonnelle
05/02/2013	-	Herbicide	Christophine palissee	COSMIC	0.6	L	Pulverisateur a dos	Peripherie des Touffes
08/02/2013	-	Amendement chimique	Christophine palissee	15-12-24	25	Kg	Epandage a la main	Touffe
22/02/2013	-	Amendement chimique	Christophine palissee	20-10-20	25	Kg	Epandage a la main	Touffe
04/03/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
04/03/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
05/03/2013	-	Amendement chimique	Christophine palissee	Engrais sulfano	25	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
07/03/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
11/03/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
11/03/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
14/03/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
14/03/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
18/03/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
18/03/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
18/03/2013	-	Amendement chimique	Christophine palissee	12-12-24	25	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
21/03/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
21/03/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
25/03/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
25/03/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
28/03/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
28/03/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
01/04/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	-
04/04/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	-
05/04/2013	-	Amendement chimique	Christophine palissee	SULFAMO	25	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
07/04/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Tonnelle
08/04/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	-
11/04/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	-
15/04/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	-
18/04/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	-
22/04/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	-
23/04/2013	-	Herbicide	Christophine palissee	COSMIC	0.68	L	pulverisateur a dos	Parcelle
25/04/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	-
29/04/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	-
02/05/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	-
03/05/2013	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	600	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
09/05/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	-
14/05/2013	-	Amendement chimique	Christophine palissee	12-12-24	25	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
14/05/2013	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	500	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes

16/05/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	-
20/05/2013	-	Amendement organique	Christophine palissee	Fumier de poule	250	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes
23/05/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	-
30/05/2013	-	Recolte	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	-
10/06/2013	-	Taille	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Touffe
14/06/2013	-	Plantation	Christophine palissee	-	-	-	Manuel	Pied
21/06/2013	-	Amendement organique	Christophine palissee	12-12-24	25	Kg	Epandage a la main	Peripherie des Touffes

Charles Mottes 2013

RESUME

Aujourd'hui encore, les utilisations agricoles de pesticides génèrent des pollutions des cours d'eau qui posent des problèmes environnementaux et sanitaires. Afin de limiter et d'anticiper ces pollutions, il est nécessaire de disposer de méthodes d'évaluation des effets des systèmes de culture sur la pollution par les pesticides des eaux de rivière. Dans certaines zones, telles que les zones volcaniques tropicales, cette connaissance des effets des pratiques des agriculteurs qui cultivent des fruits et légumes (horticulteurs) sur la ressource en eau est extrêmement limitée. L'objectif de cette thèse est de développer une méthode d'évaluation des effet des systèmes de cultures sur la contamination par les pesticides de l'exutoire d'un bassin versant qui soit adaptée aux conditions de l'horticulture en zone volcanique tropicale. Pour cela, nous avons sélectionné un petit bassin versant de 131 ha sur lequel deux dispositifs de suivis ont été mis en œuvre entre 2011 et 2013: (1) un suivi des pratiques agricoles auprès des agriculteurs du bassin versant et (2) un suivi du régime hydrologique et de la pollution de l'eau par les pesticides à son exutoire. En raison de la complexité agronomique, géologique et hydrologique des bassins versants volcaniques tropicaux horticoles, et afin de produire un outil d'évaluation générique, nous avons développé un modèle agro-hydrologique de transferts de pesticide : WATPPASS. Il synthétise les connaissances sur le fonctionnement agro-hydrologique des bassins versants et simule les effets des pratiques agricoles sur les processus mis en cause dans les transferts de pesticides. WATPPASS reproduit correctement le fonctionnement hydrologique du bassin versant d'étude et les types de contamination de pesticides observés à l'exutoire. Les écarts par rapport aux mesures sont analysés et discutés et des améliorations du modèle sont proposées. WATPPASS est ainsi un outil performant qui peut servir d'outil d'évaluation des effets des systèmes de culture sur la qualité de l'eau, en particulier pour classer des scénarii d'évolution des systèmes de culture à l'échelle de bassins versants. La méthodologie proposée a permis d'identifier les molécules dont les usages actuels sont à risque ainsi que les principales combinaisons de facteurs engendrant des pollutions.

Mots clés : pesticide, modèle, bassin versant, pratique agricole, transfert, évaluation

Agricultural pesticides are still polluting surface water leading to environmental and sanitary issues. In order to anticipate and limit such pollution, method to assess the effects of cropping systems on water quality are highly needed. In tropical volcanic zones, knowledge on the impact of horticultural cropping systems is limited. The objective of this thesis is to design an assessment method suited to tropical volcanic horticulture. In this framework, we selected a small tropical volcanic horticultural catchment of 131 ha which was monitored from 2011 to 2013 for agricultural practices, stream discharge and pesticide pollution at catchment outlet. Due to the agronomic, geologic and hydrologic complexity of volcanic catchment, we design and agro-hydrological pesticide transfer model to assess the impact of agricultural practices at the catchment scale: WATPPASS. WATPPASS synthesizes knowledge on the agro-hydrological functioning of tropical volcanic catchment and simulates the effect of agricultural practices. WATPPASS correctly reproduced the hydrological functioning of the catchment and global pesticide trends at outlet. Differences between simulations and measurements are analyzed and discussed to propose model improvements. WATPPASS is a powerful tool which can be used for cropping system assessment at the catchment scale in order to improve water quality. Our methodology made it possible to identify pesticides for which actual uses are hazardous and combinations of factors leading to pesticides contamination at outlet.

Keywords : pesticide, model, catchment, watershed, agricultural practices, transfer, assessment