



HAL
open science

Transfert des Pesticides par voies Dissoutes et Particulaires aux Antilles -TPDP Bilan et analyse des risques de transferts de pesticides selon une gamme de situations agropédoclimatiques en contexte tropical antillais, Guadeloupe Rapport Final

Lise Ponchant, Anatja Samouëlian, Patrick Andrieux, Pauline Campan, Marc Voltz

► **To cite this version:**

Lise Ponchant, Anatja Samouëlian, Patrick Andrieux, Pauline Campan, Marc Voltz. Transfert des Pesticides par voies Dissoutes et Particulaires aux Antilles -TPDP Bilan et analyse des risques de transferts de pesticides selon une gamme de situations agropédoclimatiques en contexte tropical antillais, Guadeloupe Rapport Final. Inrae. 2020, 89 p. hal-04213286

HAL Id: hal-04213286

<https://hal.inrae.fr/hal-04213286v1>

Submitted on 21 Sep 2023

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Transfert des Pesticides par voies Dissoutes et Particulaires aux Antilles – TPDP

Bilan et analyse des risques de transferts de pesticides selon une gamme de situations agropédoclimatiques en contexte tropical antillais, Guadeloupe

Rapport Final

Lise PONCHANT¹, Anatja SAMOUELIAN², Patrick ANDRIEUX¹, Pauline CAMPAN²,
Marc VOLTZ²

¹INRA UR ASTRO, AgroSystème TROPicaux, Domaine Duclos, Prise d'eau, 97170 Petit-Bourg, Guadeloupe

²INRA UMR LISAH, Laboratoire des Interactions Sol-Agrosystème-Hydrosystème, 2 place Pierre Viala, 34060 Montpellier

Février 2020

Document élaboré dans le cadre de la convention AFB / INRA 2016-2018 et intégrant des résultats obtenus par le projet RIVAGE, cofinancé dans le cadre du Fond Européen de Développement Economique et Régionale sous la convention n°GP0007875 - 2015-FED-196

N°de l'Action : FF (Code projet 227)



PROJET COFINANCÉ
par le fonds européen
de développement régional

AGENCE FRANÇAISE
POUR LA BIODIVERSITÉ
ÉTABLISSEMENT PUBLIC DE L'ÉTAT



Résumé du livrable

La contamination des écosystèmes antillais par les pesticides est avérée et documentée par des observations disponibles dans l'ensemble des compartiments eau, sol, végétation et animaux. Cependant, peu de travaux ont jusqu'ici étudié la variabilité des mécanismes de dispersion des produits phytosanitaires en fonction des contextes agropédologiques du milieu volcanique tropical. Ainsi, l'évaluation du risque de contamination des eaux en fonction des types de sol et des systèmes de cultures reste imprécise. D'autre part, les propriétés des pesticides actuellement utilisés (temps de demi-vie DT50 et coefficient de sorption K_{oc}), ne permettent pas toujours de comprendre leur dispersion effective dans l'environnement après un traitement phytosanitaire et en particulier dans les milieux volcaniques tropicaux. Ainsi la connaissance in situ de la partition d'une molécule entre dissoute et particulaire et de sa dissipation dans les sols devient un enjeu de diagnostic important dans l'homologation des produits phytosanitaires en milieux tropicaux.

Pour répondre à l'objectif d'analyse des risques de transfert dans les eaux, nous avons mis en place un suivi quantitatif et qualitatif des écoulements pour une diversité de situations agropédoclimatiques représentatives du milieu volcanique tropical et de produits phytosanitaires actuellement utilisés. Ce suivi distingue les phases dissoutes et particulaires des eaux afin d'identifier les formes de transferts majoritaires. Nous avons également suivi la dissipation des matières actives dans les sols après application afin d'estimer les propriétés in situ des molécules.

Quatre situations agropédoclimatiques distinctes et représentatives de la diversité des conditions spécifiques du milieu cultural volcanique tropical rencontrées dans les Antilles ont été sélectionnées et sont représentées par 7 sites : Andosol/Banane (3), Nitisol/Banane (1), Ferralsol/Banane (1), Ferralsol/Canne (2). L'approche méthodologique repose sur le suivi sur parcelles de 16 m² ou 32 m² en fonction du motif cultural de la canne ou de la banane, du devenir des pesticides après application au sol d'un cocktail de 7 matières actives (glyphosate, difénoconazole, asulam, fosthiazate, mésotrione, 2,4D, métolachlore) ayant des propriétés de sorption et temps de demi-vie contrastées. Sur la durée de l'expérimentation (entre 2 et 3 mois suivant les sites) le dispositif expérimental s'attache à : i) quantifier les volumes ruisselés et drainés à 30 cm de profondeur, ainsi que la charge en MES, et ii) à l'analyse des concentrations en matières actives dans le sol et dans les eaux de ruissellement et de drainage. Quand cela est possible les analyses ont été faites sur la phase dissoute et particulaire (>0,7 µm).

Par ailleurs, la contamination historique des sols au chlordécone (CLD), un insecticide utilisé massivement entre 1972 et 1993 aux Antilles, nous a permis de suivre selon la même approche le transfert de cette molécule dans les eaux et sa persistance dans les sols, bien qu'elle n'ait pas été appliquée comme les autres pesticides.

L'analyse des bilans hydriques associés aux écoulements sur la durée des essais confirment les propriétés très drainantes des sols volcaniques tropicaux. Suivant les sites, les taux de ruissellement sont compris entre 0,1 et 9%, alors que les taux de drainage (ou percolation) sont compris entre 34 et 72%. On observe la plus grande variabilité des taux de ruissellement sur Andosols et Ferralsols, en lien avec le nombre de sites représentant ces modalités et les conditions locales au moment de la conduite de l'essai (état de surface, variation des conditions topographiques et climatiques). La gamme moyenne de charges en MES est comprise respectivement pour les eaux de ruissellement et drainage entre 0,08 et 0,95 g/l et entre 0,07 et 0,18 g/l. Les exportations de MES sont plus importantes dans les eaux de drainage en relation avec les fortes capacités d'infiltration des sols et les grands volumes d'eau percolés. Dans le ruissellement, on identifie un gradient de charges solides moyennes sur les sites de bananes selon : ferralsol (0.26 g/l) < nitisol (0.43 g/l) < andosol avec plante de couverture (0.61 g/l) < andosols avec inter-rangs « nus » (0.92 - 0.95 g/l).

Concernant la dissipation des matières actives dans les sols (DT50), on identifie deux groupes de molécules : un groupe avec une dissipation rapide d'une durée inférieure à 5 jours, (fosthiazate, asulam, 2,4D, métolachlore et mésotrione) et un autre avec une durée plus importante supérieure à 10 jours (difénoconazole, glyphosate). Pour la majorité des molécules on retrouve des valeurs inférieures aux gammes de valeurs de références issues des bases de données de références (EFSA, PDB), ce qui est sans doute à relier à l'influence de températures moyennes plus élevées en milieu tropical. A noter que l'on n'identifie pas clairement de typologie entre situation agropédologique sur les vitesses de dissipation des matières actives.

Concernant les transferts des matières actives dans les eaux, les résultats montrent une diminution des concentrations après l'application mais avec des cinétiques différentes suivant les molécules. Bien que la généralisation du comportement de risque contamination repose sur un nombre de site restreint par situations agropédologiques et reste donc fragile, on observe comme attendu, que les molécules de faible rétention présentent une dynamique de transfert plus rapide vers les eaux. Un effet seuil semble toutefois apparaître entre rétention et temps de demi-vie et devra être interprété plus finement à l'aide d'outils de modélisation.

Par ailleurs aucune différence significative entre les gammes de concentrations analysées dans les eaux de ruissellement et de drainage n'est observée ce qui indique une similarité des processus de transfert de contaminant entre drainage et ruissellement. Les transferts par drainage s'apparentent donc à des transferts rapides de types préférentiels, en cohérence avec la forte porosité des sols volcaniques antillais.

En termes d'exportation par matière active sur la durée de l'expérimentation, les transferts des matières actives avec des propriétés de sorption élevées (difénoconazole et de glyphosate) présentent peu de variabilité inter-site et sont globalement moins importants (entre 3 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ à 0.9 mg/m^2) que pour les autres molécules (entre 0.1 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ et 100 mg/m^2). Par ailleurs les pertes par ruissellement sont très inférieures aux pertes par drainage du fait des faibles taux de ruissellement constatés. Ceci indique un risque accru de transfert de contaminant vers les eaux souterraines, quelle que soit la modalité agropédologique choisie. A noter toutefois que le terme de drainage observé correspond au flux enregistré par le dispositif expérimental situé à 30 premiers centimètres du sol.

Concernant les formes de transport majoritaire, les concentrations en matière active sur la phase particulaire présentent une dynamique proche de celles observées pour la phase dissoute, avec une diminution progressive au cours du temps. Les bilans d'exportation par matière active montrent que la part du transport via la phase particulaire est globalement très restreinte par rapport à la phase dissoute, que ce soit pour les transferts par ruissellement ou par drainage. En accord avec un coefficient de sorption élevé, le difénoconazole est la molécule la plus mobilisée par voie particulaire : entre 15% et 70% dans le ruissellement avec un seul site Andosol/Banane où la contribution est majoritaire (70%), et entre 3% et 10% dans le drainage. Pour les autres matières actives, la contribution particulaire à l'exportation totale de matière active est variable suivant les types d'écoulements : plus importante pour les transferts par ruissellement entre 1 à 30% que par drainage entre 0.1 à 11%. La contribution du transfert particulaire semble plus importante pour les Andosols, en lien avec un taux de ruissellement et une teneur en matière active sur les MES importantes pour ces situations.

Les limites des résultats de l'étude sont principalement liées :

- aux périodes d'expérimentation qui s'échelonnent entre août 2016 et octobre 2018 et sont donc caractérisées par durées et des régimes pluviométriques différents (cumuls, intensités maximales, avancement dans la saison des pluies) qui ont influencé la production du ruissellement et du drainage ;
- aux faibles surfaces de mesure des écoulements par rapport aux surfaces des parcelles agricoles et donc de l'hétérogénéité naturelle des sites étudiés (topographie, recouvrement par la culture, états de surface des sols et hétérogénéité des propriétés physico-chimiques des sols). Par conséquent, le dispositif expérimental tend à majorer les transferts sur parcelles car il ne permet pas de prendre en compte les processus de re-déposition intra-parcelle ;
- d'un point de vue quantitatif, au dispositif de collecte des eaux de drainage qui n'a pas fonctionné pour les sites sur Andosols et sur Nitisol.

En conclusion, l'étude propose une analyse des risques de transferts en fonction des situations agropédoclimatiques, des matières actives et des milieux impactés (eaux de surface/eaux souterraines/sols). Cette analyse est modulée selon différentes finalités en prenant en compte les limites de l'étude afin d'être la plus fine possible et concerne :

- l'identification d'un risque de transferts de pesticides dans les eaux de percolation, après application, pour toutes situations agropédoclimatiques ;
- l'importance des transferts par voie dissoute par rapport aux transferts particuliers ;
- l'étude de la variabilité des propriétés des matières actives en contexte volcanique tropical ;
- l'impact des modes de gestion des sols et des événements pluvieux intenses sur les risques de transferts dans les eaux ;
- l'analyse des risques de transferts dans les eaux selon les situations agropédoclimatiques.

Concernant la chlordécone, les données acquises enrichissent l'analyse des processus de transfert et de sorption en condition in situ. Les principaux résultats mettent en avant l'absence de variation dans les concentrations en CLD dans les eaux et les 40 premiers centimètres du sol. Concernant de la phase particulaire au transfert de la CLD, on estime une contribution importante uniquement pour des situations spécifiques qui combinent forte teneur en CLD dans les sols et charge en MES élevées. Néanmoins ce résultat est considéré comme un majorant possible du transfert car aucune re-déposition à l'échelle de la parcelle n'est analysée dans le présent dispositif.

Pour citer ce document :

Ponchant L., Samouelian A., Andrieux P., Campan P. et Voltz M. 2020. Bilan et analyse des risques de transferts de pesticides selon une gamme de situations agropédoclimatiques en contexte tropical antillais, Guadeloupe. Rapport final projet « Transfert des Pesticides par voies Dissoutes et Particulaires aux Antilles – TPDP », 73 pages plus annexes

Table des matières

Remerciements.....	10
1. Introduction.....	11
2. Présentation des caractéristiques agropédoclimatiques du milieu volcanique tropical antillais.....	12
2.1. Caractéristiques pédoclimatiques en milieu volcanique tropical.....	12
2.2. Les systèmes de culture étudiés.....	14
2.2.1. Localisation des cultures.....	14
2.2.2. Pratiques phytosanitaires.....	15
3. Présentation des sites et du dispositif du suivi expérimental.....	17
3.1. Choix des sites et présentation de leurs caractéristiques agropédologiques.....	17
3.1.1. Caractéristiques agronomiques des sites sélectionnés.....	17
3.1.2. Texture des sols.....	20
3.1.3. Teneur en allophane et en carbone organique des sols.....	21
3.1.4. Propriétés physiques et hydrodynamiques des sols.....	23
3.2. Les matières actives choisies : doses et mode d'épandage.....	26
3.3. Dispositif d'observation.....	28
3.4. Traitement et conditionnement des échantillons.....	30
4. Importance des transferts par drainage et par ruissellement : analyse des flux d'eau et de particules.....	31
4.1. Bilan des données acquises.....	31
4.2. Répartition et importance des écoulements d'eau par site.....	32
4.3. Importance du transport solide associé aux écoulements.....	35
4.3.1. Charge solide dans le ruissellement.....	35
4.3.2. Charge solide dans les écoulements de drainage.....	36
4.4. Identification des transferts vers les eaux de surface et souterraines suivant les situations agropédologiques....	37
5. Devenir des matières actives après leur application.....	39
5.1. Bilans des données acquises.....	39
5.2. Dissipation des matières actives dans les sols.....	41
5.2.1. Teneurs initiales en matières actives dans les sols avant application.....	41
5.2.2. Evaluation de la persistance des matières actives.....	41
5.3. Les transferts de matières actives dans les eaux de ruissellement et de percolation.....	46
5.3.1. La phase dissoute.....	46
5.3.2. La phase particulaire.....	54
5.3.3. Bilan des transferts en matières actives et analyse des risques de transferts par situations.....	57
6. Le cas particulier de la chlordécone (CLD).....	60

6.1.	Teneur de la CLD dans les sols	60
6.2.	Concentration en CLD dans les eaux de ruissellement et de drainage.....	61
6.2.1.	Dans la phase dissoute.....	61
6.2.2.	Dans la phase particulaire.....	63
6.3.	Transport de CLD en voie dissoute et particulaire.....	64
7.	Conclusion	66
	Limites de l'étude.....	66
	Identification d'un risque de transferts de pesticides dans les eaux de percolation, après application, pour toutes situations agropédologiques.....	67
	Importance des transferts par voie dissoute par rapport aux transferts particulaires.....	67
	Variabilité des propriétés des matières actives en fonction des situations agropédologiques	67
	Des modes de gestion des sols et des événements pluvieux intenses qui peuvent modifier les risques de transferts dans les eaux.....	68
	Analyse des risques de transferts dans les eaux selon les situations agropédologiques.....	68
	Transferts d'une molécule persistante et appliquée historiquement, la chlordécone.....	69
8.	Références.....	71
9.	Annexes.....	74
9.1.	Itinéraires culturels de la canne et de la banane et compléments agronomiques.....	74
9.2.	Evolution des états de surface au cours des expérimentations.....	76
9.2.1.	Expérimentation sur site NS : andosol sous bananeraie désherbée.....	76
9.2.2.	Expérimentation sur site GV1 : andosol sous bananeraie désherbée.....	77
9.2.3.	Expérimentation sur site GV2 : andosol sous bananeraie avec plante de couverture (petit-mouron).....	78
9.2.4.	Expérimentation sur site MVII : nitisol sous bananeraie désherbée.....	79
9.2.5.	Expérimentation sur site DU : ferralsol sous 1 ^{er} cycle de canne à sucre.....	80
9.2.6.	Expérimentation sur site FENC : ferralsol sous 3 ^{ème} cycle de canne à sucre.....	81
9.2.7.	Expérimentation sur site FENB : ferralsol sous bananeraie désherbée	82
9.3.	Bilans hydriques des expérimentations	83
9.3.1.	Bilans hydriques des suivis sur le site NS : andosol sous bananeraie désherbée.....	83
9.3.2.	Bilans hydriques des suivis sur le site GV1 : andosol sous bananeraie désherbée.....	84
9.3.3.	Bilans hydriques des suivis sur le site GV2 : andosol sous bananeraie avec couvert de petit-mouron	85
9.3.4.	Bilans Hydrique des suivis sur le site MVII : Nitisol sous bananeraie désherbé	86
9.3.5.	Bilans hydriques des suivis sur le site DU : ferralsol sous 1 ^{er} cycle de canne à sucre.....	87
9.3.6.	Bilans hydriques des suivis sur le site FENC : ferralsol sous 3 ^{ème} cycle de canne à sucre.....	88
9.3.7.	Bilans hydriques des suivis sur le site FENB : ferralsol sous bananeraie désherbée	89

Figure 1 : Pluviométrie en Guadeloupe. Normales annuelles 1981-2010, en mm. (source : Météo-France, 2014)	12
Figure 2 : Gradient pluviométrique altitudinal du sud de la Basse-Terre (sources : Météo-France, IRD, OPALE)	12
Figure 3 : Carte des sols de la Basse-Terre et localisation des sites étudiés	13
Figure 4 : Localisation des cultures (canne à sucre et banane fruit) (Agrigua 2014) et des sites expérimentaux	15
Figure 5 : Photos des sites de canne à sucre étudiés	18
Figure 6 – Photos des sites de bananeraie étudiés	19
Figure 7 : Classes texturales des sols étudiés (détermination après complexation à l'oxalate pour les andosols).....	21
Figure 8 : Classification des horizons andiques des andosols NS, GV1 et GV2	23
Figure 9 : Conductivité hydraulique et densité apparente en fonction de la profondeur des sols	25
Figure 10 : Comportement de devenir des matières actives dans les eaux et les sols attendu en fonction des propriétés physico-chimiques	27
Figure 11 : Banc de filtration pour le traitement des eaux de ruissellement et de drainage.....	30
Figure 12 : Positionnement chronologique et climatique des essais.....	31
Figure 13 : Variabilité du ruissellement et du drainage au sein des essais.....	34
Figure 14 : Charges solides mesurées dans les eaux de ruissellement en fonction des sites d'étude.....	36
Figure 15 : Charges solides mesurées dans les eaux de drainage en fonction des sites d'étude.....	36
Figure 16 : Importance du transport solide dans le ruissellement par rapport au drainage	37
Figure 17 : Teneurs en Glyphosate, Ampa et Difénoconazole dans les sols avant le début de l'expérimentation (T0).....	41
Figure 18: Ajustement de la cinétique de premier ordre	45
Figure 19 : Répartition des DT50 de dissipation par matière active et par site.....	45
Figure 20 : Répartition des DT50 des expérimentations parcelles par rapport aux gammes issues des bases de données (EFSA/ PPDB)	46
Figure 21 : Répartition des prélèvements de ruissellement et de drainage sur les essais depuis l'application	48
Figure 22 : Evolution des concentrations en matières actives dans les eaux (phase dissoute) de ruissellement et de drainage après application.....	50
Figure 23 : Exportation des matières actives par voie dissoutes dans le ruissellement et le drainage tous sites confondus .	53
Figure 24 : Evolution des concentrations en matière active dans les matières en suspension après application.....	55
Figure 25 : Contribution du transfert particulaire aux exportations totales de matières actives dans les écoulements de ruissellement et de drainage.....	56
Figure 26 : Bilan des transferts de matières actives dans les eaux de ruissellement et de drainage par site sur la période d'essai.....	57
Figure 27 : Contamination en Chlordécone des sols étudiés.....	61
Figure 28 : Concentration en CLD dissoute dans les eaux de ruissellement et de drainage.....	62
Figure 29 : Teneurs en CLD sur les MES issues des écoulements de ruissellement et de drainage.....	63
Figure 30 : Comparaison des teneurs moyennes en CLD particulaire et dans les sols, suivant la nature des écoulements et les sites.....	64
Figure 31 : Quantité de CLD transférée dans les eaux de ruissellement et de drainage sur la période d'essai suivant les sites	65
Figure 32 : Contribution de la phase particulaire au transport de CLD dans les écoulements de ruissellement et de drainage	65

Tableau 1 : Importance des cultures par type de sol	15
Tableau 2: Les principaux produits phytosanitaires en culture bananière et cannière (d'après Chabrier et al., 2005; BNV-D 2010-2013, DAAF 2015)	16
Tableau 3 : Caractéristiques des sites expérimentés	20
Tableau 4 : Teneurs en allophanes et en carbone organiques des sols.....	22
Tableau 5 : Densité apparente mesurée dans les sols étudiés	24
Tableau 6 : Caractérisation des horizons à forte et faible capacité d'infiltration.....	25
Tableau 7 : Propriétés des matières actives étudiées, valeur moyenne et gamme entre parenthèse	26
Tableau 8 : Dose et quantités de matières actives appliquées.....	27
Tableau 9 : Dispositif expérimental in situ.....	29
Tableau 10 : Limites de quantification (LQ) et incertitudes liées aux analyses des pesticides au LDA26.	30
Tableau 11 : Démarrage, durées des essais, pluies et nombre de périodes d'écoulements suivies.....	32
Tableau 12 : Bilan des données analytiques disponibles dans les eaux et les sols pour chaque situation agropédoclimatique (P correspond à la période pluvieuse)	40
Tableau 13 : DT50 (j) et erreur du Chi ² (%) pour l'ensemble des ajustements de cinétique de premier ordre, et entre parenthèses pour les ajustements bi-phasique.....	43
Tableau 14 : Gammes de concentration en matière active dans les eaux de ruissellement et de drainage.....	47
Tableau 15 : Gammes de concentration en matière active dans les matières en suspension.....	54
Tableau 16 : Hiérarchisation des risques de transferts de pesticides suivant les matières actives et les sites par comparaison entre les quantités exportées (rang 1, 2, 3, ou 4). ND signifie donnée non disponible.....	58
Tableau 17 : Estimation des coefficients apparents de distribution eau/sol en situation de désorption.....	62

Remerciements

Ce projet a été rendu possible par le soutien financier de l'AFB via la convention AFB / INRA 2016-2018, et le soutien financier de l'Europe et de la région Guadeloupe via le projet FEDER RIVAGE1 (2017 - 2018)

L'ensemble de ce travail n'aurait pu arriver à son terme sans les contributions constantes des personnels techniques de l'UR ASTRO en Guadeloupe, Thierry Bajazet, Jean-Baptiste Nannette et Nazaire Robin, et de Chloé Schmitt, stagiaire en M2 à l'UR ASTRO, et de l'appui technique de Sandrine Negro à l'UMR LISAH à Montpellier. Nous remercions vivement David Crevoisier, ingénieur, à l'UMR LISAH pour son aide dans la caractérisation hydrodynamique des sols étudiés.

Nous remercions également l'UE PEYI (Domaine Duclos) pour leur appui à la mise en place de l'expérimentation sur le domaine Duclos, et Marcus Héry (Sica LPG) et Fredy Grossard (CTCS) pour leur aide sur les pratiques phytosanitaires.

Nous remercions enfin l'ensemble des agriculteurs avec qui nous avons travaillé et qui nous ont permis de réaliser les expérimentations et mesures sur leur exploitation : Rosan Narayaninsamy, Fred et Frantz Govindin, Philippe Morvan, M. Guillaume et Jacques Elisor (SCEA Domaine de l'Avenir).

1. Introduction

La contamination des écosystèmes antillais par les pesticides est avérée et documentée par des observations disponibles dans l'ensemble des compartiments eau, sol, végétation et animaux. Pour autant, peu de travaux ont jusqu'ici étudié la variabilité des mécanismes de dispersion des produits phytosanitaires en fonction des contextes agropédologiques du milieu volcanique tropical (Arnaud et al. 2013 ; Bocquené et Franco 2005 ; Cabidoche et al. 2009 ; Charlier et al. 2009 ; Crabit et al. 2016 ; Lewis et al. 2016 ; MacDonald et al. 1999 ; Mottes et al. 2017 ; Rocle et al. 2009 ; Saison et al., 2008). Ainsi l'évaluation du risque de contamination des eaux en fonction des types de sol et des systèmes de cultures reste imprécise. Une meilleure connaissance de la variabilité de comportement des molécules dans le milieu naturel est nécessaire, notamment en ce qui concerne les propriétés de sorption (K_d) et de dégradation des molécules (DT50), mais aussi la mobilisation des molécules par les eaux de ruissellement et de percolation. L'objectif de l'action est donc d'analyser, pour une diversité de produits phytosanitaires et de situations agropédoclimatiques représentatives: i) les risques de transfert par ruissellement et percolation, ainsi que ii) les formes de transferts majoritaires en distinguant les phases dissoute et particulaire.

Les situations agropédoclimatiques les plus représentatives ont donc été recherchées pour appréhender au mieux la diversité des conditions spécifiques du milieu cultural volcanique tropical rencontrées dans les DOM. Ce point particulier nécessite de définir les combinaisons les plus fréquentes entre type de sol, climat et système de cultures :

- les sols volcaniques tropicaux : les andosols, nitisols et ferralsols sont organisés suivant une logique d'altération en lien étroit avec le climat tropical humide,
- les systèmes de cultures : la canne à sucre et la banane destinée à l'exportation représentent les sources de contamination majeures en Guadeloupe, du fait de l'importance des surfaces cultivées en canne (13066 ha en 2017) et des quantités d'intrants phytosanitaires utilisées en bananeraie (2286 ha de banane fruit récoltés en 2017 ha, en moyenne un peu plus de 10 traitements phytosanitaires par année – Agreste 2018).

L'approche méthodologique proposée repose sur le suivi après application au sol, d'un cocktail de matières actives actuellement utilisées aux Antilles pour les cultures de canne et banane, et qui recoupe une large gamme de propriétés physico-chimiques. Le suivi des matières actives s'attache à décrire les transferts par voie dissoute et particulaire dans les eaux de ruissellement et de drainage ainsi que la dissipation des molécules dans les sols.

Le présent document s'articule de la façon suivante : i) une présentation agropédoclimatique du milieu volcanique tropical, des sites de mesures et du dispositif expérimental, ii) une analyse des transferts d'eau et de particules par drainage et ruissellement en fonction des situations agropédoclimatiques étudiées, iii) une interprétation du devenir des matières actives après application et enfin iv) le cas spécifique des processus de contamination associés à la chlordécone.

2. Présentation des caractéristiques agropédoclimatiques du milieu volcanique tropical antillais

2.1. Caractéristiques pédoclimatiques en milieu volcanique tropical

Dans le cadre de ce travail nous nous focalisons ici sur une description des conditions pédoclimatiques de l'île de Basse-Terre en Guadeloupe. Le climat tropical maritime se caractérise par une température moyenne de 26°C, une humidité relative proche de 75%, une évapotranspiration moyenne de 1200 mm/an et une insolation annuelle de 2700 h (Météo-France). Ces variables climatiques montrent localement une faible amplitude annuelle mais peuvent varier de façon importante suivant l'altitude et l'exposition aux alizés (Figure 1, Figure 2). La saison des pluies ou hivernage (juin-décembre) concentre 2/3 des précipitations et la saison plus sèche appelée « carême » concentre 1/3 des précipitations annuelles (janvier-mai). D'autre part, le relief de la Basse-Terre induit un fort gradient pluviométrique altitudinal (Morell & Jérémie, 1994). La pluviométrie annuelle (Figure 1, Figure 2) varie ainsi d'environ 1600 mm à 10000 mm suivant l'altitude (Météo-France, 2014).

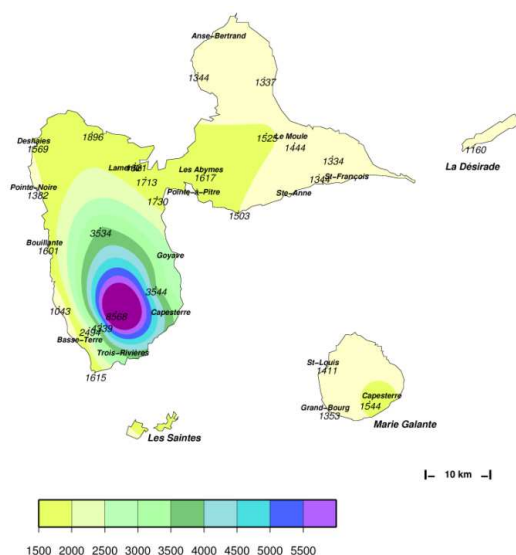


Figure 1 : Pluviométrie en Guadeloupe. Normales annuelles 1981-2010, en mm. (source : Météo-France, 2014)

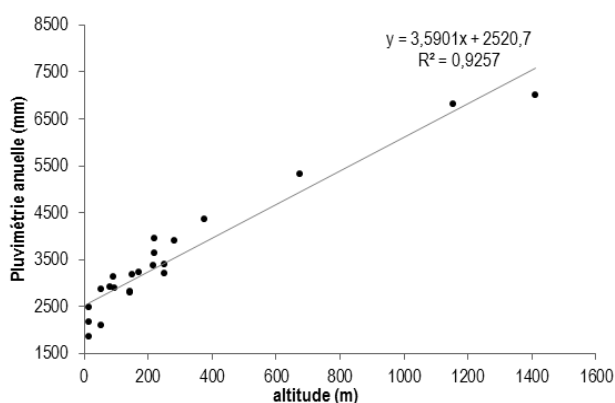


Figure 2 : Gradient pluviométrique altitudinal du sud de la Basse-Terre (sources : Météo-France, IRD, OPALE)

Les sols des milieux volcaniques tropicaux sont issus d'une pédogenèse bien spécifique, étroitement liée à la nature des différentes projections volcaniques et au climat tropical humide. La Guadeloupe et en particulier l'île de Basse-Terre présentent une diversité pédologique générée par une importante activité volcanique combinée à de fortes variations

pluviométriques locales (Figure 1). Située sur l'arc volcanique interne des Petites Antilles, la Basse-Terre s'est formée au fur et à mesure des mouvements tectoniques et des éruptions selon un axe Nord-Sud avec au Nord, les premiers volcans remontant à 3 Ma (Pliocène), et au Sud le massif beaucoup plus jeune et toujours en activité de la Soufrière, âgé d'environ 200 000 ans.

Ainsi, comme le soulignent les travaux de Colmet-Daage et al. (1965) et Dorel (2001), les sols volcaniques tropicaux présents en Basse-Terre répondent à une logique de distribution spatiale, décrivant une climato-séquence d'altération : Andosol → Sol brun andique (Andosol) → Nitisol → Ferralsol, qui correspond à l'évolution progressive des minéraux secondaires sous l'effet du gradient pluviométrique (Figure 3). Le contexte volcanique, basé sur des successions de différents types de projections, participe à une importante variabilité locale de l'expression des processus d'altération. Ainsi pour un même type de sol on relève une hétérogénéité importante des propriétés et du fonctionnement du sol (Sierra et Desfontaines, 2018).

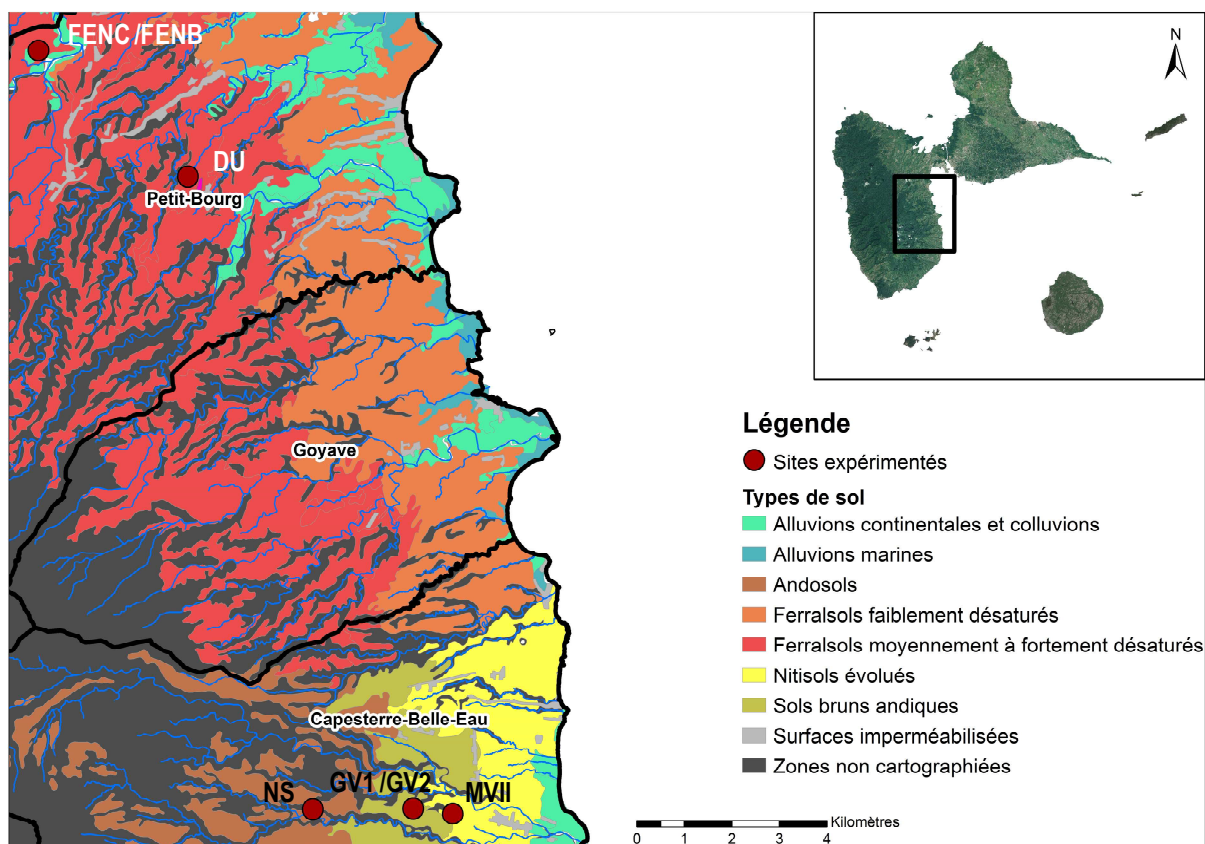


Figure 3 : Carte des sols de la Basse-Terre et localisation des sites étudiés

Dans la séquence d'altération, les **Andosols** correspondent aux sols les plus jeunes et donc les moins évolués. Situés en haut de versant, ils se développent sur des dépôts volcaniques récents sous un climat à forte pluviométrie. Ils se caractérisent par la présence de cendres volcaniques issues de l'altération physique des minéraux primaires et d'une importante formation de minéraux amorphes dont l'allophane¹ l'imogolite ou bien encore les oxyhydroxydes de fer et aluminium amorphes. Ces minéraux amorphes ont des propriétés bien spécifiques, ils : i) sont de faible taille (5-500 Å°), ii) possèdent une grande surface spécifique iii) ont une grande affinité avec la matière organique pour former des complexes

1 Composés de silicate d'aluminium hydraté, sans structure cristallisée, de formule idéale $Al_2O_3 \cdot (SiO_2)_{1.3-2} \cdot (H_2O)_{2.5-3}$

organo-minéraux très stables. Cet effet protecteur vis-à-vis de la matière organique favorise son accumulation dans le profil de sol, plaçant les andosols parmi les sols les plus riches en MO de la planète (Sierra et Causeret, 2018). Ces sols présentent une très faible densité apparente et une importante macroporosité, ce qui favorise une forte rétention en eau et une grande infiltrabilité. Par ailleurs il a été observé qu'après dessiccation leur structure évolue et devient friable, ce qui localement peut conduire à une modification des propriétés hydrodynamiques (Sierra et Desfontaines, 2018).

Les **Nitisols** sont issus de l'altération de roche volcanique récente, et correspondent à la deuxième étape de la transition Andosol/Nitisol/Ferralsol en climat tropical humide (Baize et Girard, 2008). Ils se développent dans des conditions climatiques avec une saison pluviométrique moins intense et une saison sèche plus marquée que les Andosols. Ce phénomène de dessiccation favorise la formation d'argiles de type 1/1 (halloysite²) et 2/1 (smectite). Par rapport aux Ferralsols ils sont plus jeunes et donc moins évolués, généralement moins acides et moins désaturés. Ils ont un taux d'argile granulométrique important, sans caractéristique de micro agrégation, ce qui les rend généralement moins drainants.

Les **Ferralsols** sont, dans la logique d'altération des sols volcanique tropicaux, le dernier stade d'évolution. Ce sont les sols les plus anciens, développés à partir de dépôts volcaniques anciens sous un climat tropical humide. De ces conditions de pédogénèse, résulte une forte altération des matériaux favorisant la formation d'oxyhydroxydes de fer et d'argiles de type 1/1 à faible activité, principalement l'halloysite et la kaolinite³. Ces sols sont acides avec une faible fertilité minérale. Ils présentent en revanche une très bonne micro-agrégation des argiles granulométrique qui participe à une stabilité structurale élevée et à un risque faible d'érosion. Ainsi le fonctionnement hydrique des Ferralsols est considéré comme proche d'un sol limoneux avec une infiltrabilité importante (Comet-Daage, 1969).

Ainsi, à chaque type de sol est associée une pédogenèse spécifique adossée à un matériau volcanique récent ou ancien combinée à des processus d'altération physique et chimique plus ou moins exprimés suivant la pluviométrie et la présence ou non de saison sèche. Associée à ces facteurs naturels, l'action de l'homme via les pratiques culturales (e.g. travail du sol, tassement par le passage d'outils mécaniques et/ou piétinement réguliers, enracinement par la présence d'un couvert végétal pérenne, pratique de chaulage, etc...) participe également à une modification plus ou moins réversible des propriétés des sols. Ces évolutions induisent localement des variabilités de fonctionnement au sein d'un même type de sol.

Sur la base de ces éléments, nous avons choisi les sites expérimentaux afin qu'ils puissent être autant que possible représentatifs de la diversité des situations agropédoclimatiques.

2.2. Les systèmes de culture étudiés

2.2.1. Localisation des cultures

En Guadeloupe, les cultures de banane « fruit » et de canne à sucre occupent respectivement 2300 ha (dont 89 % de banane destinée à l'export) et 13066 ha du territoire (Agreste, 2018). La Figure 4 présente la répartition des cultures sur l'île de Basse-Terre en 2014 et montre une logique d'assolement en fonction de combinaisons sol et climat. On retrouve globalement la culture de banane sur les andosols et nitisols, et la culture de la canne à sucre sur les ferralsols (Tableau 1). Cependant, depuis une dizaine d'année la rotation banane / canne à sucre s'est développée dans le sud de la Basse-Terre pour pallier la réduction des traitements insecticides. Cette rotation s'est principalement développée sur les parcelles à faibles pentes permettant le travail mécanisé, qui sont situées plutôt en aval des bassins au sein des nitisols et sol bruns

² Silicate, du sous-groupe des phyllosilicates, de formule $Al_2Si_2O_5(OH)_4$

³ Le groupe de la kaolinite est composé de plusieurs argiles dont la kaolinite et l'halloysite. La kaolinite, de formule $Al_2Si_2O_5(OH)_4$ se structure en couches plates; l'halloysite a une composition similaire mais contient plus de molécules d'eau entre les couches et se structure selon une morphologie tubulaire.

andiques. Enfin, des plantations de bananes existent historiquement sur ferralsols dans les communes de Petit-Bourg et Goyave, et sont aujourd'hui en rotation avec la canne à sucre. A partir de ces éléments, nous avons recherché des sites d'étude représentatifs autant que possible de ces combinaisons. Nous avons ainsi identifié 7 situations agropédoclimatiques (Figure 4) :

- Andosol banane (NS, GV1 GV2),
- Nitisol banane (MVII),
- Ferralsol canne (DU et FENC)
- Ferralsol banane (FENB)

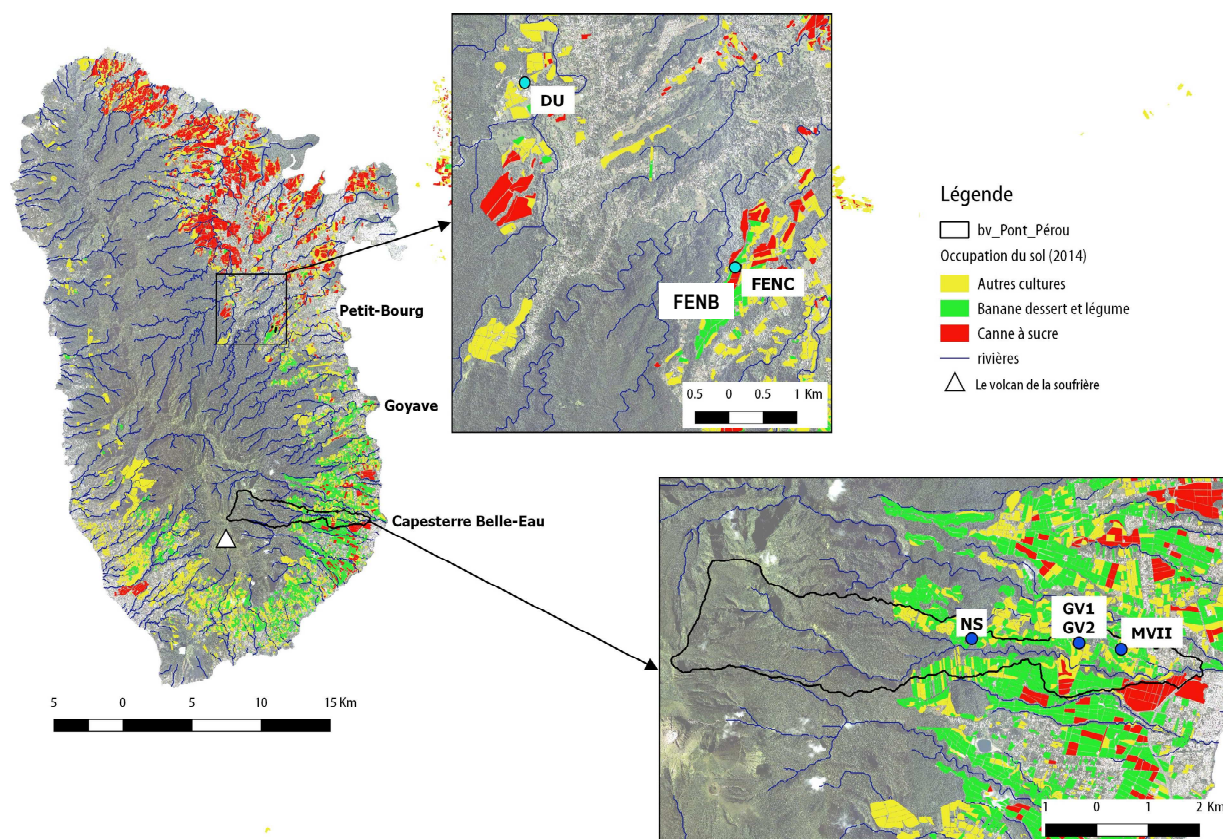


Figure 4 : Localisation des cultures (canne à sucre et banane fruit) (Agrigua 2014) et des sites expérimentaux

	Banane	Canne à sucre
Andosols	+++	(+)
Nitisols	++	+
Ferralsols	+	+++

Tableau 1 : Importance des cultures par type de sol

2.2.2. Pratiques phytosanitaires

L'utilisation de produits phytosanitaires (pesticides) est courante dans les cultures de banane et de canne à sucre. Les formulations phytosanitaires commerciales sont composées (UPEC, 2012) :

- d'une (ou plusieurs) matières actives (MA) responsables, en tout ou en partie, de l'effet phytosanitaire ;

- d'un diluant solide ou liquide destiné à abaisser la concentration en MA de la préparation (par exemple : huile végétale, argile, talc) ;
- d'adjuvants dépourvus d'activité biologique mais susceptibles de modifier les propriétés physico-chimique des molécules.

Le Tableau 2 présente les principaux produits phytosanitaires actuellement utilisés par les producteurs guadeloupéens pour la conduite des cultures de banane fruit et de canne à sucre.

	Herbicide			Fongicide			Insecticide			
	Produit commercial (fabricant)	Matière Active	Dose recommandée	Produit commercial (fabricant)	Matière Active	Dose recommandée	Produit commercial (fabricant)	Matière Active	Dose recommandée	
Canne à sucre	Dicopur 600 (Syngenta)	2,4D	1,3 à 10 L/ha/an* 9 L/ha/an (CTCS)#							
	Asulox (Syngenta)	Asulam	2 L/ha/an#							
	Banvel 4 S (Syngenta)	Dicamba	0,6 L/ha/an*							
	Camix (Syngenta)	S-métolachlore	3.75 L/ha/an#							
		Mésotrione								
		Benoxacor								
	Prowl 400 (BASF France SAS)	Pendiméthaline	5L/ha/an* - 3 L/ha/an#							
	Starane 200 (Dow Agrosience)	Fluroxypyr	1L/ha/an#							
Agrotech-metribuzin	Métribuzine	1.25kg/ha/an#								
Merlin (Bayer)	Isoxaflutole	0.133kg/ha/an#								
Banane	Reglone 2 (Syngenta) - retrait 04/05/2019	Diquat	4L/ha/an# (1fois à la plantation)	SICO (Syngenta)	Difénoconazole	0.4L/ha (6max/an)#	Némathorin (Syngenta)	Fosthiazate	20g/pied (1max/an)	
	Basta F1 (Bayer) - retrait 24/10/2017	Glufosinate	3 L/ha/an*	Tilt 250 (Syngenta)	Propiconazole	0.4L/ha (3max/an)#	Vydate (Corteva Agriscience) - retrait NC	Oxamyl	ND	
	Touchdown System 4 (Syngenta)	Glyphosate	2L/ha# (3max/an)	Consist (Bayer)	Trifloxystrobine	0.15kg/ha#				
				Tecto 500 Sc (Syngenta)	Thiabendazole	0.9L/hL-post récolte				
				Fungaflor 75c, Neozil 75sp (Janssen PMP)	Imazalil	0,5kg/hL - post récolte				

Légende : *interdit avant 2016*, *dose recommandée par le fabricant, #dose recommandée par l'Etat et la profession (IT², LPG, CTCS)

Tableau 2: Les principaux produits phytosanitaires en culture bananière et cannière (d'après Chabrier et al., 2005; BNV-D 2010-2013, DAAF 2015)

En bananeraies, les planteurs désherbent les inter-rangs essentiellement au Touchdown System 4 (glyphosate), et avant 2016 avec le Reglone 2 (diquat) et le Basta F1 (glufosinate). Par ailleurs, en fin de plantation, la pratique est de piquer les bananiers au glyphosate avant de mettre en place une nouvelle plantation (banane ou canne à sucre en rotation avec la banane). Enfin, un nouvel herbicide Fusilade max (fluazifop-Pbutyl) est de plus en plus utilisé.

Les fongicides utilisés ont pour cible la cercosporiose et sont pulvérisés une fois par mois en général, directement sur les feuilles des bananiers. D'autres fongicides sont utilisés en traitement post-récolte sur les bananes et ne sont pas pris en compte ici car non appliqués sur les sols.

En canne, 90 % des planteurs utilisent un cocktail d'herbicides composé d'Asulox pour les graminées et de Dicopur 600 pour les dicotylédones. Le Camix est utilisé en pré levée ou post levée sur les graminées, si le développement des adventices n'est pas trop important. Le glyphosate (toxique pour la canne), est dans certains cas utilisé aux abords des parcelles pour les « nettoyer » mais jamais au sein des parcelles.

C'est en se basant sur les pratiques actuelles que nous avons pu raisonner le choix d'un cocktail de matières actives à suivre dans les sols et les eaux après application.

3. Présentation des sites et du dispositif du suivi expérimental

3.1. Choix des sites et présentation de leurs caractéristiques agropédologiques

Comme évoqué dans la partie 2, nous avons identifié 7 situations agropédoclimatiques représentatives du contexte guadeloupéen (Figure 4). Pour mémoire nous les nommerons par leurs initiales dans le reste du document :

- 3 sites de bananeraie sur Andosol (NS, GV1, GV2),
- 1 site de bananeraie sur Nitisol (MVII),
- 1 site de bananeraie sur Ferralsol (FENB),
- 2 sites de canne à sucre sur Ferralsol (DU, FENC).

Les parcelles situées au sein du bassin versant de la rivière Pérou sur la commune de Capesterre Belle-Eau (figures 1 et 2 : MVII, GV1, GV2, NS) et organisées selon une toposéquence permettent d'illustrer le gradient pluviométrique altitudinal existant sur la Basse-Terre. En aval, à environ 82 m d'altitude, la parcelle MVII reçoit en moyenne 2906 mm de pluie par an alors que les parcelles situées plus en amont à environ 281 m d'altitude (NS) reçoivent en moyenne 3909 mm de pluie, soit 1000 mm de pluie en plus pour une différence d'altitude de 200 m⁴. Les trois parcelles situées en dehors du bassin versant, plus au Nord sur la commune de Petit-Bourg entre 111 et 145 m d'altitude, présentent des conditions pluviométriques similaires avec en moyenne 2800 mm de pluie sur l'année (Tableau 3).

Les sols des sites étudiés sont des Andosol, Nitisol et Ferralsol. Bien que très proches géographiquement, ils ont des propriétés pédologiques contrastées qui leurs confèrent des caractéristiques et fonctionnements différenciés. Chaque site a fait l'objet d'une caractérisation pédologique fine, regroupant les variables suivantes : la granulométrie, la teneur en minéraux amorphes, le taux de matière organique et la densité apparente. Les analyses ont été faites au laboratoire des sols du Cirad à Montpellier et permettent de caractériser les horizons 0-10 cm et 30-40 cm de profondeur.

3.1.1. Caractéristiques agronomiques des sites sélectionnés

Les parcelles de canne à sucre (Figure 5) étudiées sont implantées sur des ferralsols et présentent des conditions similaires d'altitude (130 m) et de pluviométrie (2800 mm) (Tableau 3) :

- **le site DU se trouve sur une parcelle expérimentale**, située sur le domaine Duclos de l'INRA Antilles-Guyane, n'ayant reçu aucun traitement phytosanitaire depuis 2011. Après un labour peu profond réalisé mi-juin 2016, elle a été plantée en canne à sucre (variété R570) fin juin 2016 et correspond à une situation de premier cycle de canne.
- **la parcelle du site FENC**, située sur le domaine de l'exploitation bananière Saint-Denis est conduite suivant une pratique de rotation culturale banane – canne à sucre à des fins d'assainissement du sol des parasites telluriques. Elle a été implantée en 2014 après labour. C'est donc une situation de 3^{ème} cycle de canne à sucre et aucun traitement herbicide n'a été effectué depuis la plantation. Le désherbage chimique (pas d'information disponible sur les matières actives utilisés) a eu lieu en début de plantation, lorsque le sol était nu, sur l'inter-rang. Après chaque récolte, la paille est laissée pour couvrir la surface du sol et empêcher la colonisation par les adventices et faciliter le développement du cycle de canne suivant.

⁴ Pluviométrie issue de l'interpolation des isohyètes interannuelles présentes sur la carte des isohyètes interannuelles de la période 1929-1978 (ORSTOM, 1981)



Figure 5 : Photos des sites de canne à sucre étudiés

Les sites cultivés en banane présentent les caractéristiques suivantes :

- **les parcelles des sites GV1 et GV2 sur andosols** (Figure 6) ont été plantées en 2012 et 2013 après un labour, avec des vitroplants de la variété *Cavendish*. Les planteurs, contraints par les conditions de pente qui ne favorisent pas le désherbage mécanique, ont implanté un couvert végétal de petit-mouron sur GV2 afin de réduire l'utilisation d'herbicides et favoriser la structuration du sol. Sur GV1, le désherbage chimique (glyphosate, glufosinate) était pratiqué plusieurs fois par an. Pour lutter contre la cercosporiose, les planteurs réalisent un effeuillage régulier et des traitements aux fongicides foliaires (propiconazole, difénoconazole). Enfin, les bananiers sont « piqués » au glyphosate puis les parcelles mises en jachère à la fin de chaque cycle de plantation (environ tous les cinq ans).
- **la parcelle du site NS sur andosols**, située la plus en altitude, présente une pierrosité élevée ainsi qu'une pente importante et n'a jamais été labourée. Située à côté du hangar de l'exploitation et installée depuis plus de cinq ans, elle a été plantée initialement en vitroplants *Cavendish* puis replantée avec les rejets. Elle est également désherbée chimiquement (glyphosate, glufosinate) et traitée régulièrement aux fongicides foliaires (propiconazole, difénoconazole), en plus de la pratique de l'effeuillage.
- **la parcelle du site MVII sur nitisols** située la plus en aval, a été plantée en vitroplants *Cavendish* depuis 2012 mais n'est plus traitée aux herbicides et insecticides depuis au moins 5 ans (glyphosate, fosthiazate). L'exploitant, retraité, pratique surtout l'effeuillage et le désherbage mécanique, mais a déclaré utiliser des fongicides foliaires au moins une fois par an (difénoconazole ou propiconazole). Bien exposée aux alizés, elle présente des conditions de sécheresse particulières qui ont compliqué la mise en œuvre de l'essai. Celui-ci a dû être renouvelé afin de bénéficier d'une période présentant des pluies suffisantes pour générer des écoulements.
- **la parcelle du site FENB sur ferralsols**, située sur le domaine de l'exploitation bananière Saint-Denis est conduite suivant une rotation culturale banane – canne à sucre à des fins d'assainissement du sol des parasites telluriques. Elle a été plantée en vitroplants *Cavendish* en 2015 selon un motif de double rang pour faciliter le désherbage mécanique sur le large inter-rang. Sur le double rang, des herbicides (glyphosate) sont utilisés pour désherber. Pour lutter contre la cercosporiose, les planteurs réalisent un effeuillage régulier et des traitements aux fongicides foliaires (propiconazole, difénoconazole, fenpropidine).



Figure 6 – Photos des sites de bananeraie étudiés

Site	NS	GV2	GV1	MVII	FENC	FENB	DU
Commune	Capesterre-Belle-Eau, Concession	Capesterre-Belle-Eau, Bomba	Capesterre-Belle-Eau, Bomba	Capesterre-Belle-Eau, Morne d'Or	Petit-Bourg, Fenneteau	Petit-Bourg, Fenneteau	Petit-Bourg, Prise d'Eau
Coordonnées (WGS84 UTM zone 20N - EPSG32620)	-648764.0, 1776032.5	-650772.8, 1776139.4	-650804.9, 1776112.1	-651716.3, 1775943.5	-646132.3, 1789362.1	-6860709, 182535	-6864183.1, 1828357.5
Surface (ha)	0.72	0.4	1.1	0.03	1.04	2.61	0.12
Surface essai (m²)	32	32	32	32	16	32	16
Pédologie	Andosol	Andosol	Andosol	Nitisol	Ferralsol	Ferralsol	Ferralsol
Culture	Banane export	Banane export	Banane export	Banane export	3 ^{ème} cycle de canne à sucre	Banane export	1 ^{er} cycle de canne à sucre
Durée de l'essai (jours)	65	50	50	75	63	76	70
Cumul de pluie - moyenne interannuelle (mm)	3909	3218	3168	2906	2807	2795	2858
Cumul de pluie sur l'essai (mm)	703.5	678	678	516.2	636.5	737.46	579.5
Altitude moyenne (m)	281	170	150	82	145	144	111
Altitude min (m)	273	164	132	81	141	138	110
Altitude max (m)	287	175	169	83	150	147	112
Pente moyenne (°)	9.11	9.61	10.48	7.95	5.2	4.95	8.21
Pente min (°)	2.5	3.48	1.47	5.4	2.24	0.08	6.39
Pente max (°)	18.87	14.6	16.1	11.56	7.56	12.61	9.59

Tableau 3 : Caractéristiques des sites expérimentés

3.1.2. Texture des sols

Les sols étudiés ont majoritairement une texture argileuse, sauf l'horizon de surface des sites FENC et FENB (Figure 7). Notons que la granulométrie des andosols est difficile à quantifier à cause de la floculation des minéraux amorphes qui peut augmenter artificiellement le taux de limons fins au détriment de la fraction inférieure à 2 µm. Pour cela, un traitement spécifique sans séchage et après complexation à l'oxalate d'ammonium a permis de mieux séparer les différentes fractions des échantillons de sol des sites sur andosols NS, GV1 et GV2.

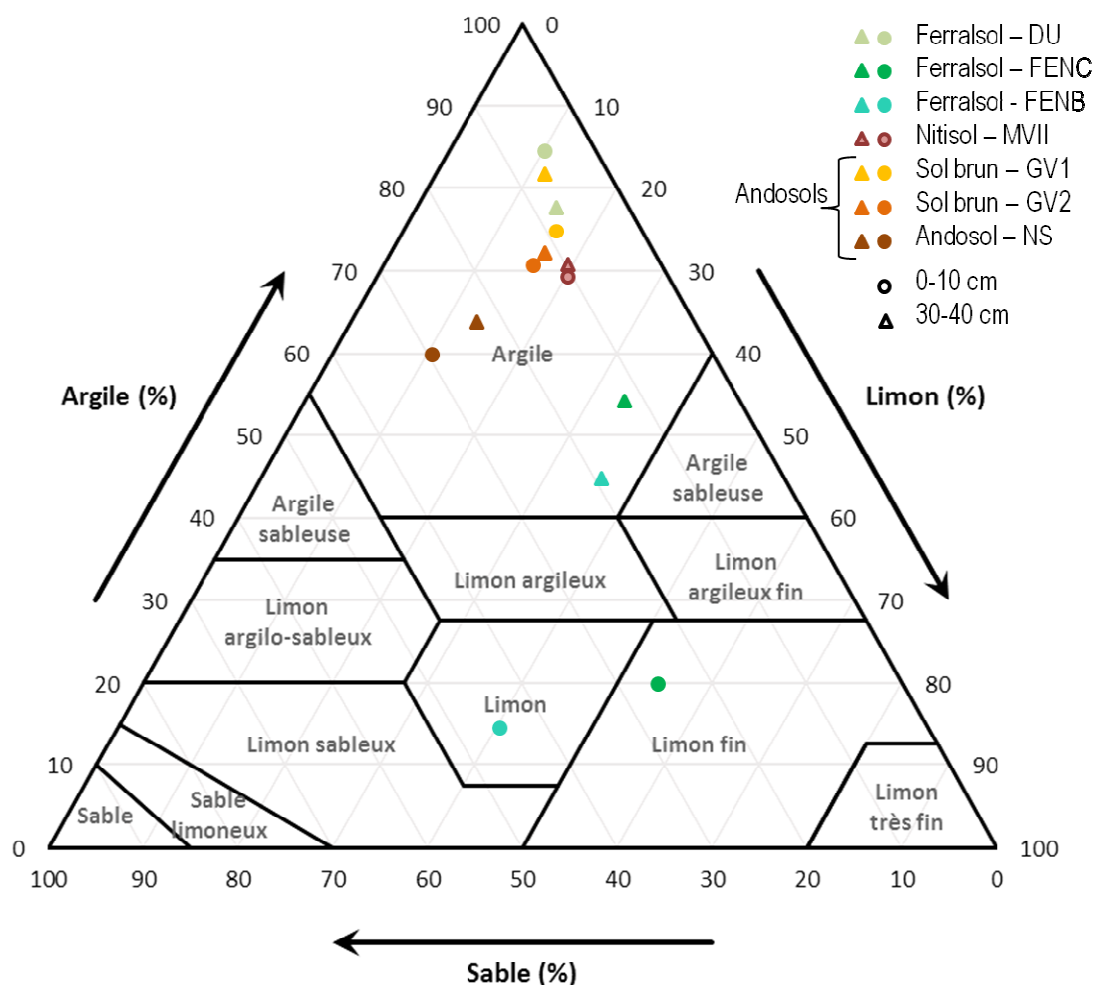


Figure 7 : Classes texturales des sols étudiés (détermination après complexation à l'oxalate pour les andosols)

3.1.3. Teneur en allophane et en carbone organique des sols

Le Tableau 4 présente les teneurs en allophanes et en carbone organique (CO) des sols étudiés. La détermination des minéraux amorphes des andosols se base sur l'analyse chimique élémentaire en silicium. Si une certaine convergence existe entre les différents protocoles permettant d'estimer les teneurs en minéraux amorphes, cela demeure toujours un sujet de recherche afin d'améliorer les protocoles d'extraction. Dans le cadre de ce travail nous avons utilisé le protocole et la relation proposés par Parfitt and Wilson (1985), basés sur le silicium extrait à l'acide oxalate (Si_o). La teneur en allophanes (Allo) est estimée par l'équation suivante :

$$Allo = 7,1 \times Si_o \quad \text{Équation 1}$$

Ces déterminations ont été conduites sur les andosols des sites NS, GV1 et GV2. Le site NS présente des teneurs en allophanes nettement plus importantes que les sites GV1 et GV2 (Tableau 4). Ce résultat est en accord avec les travaux de Colmet-Daage et Lagache (1965) et Sierra et al. (2018) qui montrent une augmentation des teneurs en allophanes avec l'altitude. Sierra et al. (2018) observent des teneurs en allophanes comprises entre 25 g.kg^{-1} et 75 g.kg^{-1} sur une toposéquence de sols volcaniques tropicaux de Guadeloupe située entre 100 et 700 m d'altitude.

Les teneurs en carbone organiques (CO) sont variables suivant les sols et la profondeur, avec des teneurs variant entre 2% et 7% en surface et entre 0.5% et 4% en profondeur (Tableau 4). Les teneurs en CO diminuent avec la profondeur et sont les élevées pour les sites sur andosols, ce qui est en accord avec les propriétés de ce type de sols. On notera qu'au sein

des andosols les teneurs sont plus élevées pour le site NS que pour les sites GV1 et GV2, résultats également concordants avec l'effet protecteur des allophanes vis-à-vis de la matière organique.

Type de sols Site	Altitude (m)	Andosols		Nitisol MVII	Ferralsols		
		NS	GV1-GV2		DU	FENC	FENB
	Profondeur	281	160	81	111	145	144
Allophane (g.kg ⁻¹)	0-10cm	203.2	29.5 (0-3cm)	-	-	-	-
	10-20cm	193.4	19.4 (3-20cm)	-	-	-	-
	25-30cm	204.2		-	-	-	-
	30-40cm	266.7	23.2	-	-	-	-
	40-50cm	407.1		-	-	-	-
	>60cm	362.7	28.2	-	-	-	-
%CO	0-10cm	6.74	2.34	2.22	2.18	3,18	3.24
	10-20cm	5.81		1.65		2,30	3.24
	30-40cm	4.36	1.2	0.51	1.93	1.8	2.13
	40-50cm	1.93					0.92
	>60cm	3.97		0.46		0.83	

Tableau 4 : Teneurs en allophanes et en carbone organiques des sols

Focus pédologique sur les caractéristiques des horizons andiques:

Le World Reference Base for Soil Ressource (WRB) (1998) décrit les horizons andiques comme résultant de l'altération modérée de dépôts essentiellement pyroclastiques, associés ou non à des matériaux non volcaniques, et devant avoir les caractéristiques physico-chimiques et minéralogiques suivantes (Shoji et al. 1996, Berding, 1997) : 1) une densité apparente (sans séchage préalable) inférieure à 0.9 g.cm^{-3} ; 2) % argile $\geq 10\%$ et $\text{Al}_o + 1/2 \text{ Fe}_o = 2$; 3) rétention des phosphates $\geq 70\%$; 4) teneur en verres volcaniques $< 10\%$; 5) épaisseur supérieure à 30 cm.

On les classe ensuite selon deux catégories en fonction de leur teneur en allophanes (allo) et en complexes organo-aluminiques (CoAl). L'horizon dit **silandique** regroupe les horizons de sols où les minéraux allophaniques sont dominants alors que l'horizon dit **alundique** regroupe les matériaux dans lesquelles les complexes organo-aluminiques dominent les constituants secondaires.

La distinction est basée sur les résultats d'extraction dans l'oxalate d'ammonium (o) et le pyrophosphate de sodium (p) : si la teneur en Si_o est supérieure à 6 g.kg^{-1} ou si le rapport Al_p/Al_o est inférieur à 0.5 alors l'horizon est déclaré silandique, sinon il est déclaré alundique.

Poulenard et Herbillon (2000), propose d'enrichir ces critères de distinction pour mettre en avant le caractère dominant de l'un ou l'autre constituant secondaire. Ils proposent donc une classification des horizons andiques en trois catégories :

- les horizons dits **strictement silandiques** riches en allophanes pour $\text{Si}_o > 6 \text{ g.kg}^{-1}$ et $\text{Al}_p/\text{Al}_o < 0.3$;
- les horizons dits **strictement alundiques** riches en complexes organo-aluminiques pour $\text{Si}_o < 6 \text{ g.kg}^{-1}$ et $\text{Al}_p/\text{Al}_o > 0.66$;
- les horizons dits **sialundiques** où les complexes organo-aluminiques dominent mais s'accompagnent de teneurs en allophane variables avec $0.3 < \text{Al}_p/\text{Al}_o < 0.66$.

La Figure 8 résume la classification des différents horizons pour les andosols des sites NS et GV1 et GV2. Suivant cette détermination, le site NS se classe comme un sol riche en allophanes, tandis que les sites GV1 et GV2 ont une dominante plus importante de complexe organo-aluminiques. Ces résultats permettent de distinguer les variations au sein des sols et horizons andiques étudiés et sont cohérents avec la cartographie des sols de la Guadeloupe établie par Colmet-Daage. Des variations de comportement sont donc probables entre andosols pour le site NS d'une part, et les sites GV1 et GV2 d'autre part.

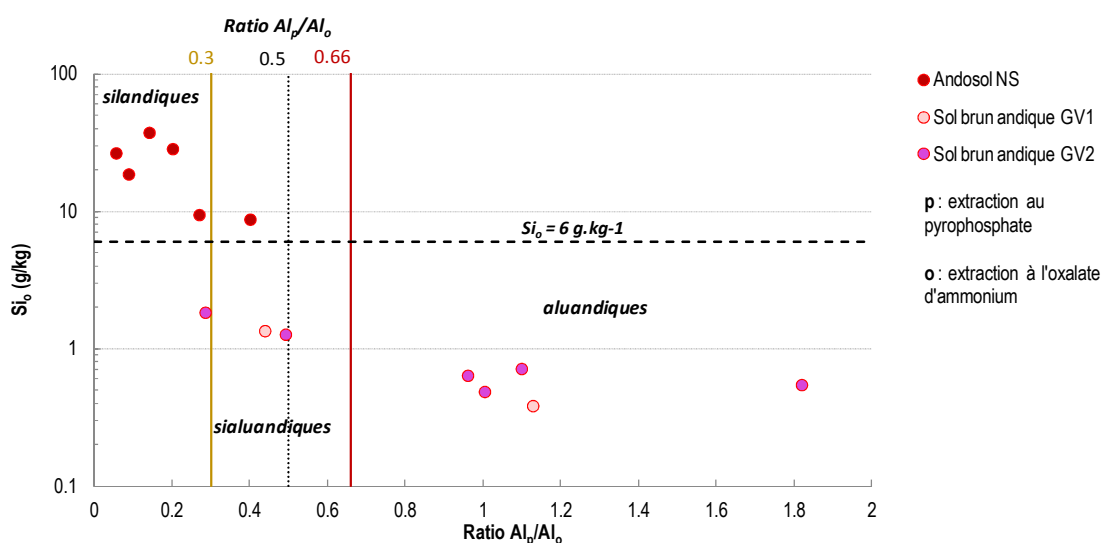


Figure 8 : Classification des horizons andiques des andosols NS, GV1 et GV2

3.1.4. Propriétés physiques et hydrodynamiques des sols

A partir de fosses pédologiques, une caractérisation des propriétés physiques du sol a été réalisée sur les différents horizons du profil. Ces mesures regroupent la détermination : i) de la conductivité hydraulique à saturation K_{sat} (mm/h) par la méthode du double anneau de Müntz, ii) de la conductivité hydraulique en condition non saturée pour un potentiel de 2 cm ($K(h=2\text{cm})$) par infiltrométrie et iii) de la densité apparente (g.cm^{-3}).

Les valeurs de densité apparente, déterminées avec la méthode des cylindres, sont indiquées dans le Tableau 5. Ces valeurs sont, de manière générale, faibles par rapport à des références pour des sols cultivés en régions tempérées, mais cohérentes avec les processus de pédogenèse des sols volcaniques tropicaux et les résultats de travaux antérieurs tels que

ceux conduits par Dorel et al. (2000). Cette propriété est par ailleurs plus marquée pour les sols situés aux altitudes les plus élevées, les andosols. On retrouve en effet des valeurs de densités apparentes plus faibles pour le site NS par rapport aux autres sites. En résultante à cette faible densité apparente, les sols présentent une importante porosité et une grande capacité de rétention en eau.

Type de sols		Andosols		Nitisols	Ferralsols		
Site		NS	GV1-GV2	MVII	DU	FENC	FENB
Altitude (m)		281	160	81	111	145	145
Profondeur							
Densité apparente (g.cm ⁻³)	0-10cm	0.60	0.9	0.83	1.02	0.85	0.78 - 0.90
	10-20cm	0.50	0.85	-	-	0.89	-
	20-30cm	0.44	0.78	-	1.18	-	0.85
	30-40cm	0.46	0.92	0.79	0.9	0.87	-
	40-50cm	0.33	0.76	-	0.95	-	0.77
	>60cm	0.46	0.70	0.86	0.93	0.81	-

Tableau 5 : Densité apparente mesurée dans les sols étudiés

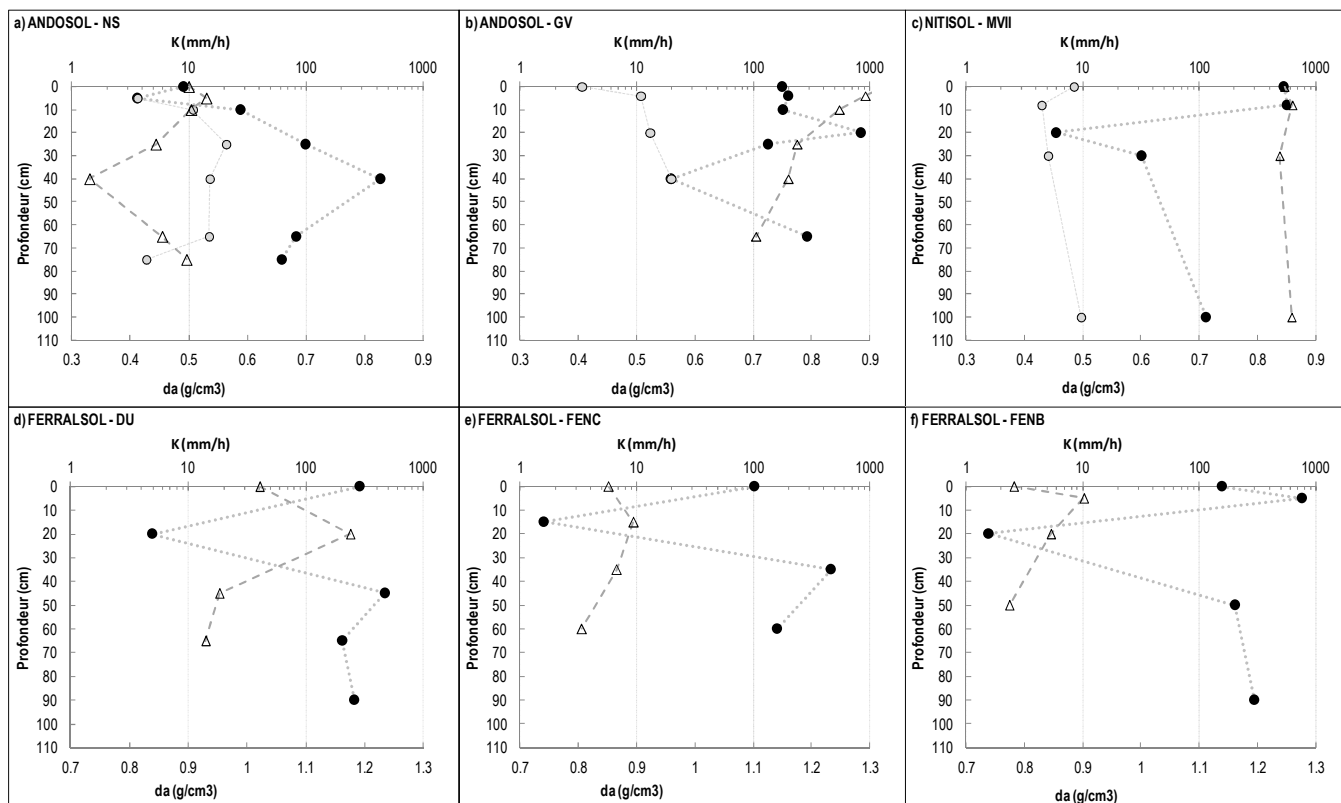
La Figure 9 présente les mesures de conductivité hydraulique à saturation (K_{sat}) et en condition non saturée ($h=2$ cm) dans le profil de sol. Sur chaque profil de sol, 4 à 7 mesures de conductivité ont été effectuées suivant les distinctions morphologiques dans le profil, avec dans tous les cas la première mesure en surface. Sur les sites ferralsols il n'a pas été possible d'effectuer les mesures de conductivité hydraulique en condition non saturée pour des raisons d'accessibilité au matériel.

Les andosols ont été caractérisés sur les sites NS et GV (1&2) : on identifie deux profils différents suivant les sites en lien avec des variations locales. La parcelle du site NS n'a jamais été labourée, mais a été fortement piétinée (et subit le passage de machines) pour la conduite des travaux culturaux. Elle présente de ce fait un horizon de surface plus compact. La description morphologique du profil ne met pas en évidence de macropores visibles en surface et les valeurs de densité apparente sont également les plus élevées en surface. Cette compaction locale entraîne une faible conductivité hydraulique à saturation (entre 3.6 et 10 mm/h) en surface (Figure 9a) qui réduit fortement l'infiltrabilité dans les 5 premiers centimètres du sol. Ainsi pour des pluies d'intensité supérieure à 10 mm/h, la capacité d'infiltration sera limitée et le ruissellement Hortonien (par dépassement de la capacité d'infiltration du sol) sera favorisé. Les autres horizons du profil présentent des conductivités hydrauliques élevées entre 30 et 430 mm/h, en accord avec les fortes capacités de drainage des andosols tropicaux favorisant les écoulements vers le milieu souterrain. Pour les sites GV1 et GV2, les mesures ont mis en évidence les caractéristiques attendues d'un andosol : le profil est très drainant avec des conductivités hydrauliques à saturation élevées, supérieures à 130 mm/h (Figure 9b). Cependant, un horizon particulier se distingue à 40 cm de profondeur car beaucoup moins perméable que les autres ($K_{sat} = 20$ mm/h) (Tableau 6), et pourrait résulter d'une compaction par un labour ancien (avant mise en place de la parcelle). Il est susceptible de favoriser la présence d'une nappe perchée pouvant conduire en situation climatique très humide à un ruissellement par saturation. Ces résultats sont cohérents avec des études antérieures conduites sur andosols (Dorel et al., 2000 ; Saison et al., 2000 ; Sansoulet et al., 2008).

Le nitisol de la parcelle de banane MVII, labouré avant mise en place des vitroplants, a un horizon peu perméable vers 20 cm de profondeur (5,9 mm/h) alors qu'en surface, les conductivités hydrauliques sont très élevées autour de 550 mm/h (Figure 9c, Tableau 6). Cette situation favorise l'occurrence de ruissellement par saturation, ainsi que les écoulements superficiels dans cet horizon de sol.

Les ferralsols étudiés présentent la même évolution de la conductivité hydraulique à saturation dans le profil : très drainant en surface et en profondeur avec des K_{sat} supérieures à 100 mm/h, et un horizon peu perméable vers 15-20 cm de profondeur ($K_{sat} = 2$ à 5 mm/h) associé à des densités apparentes plus élevées que sur le reste du profil (Figure 9d-e-f, Tableau 6). Le travail du sol sur ces parcelles, en 2014 pour FENC, 2015 pour FENB et en juin 2016 pour DU, expliquerait

l'existence d'un horizon compact (semelle de labour) réduisant fortement la perméabilité du sol. Comme pour le nitisol, cette situation peut favoriser le ruissellement par saturation du profil après d'importants cumuls de pluie sur de courtes périodes ou par des pluies très intenses.



Légende :

- Conductivité à saturation - K_{sat}
- Conductivité à -2cm - K(-2cm)
- △ Densité apparente - da

Figure 9 : Conductivité hydraulique et densité apparente en fonction de la profondeur des sols

		Conductivité hydraulique à saturation - K _{sat} (mm/h)		Profondeurs associées aux K _{sat} (cm)		da associées aux K _{sat} (g/cm ³)	
		min	max	min	max	min	max
Andosols	NS	3.6	430.8	0 - 5	40	0.53	0.33
	GV	19.8	843.1	40	20	0.76	—
Nitisols	MVII	31.9	564.3	30	8	0.84	0.86
Ferralsols	DU	4.9	469.7	20	45	1.18	0.95
	FENC	1.6	466.6	15	35	0.89	0.87
	FENB	1.55	759.9	20	5	0.85	0.90

Tableau 6 : Caractérisation des horizons à forte et faible capacité d'infiltration

3.2. Les matières actives choisies : doses et mode d'épandage

Parmi les matières actives utilisées actuellement dans les systèmes de culture de banane et de canne, nous avons identifié 7 matières actives (5 herbicides, 1 insecticide et 1 fongicide) que nous étudierons plus spécifiquement au moyen des expérimentations de terrain. En plus d'être utilisées dans les traitements phytosanitaires actuels, le choix des matières actives a été guidé par deux autres critères : i) elles ne sont pas antagonistes et ii) leurs propriétés physico-chimiques sont contrastées.

Le devenir des matières actives après application est couramment estimé sur la base des propriétés de demi-vie et de coefficients de partage eau-sol (K_d et K_{oc}). Le coefficient de partage eau-sol d'une molécule (K_d en $L.kg^{-1}$), reflète l'affinité d'une molécule pour les particules de sol, c'est-à-dire sa capacité à s'adsorber. Ce coefficient peut également être normalisé par la teneur en carbone organique (% CO) pour exprimer l'affinité d'une molécule pour les matières organiques des sols (K_{oc}) (Barriuso & Calvet, 1992).

Pour les molécules choisies, ces paramètres sont listés dans le Tableau 7. Ils sont issus de la littérature, et ont le plus souvent été déterminés pour des conditions pédoclimatiques tempérées. Pour les paramètres de chaque molécule, on identifie une gamme de valeurs possibles, plutôt qu'une valeur unique qui dépend des conditions pédoclimatiques propre à chaque site d'étude. Les propriétés collectées dans les bases de données reflètent cette variabilité, mais ne renseignent pas sur les conditions pédoclimatiques spécifiques de chaque détermination.

Molécule	K_{foc}	K_{oc}	DT50 champ
Glyphosate	3091 - 60000 ^a	14236 (884 – 50660) ^a	24 (5 – 41) ^a
AMPA	1160 – 45900 ^a	-	280-630 ^a
Difénoconazole	3760 (400 – 7730) ^a	-	92 (20-265) ^a
Asulam	20 (15 – 66) ^a	-	9 ^b
Fosthiazate	25 - 97 ^a	239 (162 – 286) ^b	13 (9-17) ^a
Mésotrione	83 (14 – 354) ^a	15 – 390 ^b	5 (3-7) ^a
2,4-D	12 - 380 ^a	39 (16 – 68) ^a	29 (22-38) ^b
Métolachlore (S)	51 – 3679 ^b	120 (110 – 369) ^a	21 (11-31) ^a
Chlordécone	-	2500-20100 ^c 1231-2547 ^d 17500 ^e	300 ^b

Tableau 7 : Propriétés des matières actives étudiées, valeur moyenne et gamme entre parenthèse

Sources : a) EFSA, European Food Safety Authority «Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance » ; b) PPDP : Pesticide Properties Database (University of Hertfordshire); c) Cabidoche et al, 2009 ; d) Fernandez-Bayo et al. 2013 ; e) Kenaga 1980.

Sur la base de ces connaissances, nous pouvons établir différents groupes de molécules, en fonction des valeurs moyennes de durée de demi-vie estimée au champ et de coefficient d'adsorption (Figure 10).

Pour chaque essai nous avons fabriqué une solution « bouillie » contenant les matières actives sélectionnées (six herbicides et un fongicide) mises en solution dans de l'eau (800 L d'eau/ha). La bouillie est pulvérisée (pulvérisateur à dos manuel 15 L SOLO 425) de manière homogène sur le sol de la zone d'essai (Tableau 9) dans les conditions recommandées (peu de vent et absence de pluie). L'insecticide (Némathorin) est répandu directement sur le sol sous forme de granulés car son usage cible les nématodes du sol. Les quantités de produits phytosanitaires utilisées pour préparer les bouillies ont été calculées sur la base des recommandations aux agriculteurs issues des instituts techniques et coopératives (Centre Technique de la Canne à Sucre (CTCS), Les Producteurs de Guadeloupe (LPG), Institut Technique Tropical (IT²)) (Tableau 8).

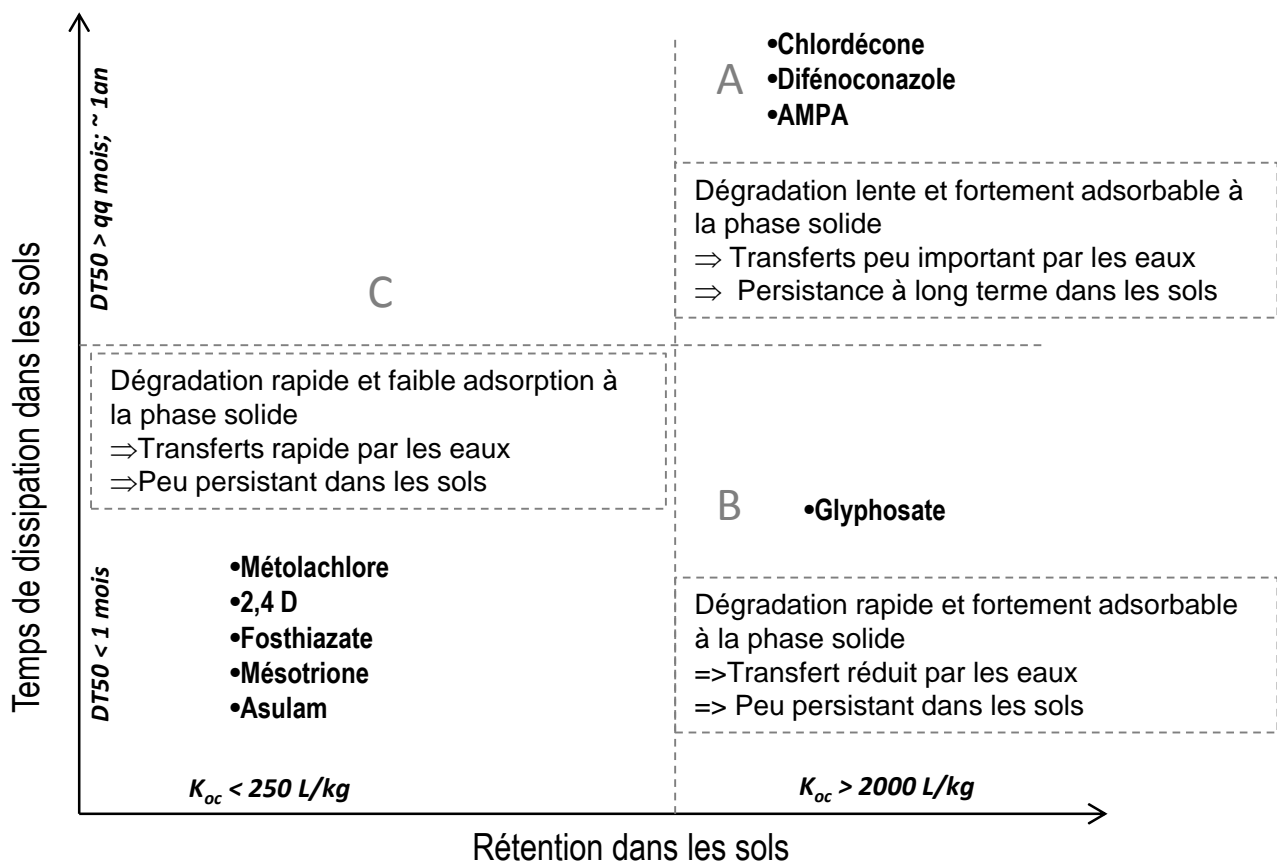


Figure 10 : Comportement de devenir des matières actives dans les eaux et les sols attendu en fonction des propriétés physico-chimiques

Produits	Matières Actives	Dose recommandée (L/ha)	[MA] dans le produit (g/L)	Essais « Canne à sucre »		Essais « Banane »	
				Quantité produit (L)	MA (g)	Quantité produit (L)	MA (g)
TOUCHDOWN	Glyphosate (sel de diammonium)	2	360	0,0032	1,152	0,0064	2,304
DICOPUR 600	2,4-D (sel de diméthylamine)	2	600	0,0032	1,92	0,0064	3,84
ASULOX	Asulam (sel sodique)	9	400	0,0144	5,76	0,0288	11,52
NEMATHORIN	Fosthiazate (granulés)	20 g/pied	100 g/kg	90 g	9	180 g	18
CAMIX	Mésotrione	3,75	40	0,006	0,24	0,012	0,48
CAMIX	Métolachlore (S)	3,75	400	0,006	2,4	0,012	4,8
SICO	Difénoconazole	0,4	250	0,00064	0,16	0,00128	0,32

Tableau 8 : Dose et quantités de matières actives appliquées

3.3. Dispositif d'observation

Le dispositif et le suivi expérimental (Tableau 9) sont conçus pour l'analyse des écoulements d'eau d'un point de vue : i) quantitatif avec la mesure des volumes ruisselées, drainées et « stockées » dans le sol, ainsi que la charge en MES dans les écoulements et ii) qualitatif par détermination des concentrations en matières actives dans les phases dissoutes, particulaire et dans le sol.

Le dispositif est le même quel que soit le système de culture étudié, banane ou canne à sucre. Il s'adapte néanmoins au motif de la plantation ce qui entraîne une surface d'épandage et de collecte différente, 32 m² en bananeraie et 16 m² en canne.

Chaque essai débute le jour de l'application des pesticides (Tableau 11 et Figure 12) avec un prélèvement de sol réalisé juste avant l'application pour connaître l'état de contamination initial du sol. Le suivi hydrologique et la collecte des eaux sont assurés grâce à une case de ruissellement et trois gouttières implantées dans le sol à environ 30-40 cm de profondeur, et reliées à des cuves qui intègrent les écoulements sur une période générant assez d'eau pour permettre un prélèvement suffisamment important pour être analysé. Pour tenir compte des contraintes analytiques un minimum d'eau doit être prélevé. Le moment du prélèvement est guidé par les lames de pluies des jours précédents ayant généré de l'écoulement dans la cuve et les prévisions météorologiques des jours à venir (Samouelian et al. 2017 : Livrable 2 et § 3.4).

L'ensemble du dispositif est en inox pour éviter l'adsorption des matières actives. Dans chaque cuve est installé un capteur de pression afin de connaître les instants de déclenchement et d'arrêt des phénomènes de drainage et de ruissellement. Une plaque de protection placée en amont de la zone d'essai permet de bloquer le ruissellement de l'amont afin d'éviter d'éventuelles contaminations de la zone d'essai. Associé à ce dispositif, un ensemble de trois sondes TDR pour le suivi de la teneur en eau volumique du sol permet d'estimer les variations de stock d'eau dans le sol à trois profondeurs différentes. Le suivi des précipitations s'effectue grâce à un pluviographe à auget basculeur (permettant de calculer l'intensité de la pluie et le cumul de la pluie pour un événement) et d'un pluviomètre à lecture manuelle. Une centrale d'acquisition collecte l'ensemble des mesures sur un pas de temps de 5 minutes (capteur de pression, mesure TDR et basculements d'auget). Les états de surface sont suivis par observation lors des sorties de terrain au sein de la case de ruissellement afin de qualifier le recouvrement végétal après application des six herbicides et la surface du sol en termes d'ouverture et de fermeture (fentes de retrait, agrégats, surface fermée, croutée etc..) suite aux événements pluvieux ou au travail du sol pour les cycles de canne à sucre (annexes 9.2).

Les essais durent entre 2 à 3 mois après l'application des pesticides afin d'obtenir au moins 6 prélèvements d'eau de drainage et de ruissellement. Le suivi des matières actives dans le sol à différentes profondeurs (0-5 cm, 5-15 cm et 30-40 cm) s'échelonne à différents intervalles de temps depuis l'application : 15 min, 1 jour, 2 jours, 4 jours, 7 jours, 15 jours, 30 jours et ~60-80 jours.

Canne à sucre	Bananeraie
Surface de 16 m ²	Surface de 32 m ²
1 case de ruissellement en inox de 1,6 m ² (1 m x 1,6 m pour une hauteur de 25 cm)	1 case de ruissellement en inox de 4,6 m ² (2 m x 2,6 m pour une hauteur de 25 cm)
3 gouttières de récupération des eaux drainées (60 cm x 9 cm) implantées vers 30-40cm de profondeur	3 gouttières de récupération des eaux drainées (104 cm x 9 cm) implantées vers 30-40cm de profondeur
<p>1 cuve de collecte des eaux de ruissellement en inox (30 L)</p> <p>1 cuve de collecte des eaux de drainage infiltrées dans le sol et drainées par les gouttières en inox (80L)</p>	
<p>1 pluviographe à auget de 0,2 mm</p> <p>1 pluviomètre à lecture manuelle</p>	
<p>3 sondes TDR CS625 mesurant l'humidité volumique du sol et situées vers 5-10 cm, 25-30 cm et 30-40 cm de profondeur</p> <p>1 centrale d'acquisition Campbell (CR800) pour programmer les capteurs, centraliser et télécharger les données</p> <p>1 dispositif d'alimentation électrique par batterie et panneau solaire</p>	
<div style="display: flex; align-items: flex-start;"> <div style="flex: 1;"> <p>canne Zone traitée: 5,20 x 3,0 = 15,6 m² Plaque amont protection: 5,4 m</p> <p>Plaque amont</p> <p>Zone d'application</p> <p>Gouttière enterrée (30-40 cm) collecte infiltration</p> <p>ruissellement infiltration</p> </div> <div style="flex: 1;"> </div> </div>	<div style="display: flex; align-items: flex-start;"> <div style="flex: 1;"> <p>Banane Zone traitée: 6,60 x 4,80 = 31,7 m² Plaque amont protection: 7,60 m</p> <p>Plaque amont</p> <p>Zone d'application</p> <p>Gouttière enterrée (30-40 cm) collecte infiltration</p> <p>ruissellement infiltration</p> </div> <div style="flex: 1;"> </div> </div>

Tableau 9 : Dispositif expérimental in situ

3.4. Traitement et conditionnement des échantillons

Les prélèvements d'eau et de sols sont traités et conditionnés au laboratoire de l'INRA – Domaine Duclos afin de déterminer la charge solide des eaux (g/l) et d'envoyer les échantillons (sol, eau filtrée et matières en suspension (MES)) au Laboratoire d'analyse départemental de La Drôme (LDA26) pour l'analyse des matières actives (Samouelian et al. 2017 : Livrable 2). Les eaux sont filtrées sous vide dans des cellules de filtration en verre afin de dissocier la phase solide de la phase liquide au seuil de coupure de 0.7 µm (Figure 11). Le filtrat et les MES sur filtres sont réfrigérés avant envoi pour analyse.



Figure 11 : Banc de filtration pour le traitement des eaux de ruissellement et de drainage

Pour la matrice liquide, un minimum de 150 ml d'eau est nécessaire pour l'analyse du glyphosate et 1300 ml pour l'analyse des autres matières actives.

En général la matrice liquide n'est pas contraignante à l'inverse de la phase particulaire. En effet, l'analyse des pesticides sur la phase particulaire nécessite un minimum de 0.5 g de MES mais il est possible de réaliser une partie des analyses à partir de 0.25 g de MES mais avec une augmentant de la limite de quantification. Pour atteindre ces quantités minimums, on collecte entre 2 et 10 litres d'eau chargée entre 0.05 et 0.25 g/l de MES. On notera que, l'analyse du glyphosate et de son métabolite l'AMPA n'a pas pu être réalisée sur la phase particulaire car elle nécessitait une quantité minimale de 5 g de MES.

Au LDA26, les matières actives sont quantifiées, après une étape d'extraction dans un solvant (eau ou solvant organique), par chromatographie en phase liquide à haute performance (HPLCMS), méthode à laquelle sont associées de fortes incertitudes, en particulier sur les matrices Sol et MES (entre 35 et 50% suivant les matières actives) (Tableau 10).

Matières Actives	Matrice liquide : EAU		Matrice solide : SOL et MES	
	LQ (µg/l)	Incertitude %	LQ (µg/kg)	Incertitude %
DIFENOCONAZOLE	0.05	25%	50	40%
CHLORDECONE	0.01	30%	5	40%
GLYPHOSATE	0.03	50%	40	35%
ASULAM	0.1	50%	40	50%
2,4 D	0.02	30%	50	50%
FOSTHIAZATE	0.02	40%	20	40%
METOLACHLORE	0.02	30%	50	40%
MESOTRIONE	0.01	50%	40	50%

Tableau 10 : Limites de quantification (LQ) et incertitudes liées aux analyses des pesticides au LDA26.

4. Importance des transferts par drainage et par ruissellement : analyse des flux d'eau et de particules

4.1. Bilan des données acquises

Les expérimentations se sont déroulées entre août 2016 et octobre 2018 (Figure 12, Tableau 11). Les essais en bananeraies sur andosols, nitisols et ferralsols ont été menés pendant la saison des pluies afin de correspondre à la période de traitements phytosanitaires la plus intense. En effet, cette saison est marquée par un développement plus important des champignons (cercosporiose) et de plantes adventices. Seul l'essai sur l'andosol du site NS a été initié à la mi-carême 2017 pour une raison d'organisation du travail au sein du projet. Néanmoins ce site le plus en altitude est soumis à des pluies régulières et abondantes, même à cette période. Durant la même période, un essai conduit sur la modalité nitisol sous bananeraie (MVI) fût non concluant, (seulement 2 prélèvements d'eau de ruissellement (Tableau 11)). Aussi, les données acquises au cours de cette période n'ont pu être exploitées que dans l'analyse de la dissipation des matières actives dans les sols (§ 5.2). L'essai sur nitisol a été reconduit en saison pluvieuse (MVII) en début octobre 2017. Les essais sur ferralsols en canne à sucre (DU et FENC) ont également été menés en début de saison des pluies afin de correspondre au calendrier cultural (récolte après le carême et plantation ou repousse à partir de juin-juillet) et de traitements herbicides en début de cycle pour assurer un bon développement de la canne afin de concurrencer celui des adventices. Les essais ont duré en moyenne 2 mois sur chaque site avec un cumul de pluie moyen de 626 mm soit 10 mm/jour. La chronologie des essais et la synthèse des données sont dans le Tableau 11 et la Figure 12.

2016	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre
Cumul pluies aval BV Pérou (mm)	32	99	187	76	246	129	74	144	185	202	382	249
	saison sèche : carême		saison humide : reprise des pluies; avril est sec				mois sec	saison des pluies : hivernage				
Modalité								DU : Ferralsol X Canne à sucre				
Durée de l'essai et cumul de pluie								70 jours - 579,5 mm		GV1 : Andosol X bananes 50 jours - 678 mm		
										GV2 : Andosol X bananes 51 jours - 678 mm		
2017	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre
Cumul pluies aval BV Pérou (mm)	59	111	222	257	146	223	129	182	554	302	133	201
	saison sèche : carême		saison humide : reprise des pluies				mois sec	saison des pluies : hivernage				
Modalité	NS : Andosol X bananes						FENC : Ferralsol X Canne à sucre		MVII : Nitisol X bananes			
Durée de l'essai et cumul de pluie	65 jours - 703,5 mm						63 jours - 637 mm		75 jours - 516,2 mm			
	MVI : Nitisol X bananes 65 jours - 533 mm											
2018	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre
Cumul pluies aval BV Pérou (mm)	140	93	42	242	204	110	231	276	203	290	432	142
	fin s. pluies	saison sèche : carême		reprise des pluies		mois sec	saison des pluies : hivernage					début carême
Modalité								FENB : Ferralsol X bananes				
Durée de l'essai et cumul de pluie								76 jours - 738 mm				

Figure 12 : Positionnement chronologique et climatique des essais

Culture	Sol	Acronyme de l'essai	Date d'application des pesticides	Durée des essais (jours)	Cumul de pluie (mm)	Indice de pluie (mm/jour)	Nombre de périodes d'écoulements
Banane	Andosols	NS	13/02/2017 10:45	65	703.48	10.82	9
		GV1 & GV2	03/10/2016 09:30	50	678.00	13.56	6
	Nitisols	MVI	13/02/2017 08:00	65	533.00	8.20	2
		MVII	05/10/2017 08:00	75	516.19	6.88	6
		FENB	30/07/2018 08:00	76	737.46	9.70	8
Canne à sucre	Ferralsols	FENC	10/07/2017 09:00	63	636.50	10.10	8
		DU	01/08/2016 09:00	70	579.50	8.28	9
<i>Moyenne</i>				66.29	626.30	9.65	6.86

Tableau 11 : Démarrage, durées des essais, pluies et nombre de périodes d'écoulements suivies

4.2. Répartition et importance des écoulements d'eau par site

Au-delà du cumul de pluie sur l'essai, la répartition et l'intensité des pluies influencent le déclenchement et l'importance des écoulements qui varient en nature (ruissellement et/ou drainage) et en volumes (de quelques centaines de millilitres à quelques dizaines de litres). Les prélèvements correspondent rarement à un seul événement pluvieux sauf dans le cas d'événements violents (ondes tropicales, cyclones) car ils sont conditionnés par les quantités minimales d'eau filtrée et de matières en suspension à envoyer pour l'analyse des matières actives. On parlera de **période pluvieuse** ayant généré un **prélèvement** et d'événement pluvieux lorsque le prélèvement a été strictement produit par celui-ci.

Le bilan hydrique a été calculé pour chaque période pluvieuse correspondant à un prélèvement d'eau et a été établi suivant l'équation 2 suivante :

$$P = R + ETR + D + \Delta S\text{-eau} \quad \text{Équation 2}$$

avec P = Pluies (mm), R = Ruissellement (mm), ETR = Évapotranspiration réelle (mm), D = Drainage (mm), $\Delta S\text{-eau}$ = Variation de la réserve en eau du sol (mm).

Pour établir les bilans hydriques, certains termes sont mesurés et d'autres termes sont calculés par différence avec les autres termes du bilan ou par extrapolation à partir de données acquises sur une période plus longue comme c'est le cas pour l'évapotranspiration réelle (ETR) sur certains sites. Ainsi, on évalue pour chaque essai si les variables mesurées sont cohérentes (lame drainée, lame ruisselée, lame d'eau dans le sol) ou doivent être calculés à partir du bilan et donc des autres variables mesurées mais jugées fiables.

L'ETR n'est pas mesurée directement dans le dispositif mais elle est considérée égale à l'évapotranspiration maximale (ETM) en raison d'une alimentation hydrique jugée satisfaisante pendant les périodes d'essai qui cumulent en moyenne 10 millimètres de pluie par jour (Tableau 11). L'ETM est calculée suivant le système de culture en place avec l'équation 3 :

$$ETM = ETP \times K_c \quad \text{Equation 3}$$

avec ETP = évapotranspiration potentielle (mm) (formule de PENMAN), K_c = coefficient cultural : banane = 1.2 et canne à sucre = 1.25 (FAO : Richard G. Allen et al. (1998)).

Pour les sites de ferralsols situés à Petit-Bourg (DU, FENC et FENB), l'ETM journalière est estimée en appliquant le coefficient cultural adéquat (banane ou canne) comme facteur de l'ETP journalière calculée à partir des données climatologiques générées en continu à la station du Domaine Duclos de l'INRA (Petit-Bourg). Les bilans hydriques de ces sites sont établis à partir des lames d'eau écoulées mesurées (ruissellement et drainage) et la variation de stock d'eau dans le sol a été calculée.

Pour les sites de bananeraies sur andosols et nitosols (NS, GV1, GV2 et MVII) situés sur le bassin versant de la rivière Pérou à Capesterre Belle-Eau, on estime une ETM constante par calcul à partir d'une valeur médiane journalière de l'ETP au Domaine Duclos sur la période 2016-2018 (3.9 mm/jour). L'ETM est ainsi estimée à 4.7 mm/jour après application du coefficient cultural de la banane (1.2). Nous choisissons de majorer cette valeur à 5 mm/jour pour rendre compte de la situation géographique des sites plus au sud et en altitude que le domaine Duclos. D'autre part sur ces sites, le dispositif expérimental n'a pas permis de quantifier les lames d'eau drainées. En effet, les gouttières n'ont pas collecté d'eau pour le site NS et seul un ou deux prélèvements de drainage ont pu être effectués sur les sites GV2 et MVII. Sur GV2, les gouttières se sont bouchées ce qui a empêché l'écoulement et pour MVII, on suppose un lissage du sol au moment de l'implantation des gouttières empêchant les écoulements d'eau. Pour le site GV1, les gouttières ont collecté des écoulements d'eau mais les lames drainées recueillies étaient supérieures à la lame de pluie. Pour cette situation, on suppose que les gouttières ont drainé des écoulements latéraux. Pour ces quatre sites, le drainage a donc été estimé par calcul à partir des autres termes du bilan hydrique.

Les bilans hydriques des essais sont présentés en annexe 9.3.

Les taux de ruissellement et de drainage ont été calculés pour chaque période pluvieuse suivant la relation :

$$\% \text{ Ecoulement} = \text{lame écoulée (mm)} / \text{cumul de pluie (mm)} \quad \text{Équation 4}$$

Les Figure 13a et Figure 13b représentent la variabilité de la réponse hydrologique des sols étudiés. On observe pour un même type de sol une variabilité de la réponse hydrologique. Cela reflète une variabilité de propriétés et du fonctionnement hydrodynamique du sol comme déjà évoqué par Sierra et Desfontaines (2018). Par ailleurs, les propriétés physiques et hydrodynamiques historiquement décrit pour ces sols notamment via les travaux de Colmet-Daage (1969) (§ 2.1) reflètent un fonctionnement général des différents types de sols caractérisées. Les mesures réalisées sur les profils de sols (conductivité hydraulique à saturation (K_{sat}) et densité apparente) (§ 3.1.4) et pendant les essais (répartition des écoulements entre ruissellement et percolation) intègrent eux une variabilité locale due notamment aux pratiques agricoles.

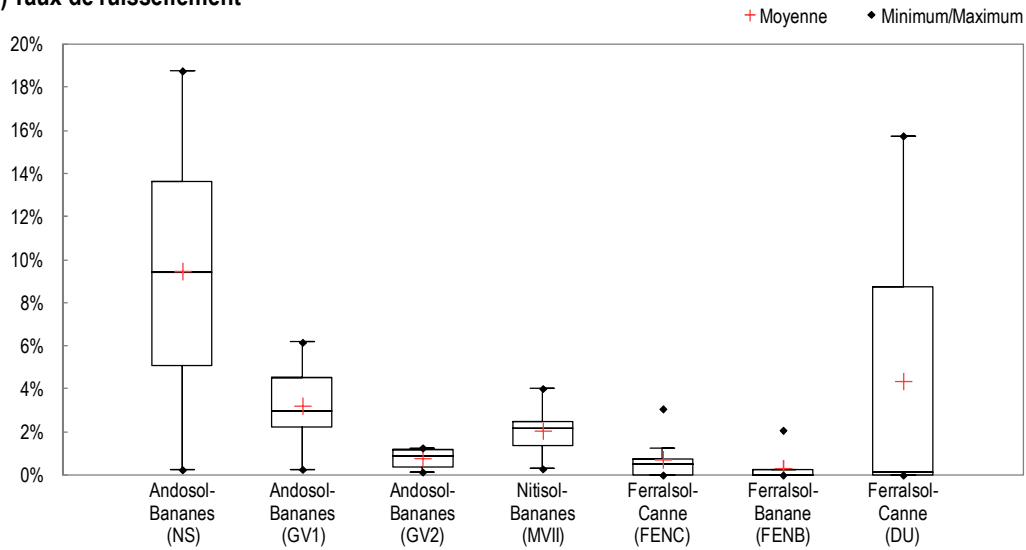
Pour rappel, les andosols présentait deux profils caractéristiques différents : i) un **profil drainant depuis la surface** (site GV) avec des K_{sat} supérieurs à 100 mm/h de 0 à 65 cm de profondeur et ii) un **profil drainant sous un horizon surface (0-5 cm) compacté et peu infiltrant** (site NS) favorisant le ruissellement hortonien.

Les nitosol MVII et les ferralsols (FENC, FENB, DU) présentait des profils similaires caractérisés par un **profil drainant en surface reposant sur un fin horizon compact et peu perméable** autour de 15-20 cm de profondeur (K_{sat} compris 2 et 6 mm/h). Ce profil est caractéristique d'un travail du sol peu profond, et favorise le ruissellement par saturation et les écoulements superficiels dans les vingt premiers centimètres de sol.

Le caractère drainant des sols volcaniques tropicaux étudiés dans la littérature (densités apparentes faibles associées à une forte macroporosité chez les andosols ; processus de micro-agrégation des argiles conférant une importante infiltrabilité chez les ferralsols), est confirmé par les faibles taux de ruissellement enregistrés sur l'ensemble des sites, valeurs médianes comprises entre 0.1 et 9% (maximum observé sur l'andosol NS) alors que le drainage (ou percolation) est très important avec des taux médians compris entre 30 et 70% de la pluie.

La forte capacité d'infiltration des andosols a été caractérisée localement sur les sites GV1 et GV2 par des mesures de K_{sat} supérieures à 100 mm/h sur l'ensemble du profil (0-65 cm de profondeur) et est confirmée par les taux de drainage élevés, (valeurs médianes les plus élevées de l'ensemble des sites, 63 et 69% de la pluie). A noter que le site GV2, se distingue de son homologue GV1 par une faible variabilité du ruissellement toujours inférieur à 1.3% de la pluie. Le couvert de petit mouton, installé sur l'inter-rang, favorise ainsi la capacité d'infiltration du sol au détriment du ruissellement. De plus des hétérogénéités locales apparaissent comme sur l'andosol du site NS, qui favorise le ruissellement Hortonien sur un horizon de surface peu perméable (K_{sat} inférieure à 10 mm/h sur 0-5 cm), dont la macroporosité attendue n'est plus visible (compaction par piétinement) et qui enregistre les taux de ruissellement les plus élevés de l'ensemble des sites (maximum de 19% pour une médiane de 9%) et des taux de drainage faibles comparés aux autres andosols (minimum de 0% pour une médiane de 34%).

a) Taux de ruissellement



b) Taux de drainage

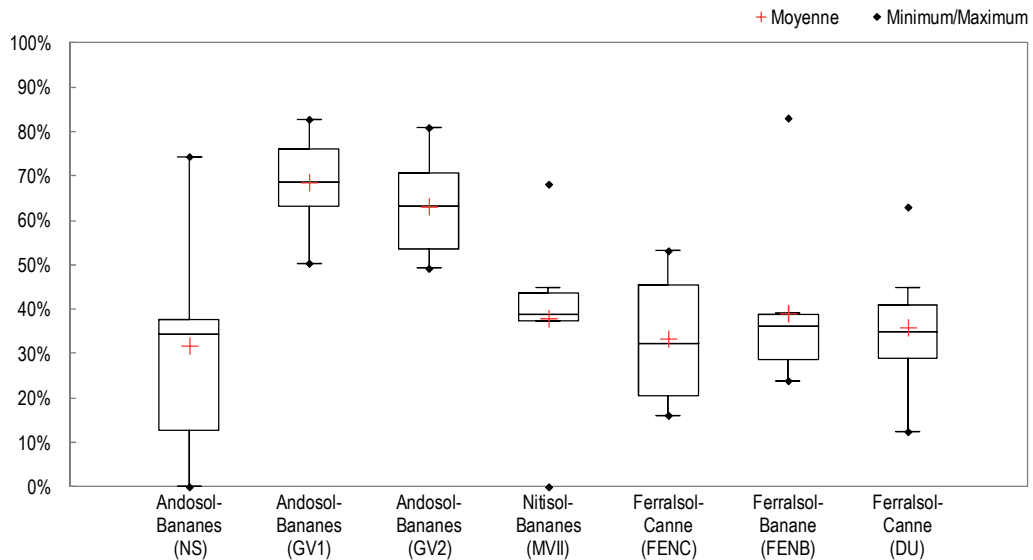


Figure 13 : Variabilité du ruissellement et du drainage au sein des essais

Les sites de ferralsols (FENC, FENB, DU) ont des taux de drainage importants mais variables (minimum de 12% pour DU et un maximum de 83% pour FENB) avec des médianes similaires comprises entre 32% et 36% de la pluie. Cela est cohérent avec la bonne infiltrabilité de ces sols et les mesures de K_{sat} qui ont permis de caractériser un profil drainant en surface (K_{sat} supérieure à 100 mm/h) qui repose sur un horizon peu perméable autour de 15-20 cm de profondeur (horizon compacté avec des K_{sat} inférieures à 5 mm/h, Figure 9) favorisant le ruissellement par saturation au détriment de la percolation. Les taux de ruissellement mesurés sur ferralsols sont généralement faibles avec des médianes inférieures à 0.5% de la pluie et aux autres sites. A noter que le ruissellement n'est pas systématique sur ces sites avec des périodes pluvieuses qui génèrent des eaux percolation mais pas de ruissellement. A l'inverse, lors du passage d'une onde tropicale comme sur le ferralsol DU (170 mm de précipitations le 5/09/2016 et le 6/09/2016), le ruissellement peut atteindre 16% de la pluie et représenter plus de la moitié (55%) de la lame totale ruisselée pendant l'essai. Ainsi on interprète la variabilité du

ruissellement observée sur les ferralsols par une variation des conditions climatiques au moment de l'expérimentation mais aussi de l'évolution des états de surface. En effet en début d'essai le site DU avait une surface de sol fermée et en partie nue (1^{er} cycle de canne) contrairement à l'essai FENC avec un sol en partie couvert de paille issue des résidus du cycle de canne précédent (annexe 9.2.5 et 9.2.6).

Le site sur nitisol (MVII) présente un comportement intermédiaire entre les andosols et les ferralsols, avec des taux de drainage et de ruissellement médians inférieurs aux andosols (hormis NS) et supérieurs aux ferralsols. A noter que pour ce site on enregistre peu de variation de taux de drainage entre les différents évènements et que les caractéristiques du profil de sol ont favorisé le ruissellement par saturation au détriment de la percolation comme pour les sites de ferralsols.

Ainsi de manière générale, on observe que le fonctionnement hydrique associé aux différents types de sols se décline suivant les conditions locales d'évolution de l'état de surface et de la structure du sol associés notamment avec un historique de pratique agronomique.

4.3. Importance du transport solide associé aux écoulements

La charge en MES a été déterminée dans les écoulements de ruissellement et de drainage. Les deux composantes sont présentées successivement.

4.3.1. Charge solide dans le ruissellement

Dans le ruissellement, la gamme de teneurs en MES est très variable et couvre une gamme de trois ordres de grandeur entre 0.02 et 2.4 g/l (Figure 14). Les charges les plus élevées ont été mesurées dans le ruissellement sur l'andosol du site NS et les plus faibles sur le ferralsol du site de canne FENC. Si l'on considère les concentrations moyennes en MES, on identifie un gradient de charges solides sur les sites de bananes: nitisol (0.43 g/l) < andosol GV2 avec plante de couverture (0.61 g/l) < andosols NS (0.92 g/l) et GV1 (0.95 g/l). Situé en bas de versant, le nitisol est peu susceptible à l'érosion. Le couvert de petit-mouron sur l'andosol GV2 rend le sol moins sensible à l'érosion hydrique par rapport à ses homologues GV1 et NS sur andosols désherbés. On retiendra ainsi, que la mise en place d'une plante de couverture sur andosols en bananeraie constitue un moyen de réduire significativement le ruissellement et la teneur en MES.

Les sites sur ferralsols présentent des gammes de charges en MES contrastées, les plus faibles ont été enregistrées dans le ruissellement sur le site FENC et les plus élevées sur le site DU (Figure 14). Les états de surface sur ces sites ainsi que les variations locales des intensités de pluie pendant les évènements pluvieux permettent d'expliquer ces écarts. En effet, le site de canne DU présentait une surface nue et ouverte en début d'essai et a connu le passage d'une onde tropicale avec 170 mm de précipitations en 2 jours et des intensités supérieures à 100 mm/h ce qui a favorisé le transport solide par rapport au site FENC qui débute en repousse de 3^{ème} cycle de canne avec une surface fermée et recouverte en partie des résidus de paille et qui n'enregistre aucun évènement violent (intensité de pluie maximale de 80 mm/h sur un évènement). FENC se positionne en intermédiaire avec une gamme de charges solides (0.13 – 0.5 g/l) similaire mais légèrement inférieure à celle du site MVII sur nitisol (0.27 – 0.7 g/l).

Charges solides dans le RUISSELLEMENT

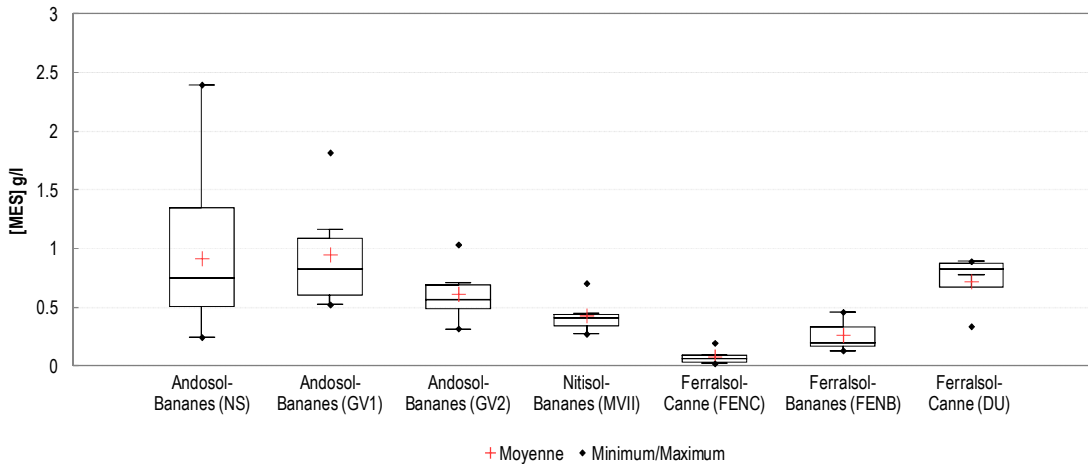


Figure 14 : Charges solides mesurées dans les eaux de ruissellement en fonction des sites d'étude

La charge solide associée au ruissellement représente le premier vecteur du transport particulaire de la parcelle à la rivière pendant un évènement pluvieux. Il faut néanmoins garder en mémoire que ces estimations ne reflètent qu'en partie le taux d'exportation à l'échelle de la parcelle. En effet le dispositif expérimental est centré sur une petite superficie de collecte (4.6 m² en bananeraie et 1.6 m² en canne à sucre, § 3.3) dans laquelle la re-déposition des particules dans la parcelle ne peut pas être prise en compte. Ces valeurs sont à considérer comme des majorants du transport solide par le ruissellement.

4.3.2. Charge solide dans les écoulements de drainage

Les teneurs en MES associées au drainage sont représentées dans la Figure 15. Pour le site de NS on utilise la moyenne des données collectées sur les deux autres sites d'andosol GV1 et GV2 car l'expérimentation en place n'a pas permis la collecte d'eau de drainage sur ce site. Par ailleurs seuls 2 prélèvements ont pu être réalisés pour le site GV2 et un seul pour le site MVII. Dans le drainage, la gamme de teneurs en MES varie jusqu'à un ordre de grandeur, entre 0.03 et 0.41 g/l avec des teneurs systématiquement plus faibles que celles mesurées dans le ruissellement et moins contrastées entre les sites. C'est l'andosol GV1 qui présente la teneur moyenne en MES la plus élevée (0.18 g/l) ainsi que les lames drainées les plus importantes (taux de drainage élevés avec pluies abondantes) ce qui le place comme le plus sensible au lessivage par les eaux de percolation. Comme pour le ruissellement, on identifie une nette diminution des charges solides dans les eaux de drainage du site GV2 par rapport à son homologue GV1. Le couvert de petit-mouron limiterait donc également le lessivage par les eaux de percolation.

Charges solide dans le DRAINAGE

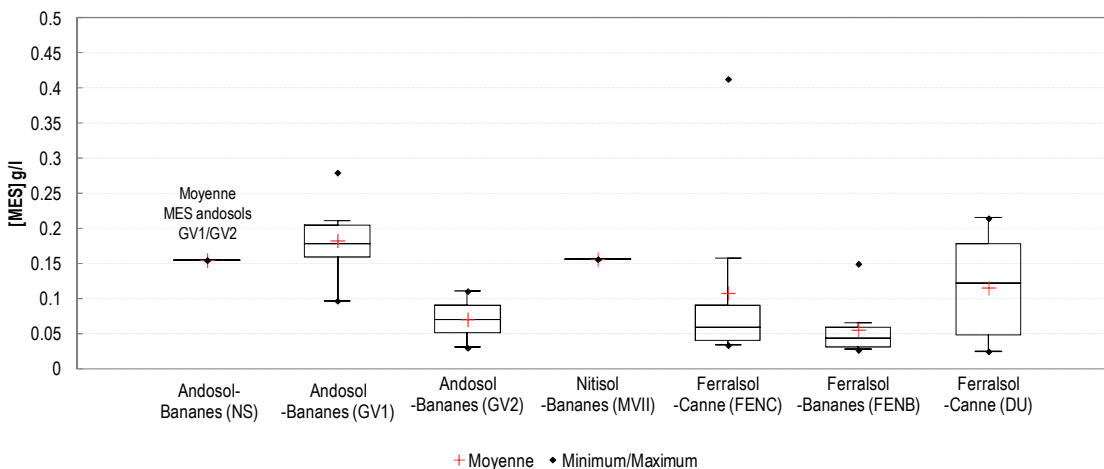


Figure 15 : Charges solides mesurées dans les eaux de drainage en fonction des sites d'étude

Il faut considérer ces résultats comme un majorant du transport solide par drainage, car les charges en MES sont issues de prélèvements situés à 30 cm de profondeur. Ainsi si le processus de mobilisation depuis la surface est pris en compte, l'échantillonnage ne permet pas de rendre compte des processus de re-déposition des particules au sein du profil de sol. On ne peut donc conclure à une érosion importante des sols par percolation.

Les taux de drainage élevés caractérisés pour l'ensemble des sites avec des moyennes comprises entre 30 et 70% de la pluie (Figure 13) ainsi que l'abondance des pluies sur les sites d'étude (Tableau 11), impliquent la percolation de grands volumes d'eau par rapport aux volumes ruisselés. Ainsi le transport solide dans le drainage est important malgré les faibles charges solides mesurées, et il est toujours supérieur au ruissellement sur les sites expérimentés, excepté sur l'andosol du site NS (Figure 16).

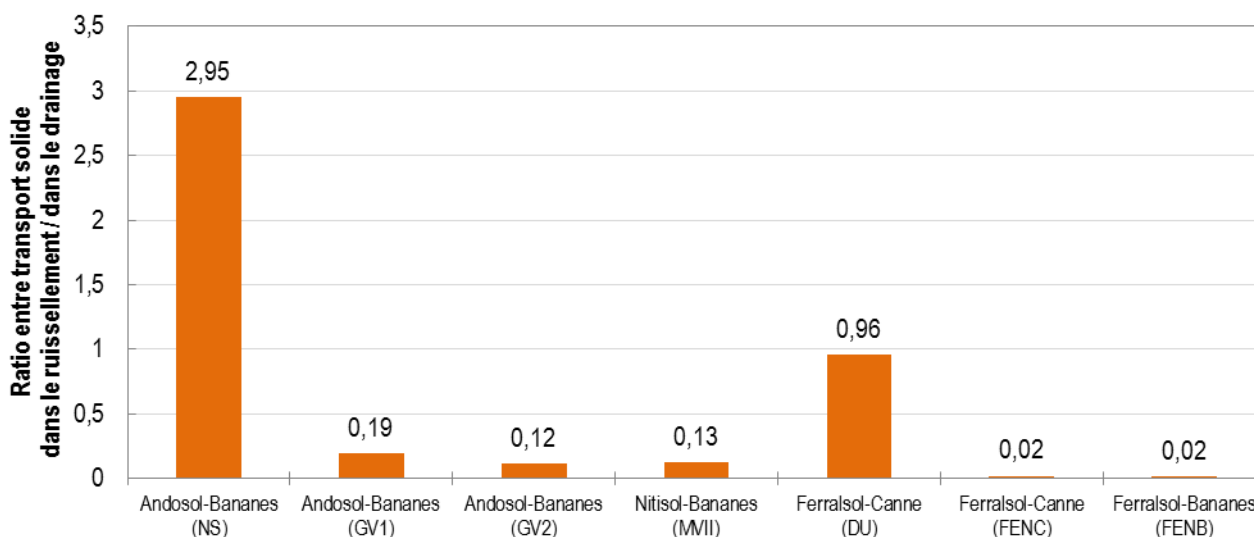


Figure 16 : Importance du transport solide dans le ruissellement par rapport au drainage

4.4. Identification des transferts vers les eaux de surface et souterraines suivant les situations agropédologiques

A partir des résultats hydrologiques (taux de ruissellement et de drainage), de l'estimation de l'érosion hydrique et du lessivage ainsi que des mesures in situ (conductivité hydraulique dans les profils de sols), on identifie des modes préférentiels de transferts d'eau, ruissellement vs drainage, pour chaque situation agropédologique expérimentée. On distingue en termes d'impact, deux compartiments, les eaux souterraines et les eaux de surface.

- Transferts vers les eaux de surface :

Le ruissellement se produit sur l'ensemble des situations agropédologiques expérimentées, **mais comparativement au drainage il est beaucoup moins important en termes de transfert d'eau et de particules**. Les taux de ruissellement varient de 0.6% à 12% suivant les situations testées et l'érosion associée de 0.01 à 75 g/m².

Les types de sols étudiés sont globalement caractérisés par des taux de ruissellement faibles sur des profils de sols très drainants mais localement on observe également l'impact des pratiques culturales qui modifient les états de surface et les caractéristiques hydrodynamiques d'un type de sol.

- les **andosols présentent ainsi la variabilité du taux de ruissellement la plus importante, qui s'explique par l'existence de situations localement très diverses**. Le site GV1 représente la situation « andosol typique » avec des taux de ruissellement faibles compris en 0.3 et 6% et des charges en MES autour de 1 g/l. La présence d'une plante de

couverture (petit mouron) sur le site GV2 modifie localement les caractéristiques de l'état de surface et permet une meilleure couverture de la surface du sol. En conséquence on observe sur ce site une réduction des transferts par ruissellement, de la charge en MES associée et donc de l'érosion. A l'inverse, l'horizon de surface de l'andosol NS a été compacté par un piétinement régulier qui se traduit par une conductivité hydraulique à saturation en surface très faible (inférieure à 10 mm/h) par rapport aux autres sites GV1 et GV2 (supérieure à 100 mm/h). Cette situation favorise le ruissellement et l'érosion avec les taux les plus importants de l'ensemble des sites. C'est le site le plus sensible aux transferts de surface, avec un transport solide estimé presque 3 fois plus important dans le ruissellement que dans le drainage.

- les **ferralsols présentent aussi une situation particulière avec le site DU** sur lequel on observe les taux de ruissellement et d'érosion élevés par rapport aux autres sites de ferralsols FENC et FENB. Ici on explique ces variations par le régime pluviométrique qui diffère entre les périodes de suivi des essais, et notamment le passage d'une onde tropicale pendant l'essai sur le ferralsol DU. On identifie également un effet induit par le système de culture. En effet, l'expérimentation sur le site de DU correspond à un premier cycle de canne avec un travail du sol récent et un taux de couverture faible, contrairement au site FENC en repousse de 3^{ème} cycle de canne avec une surface fermée et recouverte en partie des résidus de paille.

De plus comme indiqué précédemment, rappelons que **les résultats présentés sont des majorants de l'érosion réelle à l'échelle d'une parcelle agricole**, car la dimension du dispositif d'étude est trop petite pour intégrer les processus de redéposition au sein de la parcelle.

- **Transfert vers les eaux souterraines :**

L'ensemble des situations agropédoclimatiques expérimentées montre des transferts majoritaires d'eau vers le milieu souterrain (nappes) en raison des fortes capacités d'infiltration des sols. Le drainage ou percolation étant estimé entre 30 à 70 % de la pluie selon les sites : entre 30 et 40% de la pluie en moyenne sur ferralsols et nitisols (sites DU, FENC, FENB, MVII) et entre 35 et 70% de la pluie en moyenne sur andosols (NS, GV1 et GV2).

Par ailleurs on identifie pour l'ensemble des sites, **un important transfert particulier par lessivage dans les eaux de percolation** associé directement au caractère drainant des sols. Le transfert par lessivage dans les 40 premiers centimètres de sol est estimé être **5 à 50 fois plus important que l'érosion par le ruissellement, et cela tous types de sols confondus**. Localement les pratiques agronomiques jouent également un rôle, l'implantation d'une plante de couverture (petit mouron - site GV2) apparaît comme un facteur limitant également le transfert particulier par percolation

Notons que, comme indiqué précédemment, les estimations de transfert particulière sont à interpréter avec précaution, car elles sont effectuées à profondeur limitée. Elles témoignent par contre d'un processus net de lessivage particulière des sols.

5. Devenir des matières actives après leur application

Dans cette section nous nous intéressons à la dissipation des matières actives (MA) dans les sols, et dans les eaux en distinguant la phase dissoute et particulaire.

5.1. Bilans des données acquises

Le nombre de données analytiques disponibles dans les eaux, c'est-à-dire le nombre de résultats d'analyse sur chaque matrice (dissoute et particulaire), varie selon les sites en fonction de la quantité d'eau et de la charge en MES dans les eaux ruisselées et drainées au sein de chaque période pluvieuse (P) caractérisée (Tableau 12).

Certains sites sont particuliers en termes d'écoulements :

- les sites NS et GV2 sur andosols et MVII sur nitisol n'ont pas ou très peu collecté d'eau de drainage via les gouttières ; l'interprétation des résultats analytiques sur ces sites se limitera donc au ruissellement ;
- le site GV2 sur andosol a été suivi pour la comparaison avec le site GV1 (désherbé) en termes de répartition des écoulements (ruissellement vs drainage) et de transferts de chlordécone (CLD) ;
- le site DU sur ferralsol n'étant pas contaminé en CLD, seul le cocktail de pesticide appliqué y a été suivi.

Par conséquent, l'interprétation des dynamiques de contamination par matière active dans les différentes matrices doit tenir compte des limites dans la disponibilité de certaines données analytiques.

Site	NS	GV1	GV2	MVII	FENC	FENB	DU
Type de sol	Andosol	Andosol	Andosol	Nitisol	Ferralsol	Ferralsol	Ferralsol
Culture	Bananes	Bananes	Bananes	Bananes	Canne à sucre	Bananes	Canne à sucre
Durée du suivi	65 jours	57 jours	57 jours	75 jours	63 jours	76 jours	68 jours
Ruissellement	9 prélèvements	6 prélèvements	5 prélèvements	6 prélèvements	5 prélèvements	3 prélèvements	4 prélèvements
Périodes <i>R-Dissout</i>	P1 à P9	P1 à P6	P2 à P6	P1 à P6	P3 à 5, P7 et P8	P4, P7 et P8	P1 et P2, P4 et P5
R-Dissout	9 éch. x 8 MA = 72	6 éch. x 8 MA = 48	5 éch. x 1 CLD = 5	6 éch. x 8 MA = 48	5 éch. x 8 MA = 40	3 éch. x 8 MA = 24	4 éch. x 7 MA = 28
Périodes <i>R-Particulaire</i>	P1 à 9	P1 à 6	P2 à 6	P2 à 6	P5	P4 et P8	P1 et P2, P4 et P5
R-Particulaire (sans glyphosate)	9 éch. x 7 MA = 63	6 éch. x 7 MA = 42	5 éch. x 1 CLD = 5	5 éch. x 7 MA = 35	1 éch. x 7 MA = 7	2 éch. x 7 MA = 14	4 éch. x 6 MA = 24
Drainage-Percolation	0	6 prélèvements	2 prélèvements	1 prélèvement	8 prélèvements	8 prélèvements	9 prélèvements
Périodes <i>D-Dissout</i>	/	P1 à P6	P2 et P3	P2	P1 à P8	P1 à P8	P1 à P9
D-Dissout	0	6 éch. x 8 MA = 48	2 éch. x 1 CLD = 2	1 éch. x 8 MA = 8	8 éch. x 8 MA = 64	8 éch. x 8 MA = 64	9 éch. x 7 MA = 63
Périodes <i>D-Particulaire</i>	/	P1 à P6	P2	pas assez de MES	P1 à P5, P7 et P8	P1 à P4, P6 à P8	P1 à P5, P7 et P9
D-Particulaire	0	6 éch. x 7 MA = 42	1 éch. x 1 CLD = 1		7 éch. x 7 MA = 49	6 éch. x 7 MA = 42	7 éch. x 6 MA = 42
Total Data MA R+D	135	180	13	91	160	144	157
SOL	27 prélèvements	27 prélèvements	6 prélèvements	27 prélèvements	27 prélèvements	27 prélèvements	27 prélèvements
	3 horizons - 8 dates	3 horizons - 8 dates	3 horizons - 2 dates début/fin	3 horizons - 8 dates	3 horizons - 8 dates	3 horizons - 8 dates	3 horizons - 8 dates
Total Data MA dans les sols	27 éch. X 8 MA = 216	27 éch. X 8 MA = 216	6 éch. X 1 CLD = 6	27 éch. X 8 MA = 216	27 éch. X 8 MA = 216	27 éch. X 8 MA = 216	27 éch. X 7 MA = 189
Total Data MA Eau+Sol	351	396	19	307	376	360	346

Tableau 12 : Bilan des données analytiques disponibles dans les eaux et les sols pour chaque situation agropédoclimatique (P correspond à la période pluvieuse)

5.2. Dissipation des matières actives dans les sols

5.2.1. Teneurs initiales en matières actives dans les sols avant application

En tenant compte des incertitudes analytiques et des limites de quantification, certaines matières actives sont retrouvées dans les sols avant l'application du cocktail de pesticides. La connaissance précise des épandages antérieurs n'étant pas disponible, on observe seulement que cela concerne des molécules avec des coefficients de sorption élevés. On retrouve le glyphosate et/ou son métabolite l'AMPA ainsi que le difénoconazole. Suivant les sites, on retrouve ces substances en surface (0-5 cm) ou bien également en profondeur (30-40) (Figure 17). Les teneurs en glyphosate sont comprises entre 80 µg/kg et 160 µg/kg et les teneurs en AMPA varient entre 100 et 740 µg/kg. Les teneurs les plus élevées concernent le site NS. Par ailleurs, le difénoconazole n'a été détecté que sur le site NS. Le cas spécifique de la chlordécone sera abordé dans la partie 600.

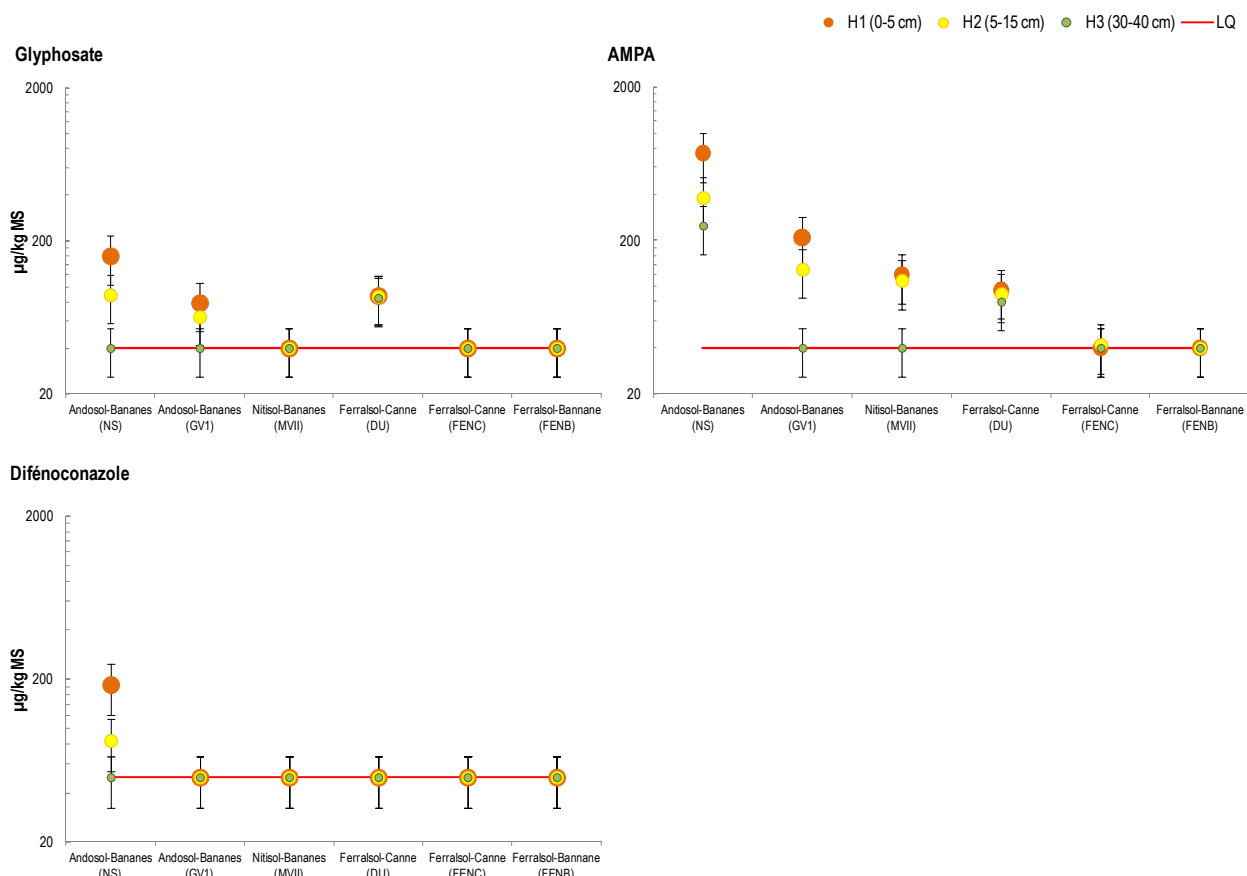


Figure 17 : Teneurs en Glyphosate, Ampa et Difénoconazole dans les sols avant le début de l'expérimentation (T0)

5.2.2. Evaluation de la persistance des matières actives

5.2.2.1. Méthodologie des ajustements

On s'attache ici à décrire la dissipation des molécules dans le sol après leur application. En effet la description de la dégradation sensu-stricto nécessiterait de pouvoir découpler l'ensemble des processus liés à la disparition dans les sols, i.e. dégradation, stabilisation, transfert gazeux, liquide et solide.

La cinétique de disparition est estimée à partir de la variation temporelle de la quantité résiduelle de matière active dans le sol après application. A partir de cette variation on estime le temps de demi-vie de dissipation qui permet un classement des différentes matières actives en termes de persistance dans l'environnement. La méthodologie utilisée se base sur les recommandations du groupe de travail FOCUS (FOCUS, 2006). La première étape consiste à l'ajustement d'une cinétique de premier ordre aux données d'observations à partir des données expérimentales. Cette méthode suppose que la

dissipation d'une molécule présente une cinétique semblable à celle d'une réaction de disparition dont la vitesse est proportionnelle à la concentration du pesticide (eq. 5).

$$C(t) = C_0 e^{-k_{disp} t} \quad \text{et} \quad t_{1/2(disp)} = \ln(2)/k_{disp} \quad \text{Équation 5}$$

avec C_0 = la teneur initiale, $C(t)$ = la teneur à t , et K_{disp} = la constante de disparition de premier ordre.

Si ce modèle ne permet pas un ajustement de qualité suffisante, il est également possible d'ajuster un modèle bi-phasique (eq. 6).

$$C(t) = C_0 / (t\beta + 1)^\alpha \quad \text{Équation 6}$$

Avec $C(t)$: la concentration en pesticide dans le sol au temps t ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ; C_0 la concentration initiale en pesticide dans le sol au temps ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ; t : temps (j) ; β : le paramètre d'emplacement ; α : le paramètre de forme déterminé par le coefficient de variation des valeurs de k . La qualité de l'ajustement est évaluée par l'application du test du χ^2 et le calcul de l'erreur du χ^2 (eq. 7)

$$\chi^2 = \sum \frac{(C-O)^2}{\left(\frac{\text{erreur}}{100} \cdot \bar{O}\right)^2} \quad \text{et} \quad \text{erreur } \chi^2 = 100 \cdot \sqrt{\frac{1}{\chi_{\text{tabulé}}^2} \cdot \sum \frac{(C-O)^2}{\bar{O}^2}} \quad \text{Équation 7}$$

avec : erreur : erreur relative moyenne de l'ajustement en % ; \bar{O} : la moyenne de toutes les concentrations mesurées expérimentalement en $\mu\text{g}/\text{kg}$,

erreur χ^2 (Chi²): pourcentage d'erreur des mesures issues du test du χ^2 (%) ; C : concentration calculée à l'aide de l'ajustement du modèle ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ; O : concentration mesurée ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ; \bar{O} : moyenne de toutes les concentrations mesurées ($\mu\text{g}/\text{kg}$) et le $\chi_{\text{tabulé}}^2$ défini par : $\chi_{\alpha, m}^2$, où m représente le degré de liberté du modèle, équivalent à 1 dans notre cas C_0 étant choisi comme un paramètre fixe, et α la probabilité pour que le χ^2 calculé soit égal ou supérieur au $\chi_{\text{tabulé}}^2$. Pour plus d'informations se reporté au document de référence (FOCUS, 2006).

Pour le calcul de la cinétique de dissipation, les données utilisées incluent les valeurs jusqu'au premier échantillon non-détecté (< LD) qui n'est pas suivi par des mesures positives ultérieures au-dessus de la LQ. Concernant les valeurs analytiques, les concentrations comprises entre la LD et la LQ ont été fixées à $0,5 \times (LQ + LD)$ et celles inférieures à la LD à $\frac{1}{2} LD$. La LD est donnée équivalente à $LQ/3$. Concernant la concentration initiale il a été décidé d'utiliser une concentration théorique calculée en fonction de la dose appliquée (eq. 8) :

$$C_{0,calc} = (Ma/S) / (Da/\text{épaisseur}) \quad \text{Équation 8}$$

avec $C_{0,calc}$: Concentration en pesticide recalculée dans le sol 15 min après épandage ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ; MA : quantité de matière active appliquée (μg) ; S : surface de la case de ruissellement (m^2) ; Da : densité apparente de l'horizon H1 (kg/m^3) ; Epaisseur : l'épaisseur de l'horizon H1 (m).

Ce choix est justifié par la grande fluctuation d'échantillonnage constatée lors du premier échantillonnage de sol après application. Elle est liée à la difficulté d'homogénéiser les prélèvements effectués sur une profondeur de 0-5 cm, alors qu'il existe, juste après épandage, une hétérogénéité verticale importante de teneur en pesticide dans le sol puisque la matière active est alors essentiellement localisée dans les premiers mm de sol.

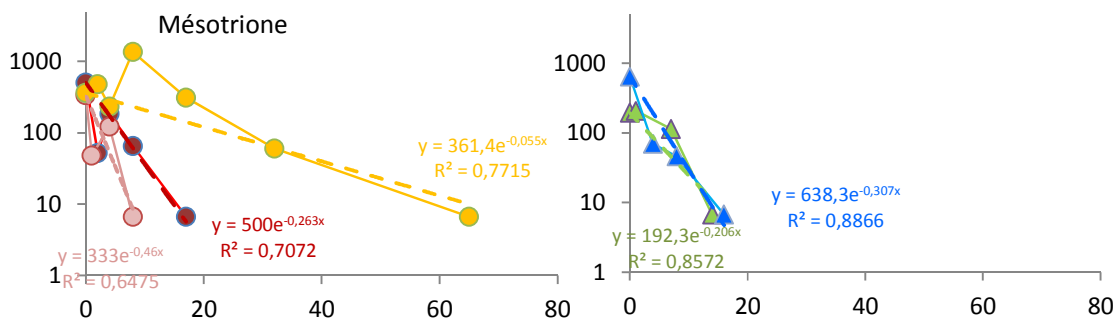
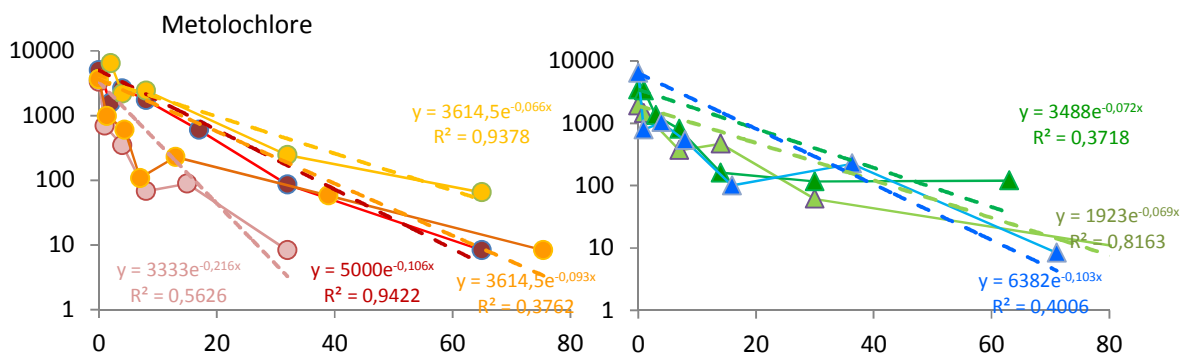
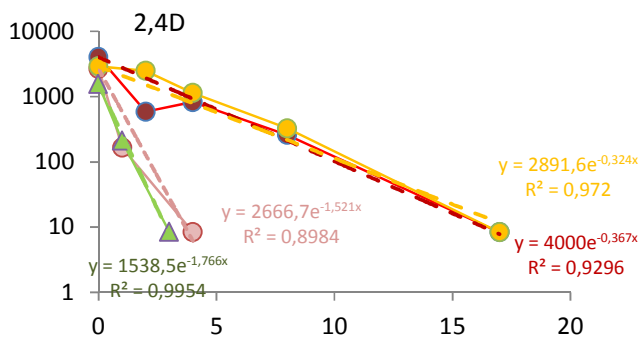
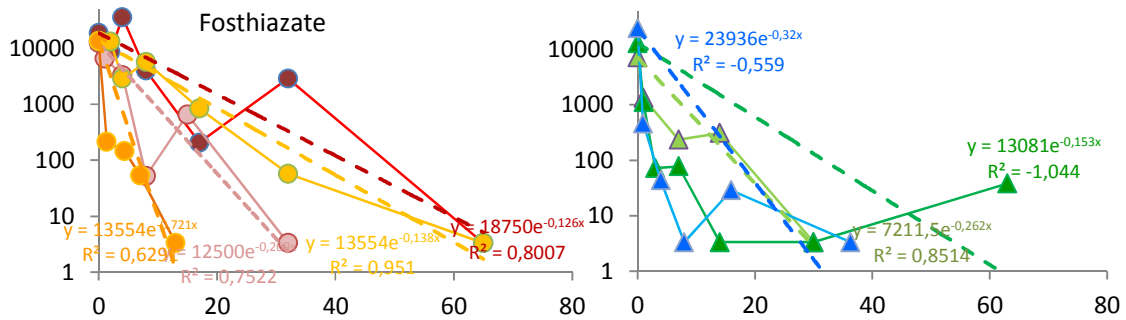
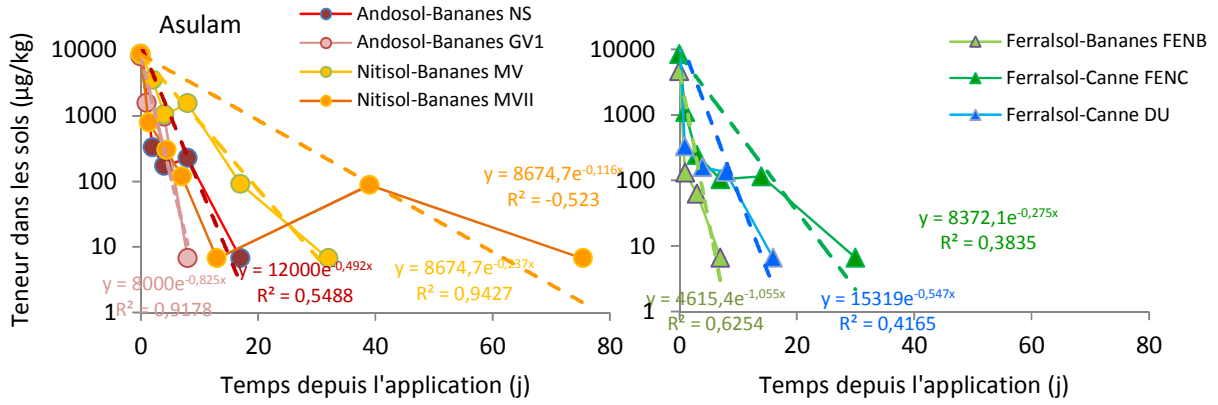
Des disfonctionnements lors de l'analyse (notamment pour l'extraction des molécules) ou bien d'incohérences analytiques dans la dynamique de teneurs, n'ont pas permis d'avoir l'ensemble des combinaisons molécules-sites. Ainsi le nombre de suivis est restreint à seulement 4 sites pour le 2.4D, à 5 sites pour le difénoconazole et la mésotrione, à 6 sites pour le glyphosate, et l'ensemble des sites pour l'asulam et le fosthiazate et le métolachlore.

5.2.2.2. Ajustements des cinétiques de dissipations

Dans un premier temps la représentation graphique des teneurs en fonction du temps informe de la dynamique de dissipation des matières actives (Figure 18). On observe pour toutes les molécules une diminution de la concentration avec le temps. Les molécules présentent des cinétiques différentes, ce qui est cohérent avec la connaissance des propriétés physico-chimique que nous en avons. En effet les matières actives répertoriées avec une dégradation rapide (Figure 10) présentent une diminution des concentrations de plusieurs ordres de grandeurs sur la durée de l'expérimentation, tandis que pour le difénoconazole associé à une DT50 plus importante on observe une diminution de la concentration plus lente avec le temps. D'un point de vue quantitatif l'estimation de la DT50 de dissipation est faite à partir de l'ajustement de la cinétique de premier ordre ou d'un ajustement bi-phasique. Ne sont présentés en mode graphique ici uniquement les ajustements de premier ordre, les résultats numériques de l'ensemble des ajustements sont synthétisés dans le Tableau 13. Sur les 41 situations d'ajustements, il y a eu un recours à un ajustement bi-phasique dans 16 cas motivés notamment par des valeurs importantes de l'erreur du test du Chi2. Ces situations concernent l'asulam, le fosthiazate, le glyphosate, et le métolachlore sur certains sites, hormis pour le glyphosate où l'ensemble des sites est considéré. Pour l'ensemble de ces cas l'utilisation du nouvel ajustement a permis une diminution significative de l'erreur. Dans ces cas une première phase de dissipation rapide est mise en avant, entraînant une diminution de la DT50.

		NS	GV1	MV	MV2	DU	FENC	FENB
2,4-D	DT50 (j)	1,9	0,5	2,1	ND	ND	ND	0,4
	Erreur Chi2 (%)	38,4	18	24,3				3,9
Asulam	DT50 (j)	1,4 (0,21)	0,8	2,9	6 (0,16)	1,3 (0,086)	2,5 (0,2)	0,7 (0,085)
	Erreur Chi2 (%)	56,4 (4,6)	27,9	36,1	190 (12,8)	88,3 (5,5)	115,5 (1,9)	44 (2,5)
Difénoconazole	DT50 (j)	21,6	6	15,4	ND	ND	13,6	22,4
	Erreur Chi2 (%)	15,1	35,9	74,5			21,7	10,6
Fosthiazate	DT50 (j)	5,5	2,6	5	1 (0,094)	2,2 (0,073)	4,5 (0,11)	2,6
	Erreur Chi2 (%)	71,8	27	31,9	74,4 (3,4)	134,5 (0,2)	189,3 (6,2)	77,1
Glyphosate	DT50 (j)	ND	14,7 (2,5)	19,8 (1,8)	19,3 (0,8)	14,7 (2,02)	21,6 (44,7)	11,2 (4,4)
	Erreur Chi2 (%)		55,6 (22,2)	59,6 (15,6)	74,3 (67,1)	76,1 (42)	61,5 (30,9)	71,9 (36)
Mésotrione	DT50 (j)	2,6	1,5	12,6	ND	2,3	ND	1,6
	Erreur Chi2 (%)	49	49,5	80,9		22,3		27,6
Métolachlore	DT50 (j)	6,5	3,2 (0,24)	10,5	7,5 (0,32)	6,7	9,6 (1,3)	10
	Erreur Chi2 (%)	44	92 (5,7)	40,3	127,9 (10)	139,8	48,1 (34,7)	39,8

Tableau 13 : DT50 (j) et erreur du Chi² (%) pour l'ensemble des ajustements de cinétique de premier ordre, et entre parenthèses pour les ajustements bi-phasique



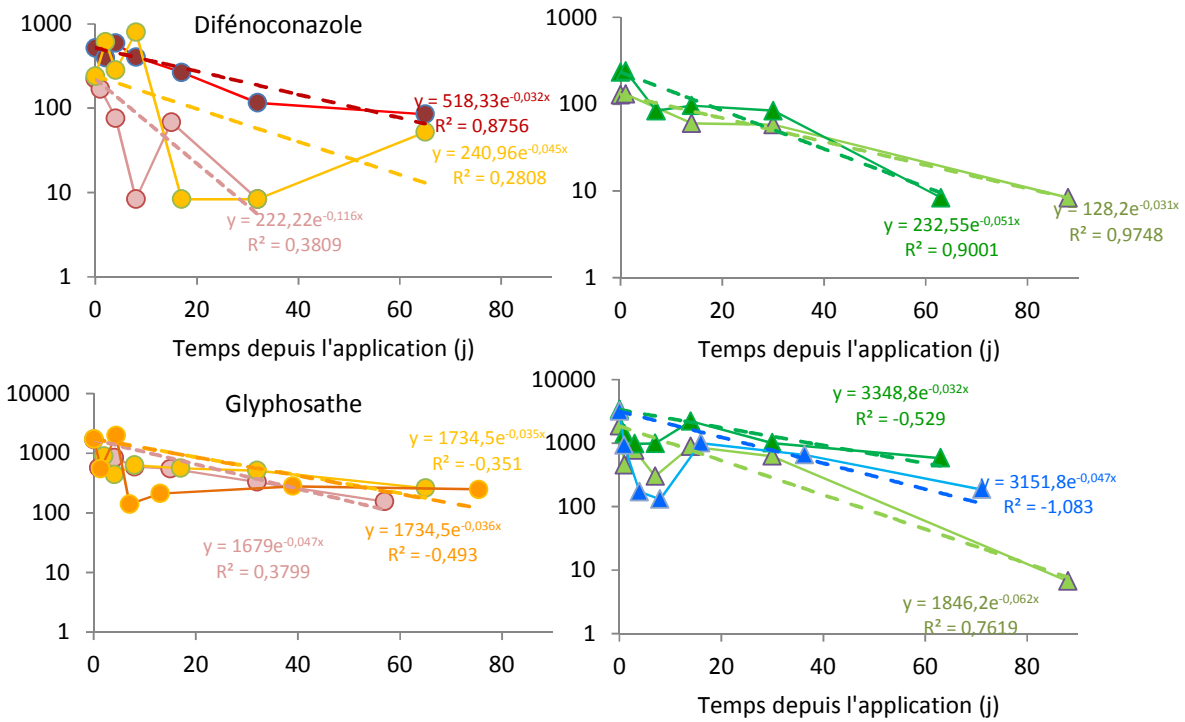


Figure 18: Ajustement de la cinétique de premier ordre

Les durées de dissipation déterminées par les précédents ajustements sont synthétisées pour chaque molécule et chaque site dans la Figure 19. On observe globalement une faible variabilité de DT50 pour le 2,4D, le glyphosate et la mésotrione ont également une faible variabilité hormis pour un site, respectivement le ferralsol FENB et le nitisol MV. L'asulam, le fosthiazate, le métolachlore et la difénoconazole ont des DT50 plus variables entre les sites. On identifie des comportements différents entre molécules : le 2,4D et l'asulam sont faiblement persistants ; le fosthiazate, le glyphosate, la mésotrione et le métolachlore sont moyennement persistants, et le difénoconazole est le plus persistant. Par contre on n'identifie pas clairement de typologie entre parcelles, et donc de l'influence du type de sol sur la dissipation des matières actives.

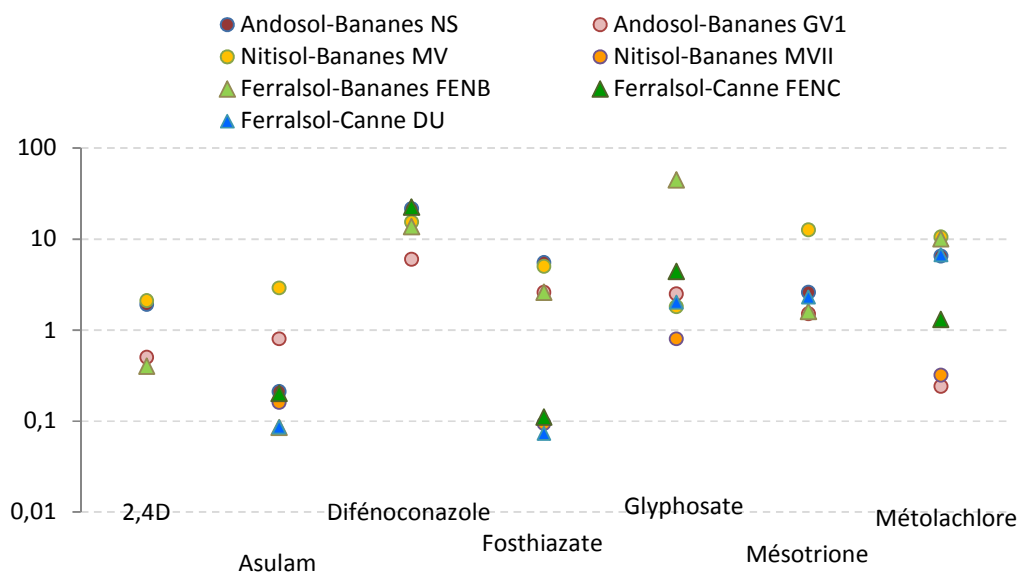


Figure 19 : Répartition des DT50 de dissipation par matière active et par site

5.2.2.3. Impact de la situation agropédologique sur les DT50 de matières actives

Les valeurs de DT50 obtenues sur les parcelles expérimentales ont été comparées aux valeurs de références des bases de données (EFSA/ PPDB). On cherche ainsi à identifier un effet lié à la situation agropédologique sur la dissipation des molécules. En effet, les sols et climat étant reconnus pour être très différents du contexte tempéré, on peut s'attendre à quelque divergence entre les bases de données de références et notre situation expérimentale. Pour cette comparaison la gamme des DT50 est utilisée (Figure 20).

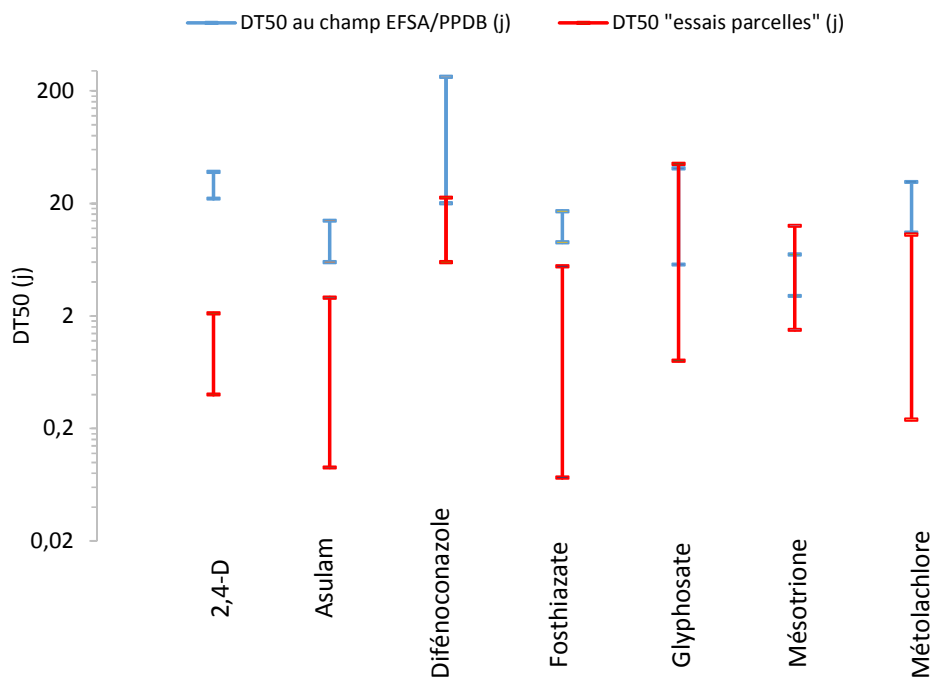


Figure 20 : Répartition des DT50 des expérimentations parcelles par rapport aux gammes issues des bases de données (EFSA/ PPDB)

Pour cinq des sept molécules étudiées, le 2,4-D, l'Asulam, la Difénoconazole, le Fosthiazate et le Métolachlore, les DT50 obtenues à partir des essais sont inférieures aux DT50 des données standard issue des bases de données de référence. Pour le Glyphosate, la DT50 moyenne issue des expérimentations est inférieure à celle des références EFSA/PPDB, mais la gamme de variation observée couvre celle indiquée dans les bases de données EFSA/PPDB. Enfin, concernant la Méso-trione, la DT50 moyenne en condition volcanique tropicale reste du même ordre de grandeur que la DT50 standard, alors que l'intervalle de variation est plus ample que l'intervalle standard. On notera que dans l'ensemble les DT50 moyennes déterminées à partir des expérimentations parcelles sont inférieures aux DT50 répertoriées dans les références de l'EFSA et la base de données PPDB. On peut supposer que les conditions de température en moyenne plus élevées aux Antilles associées à un régime hydrique important favorisant notamment les transferts par percolation sont des facteurs d'accélération de la dissipation des matières active.

5.3. Les transferts de matières actives dans les eaux de ruissellement et de percolation

5.3.1. La phase dissoute

5.3.1.1. Gammes de concentrations en matières actives associées à la phase dissoute

Quel que soit la situation agropédologique considérée, toutes les matières actives appliquées ont été détectées dans la phase dissoute des eaux de ruissellement et de drainage (Tableau 14).

Groupe fonctionnel	Matières Actives	RUISSELLEMENT (µg/l)			DRAINAGE (µg/l)		
		moyenne	min	max	moyenne	min	max
A	DIFENOCONAZOLE	0,68	0.07	3.02	0,14	0.05 (LQ)	0.55
	AMPA	1,57	0.03	12.95	0,52	0.03	6.22
B	GLYPHOSATE	5,09	0.03	57	4,11	0.03	85.5
	ASULAM	85,7	0.14	1174.75	109,7	0.18	1299.78
	2,4 D	50,8	0.08	801.32	48,5	0.02	895
C	FOSTHIAZATE	40,2	0.02	515.93	77,9	0.02	1275.01
	METOLACHLORE	25,7	0.31	236.89	16,4	0.06	163
	MESOTRIONE	1,39	.0.01(LQ)	50.92	3,01	0.01 (LQ)	44.92

Tableau 14 : Gammes de concentration en matière active dans les eaux de ruissellement et de drainage

Les valeurs inférieures à la limite de quantification ne concernent que des prélèvements de fin d'essai. Ainsi, les matières actives appliquées se retrouvent systématiquement à des concentrations détectables dans les eaux de ruissellement et de drainage pendant la durée des essais. Par ailleurs, pour une matière active considérée, il n'y a pas de différence significative entre les gammes de concentration analysées dans les eaux de ruissellement et de drainage. Ce résultat indique que les processus de transfert de contaminant entre drainage et ruissellement sont assez proches. **Dans ces conditions les transferts par drainage s'identifient à des transferts rapides qui s'apparentent aux transferts préférentiels.**

On observe une différence de concentrations entre les molécules selon leur groupe fonctionnel (Figure 10) : les matières actives du groupe C ont été les plus concentrées dans les eaux ce qui est cohérent avec leurs faibles capacités d'adsorption dans les sols ($K_{oc} < 250 \text{ L.kg}^{-1}$), alors que les concentrations les plus faibles ont été mesurées pour les matières actives du groupe A, présentant les plus forts coefficients d'adsorption ($K_{oc} > 2000 \text{ L.kg}^{-1}$).

En conclusions :

- Les pesticides appliqués à la surface du sol se retrouvent de façon similaire dans les eaux de ruissellement et de drainage (gammes de concentration équivalentes par matière active).
- Les matières actives ayant un coefficient d'adsorption élevé (groupes A et B) sont moins concentrées dans les eaux que les matières actives plus faiblement absorbées (groupe C).

5.3.1.2. Evolution des concentrations en pesticides après l'application

Les collectes d'eau de drainage et de ruissellement ne sont pas forcément concomitantes (Tableau 12, Figure 21). Ainsi le nombre et la répartition des prélèvements varient suivant les sites. Le premier prélèvement après l'application varie entre 3 et 13 jours pour les écoulements de drainage et entre 4 et 34 jours pour le ruissellement. Le nombre de prélèvements par site est assez hétérogène : de 1 à 9 prélèvements pour le drainage, et de 3 à 9 prélèvements pour le ruissellement. Le dernier prélèvement varie également selon les sites de 50 à 76 jours après l'application dans le cas du drainage et de 36 à 76 jours pour le ruissellement (Figure 21).

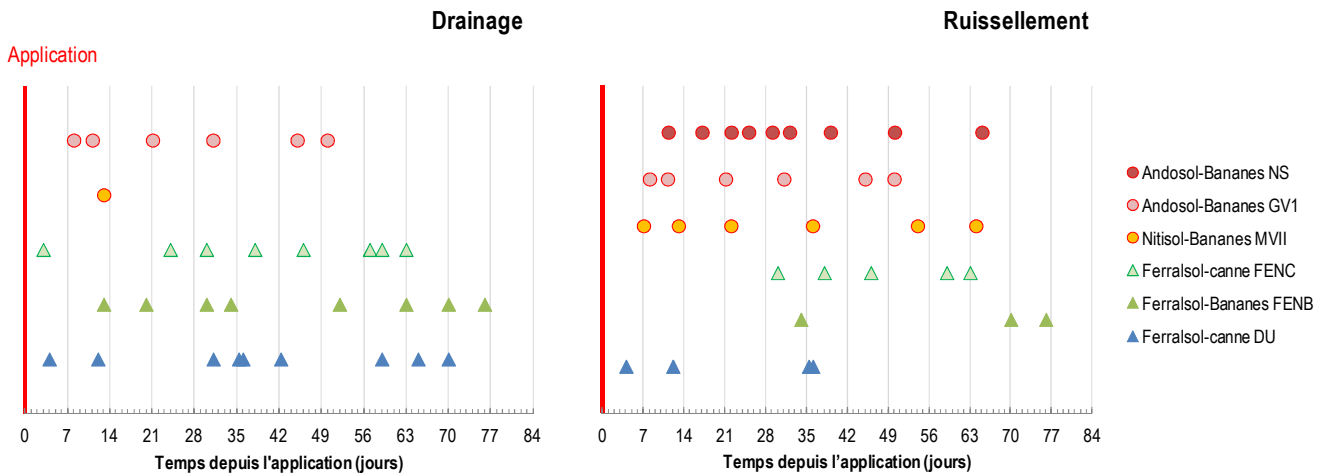


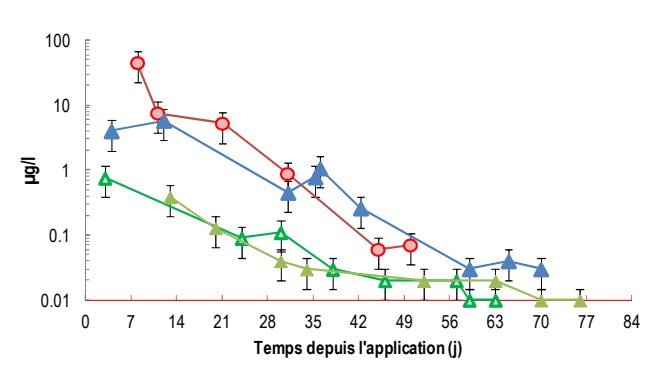
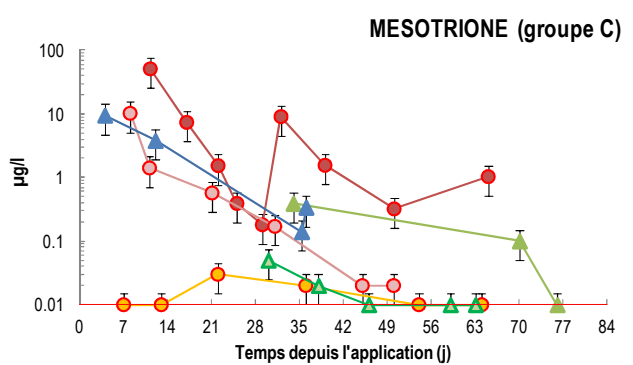
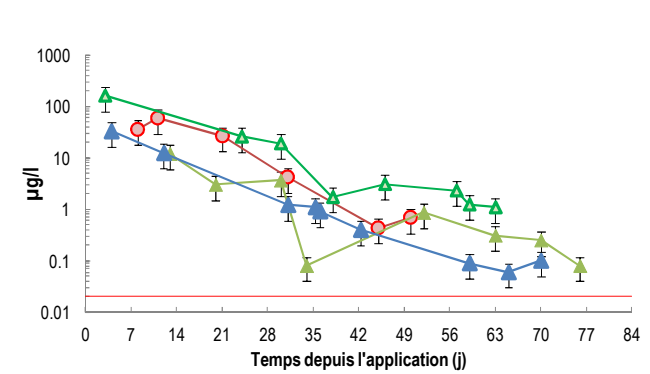
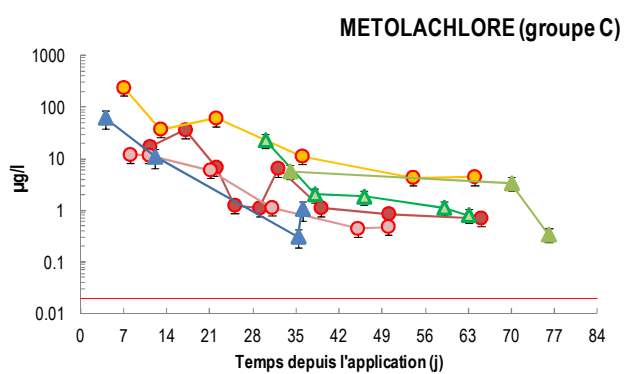
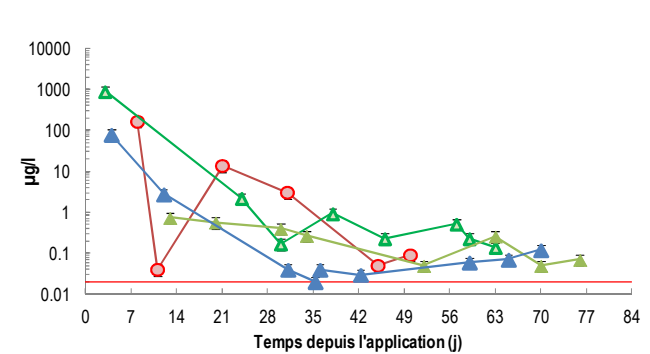
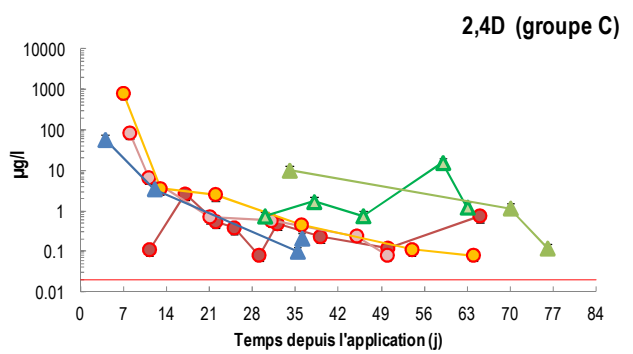
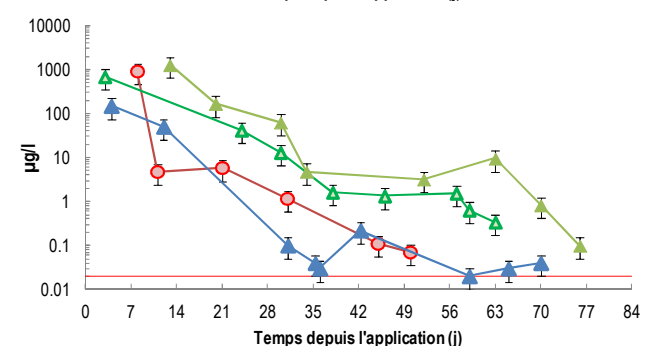
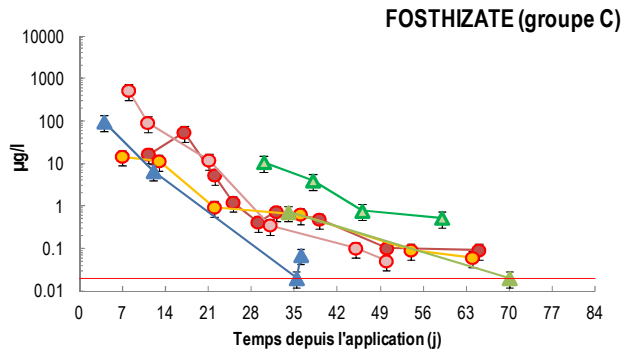
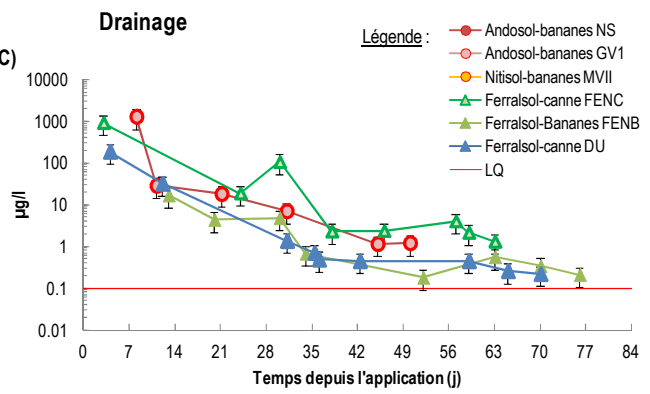
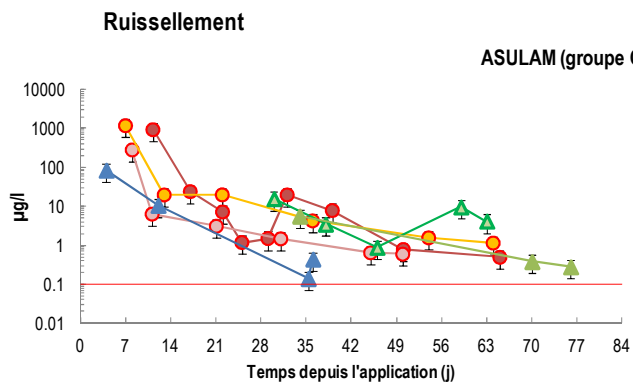
Figure 21 : Répartition des prélèvements de ruissellement et de drainage sur les essais depuis l'application

A partir de ce suivi l'analyse de la dynamique des concentrations dans les eaux de ruissellement et de drainage depuis l'application des pesticides est présentée en Figure 22. Pour mémoire notons que sur les deux sites de bananeraies, l'andosol NS et le nitisol MVII, aucune eau de drainage n'a pu être collectée et donc aucune dynamique n'est présentée.

Les concentrations maximales sont importantes et ceci en particulier pour les matières actives ayant de faibles propriétés de rétention et temps de demi-vie (groupe C, Figure 10). Par ailleurs les concentrations maximales sont systématiquement mesurées dans les premiers prélèvements d'eau effectués après l'application que ce soit pour la composante de ruissellement ou de percolation (Figure 22). Les concentrations minimales, généralement mesurées dans les derniers prélèvements d'eau, soit plus ou moins deux mois après l'application, sont inférieures à la norme de potabilité de $0.1 \mu\text{g/l}^5$ ou 2 à 3 fois supérieures pour l'Asulam et le Métolachlore (Figure 22). Ainsi on met en évidence l'existence de niveaux de concentration significatifs pour la majorité des molécules durant les événements ruisselants intervenant peu de temps après épandages ainsi qu'une décroissance ultérieure nette liée au processus de dégradation des molécules. On distingue deux types de comportement suivant la nature des contaminants. Les molécules avec un K_d élevé (difénoconazole) présentent une gamme de concentrations observées beaucoup plus restreinte que pour les molécules avec des coefficients d'adsorption plus faibles.

Dans l'ensemble, les concentrations en matières actives dans les eaux de ruissellement et de drainage diminuent après l'application (Figure 22), mais selon des cinétiques différentes suivant les matières actives. On observe pour l'ensemble des sites globalement peu de variation dans les concentrations observées, ainsi l'analyse se focalise principalement sur les dynamiques temporelles après application en fonction des molécules.

⁵ Normes de potabilité : 1 pesticide $< 0.1 \mu\text{g/l}$ et $\sum \text{pesticides} < 0.5 \mu\text{g/l}$



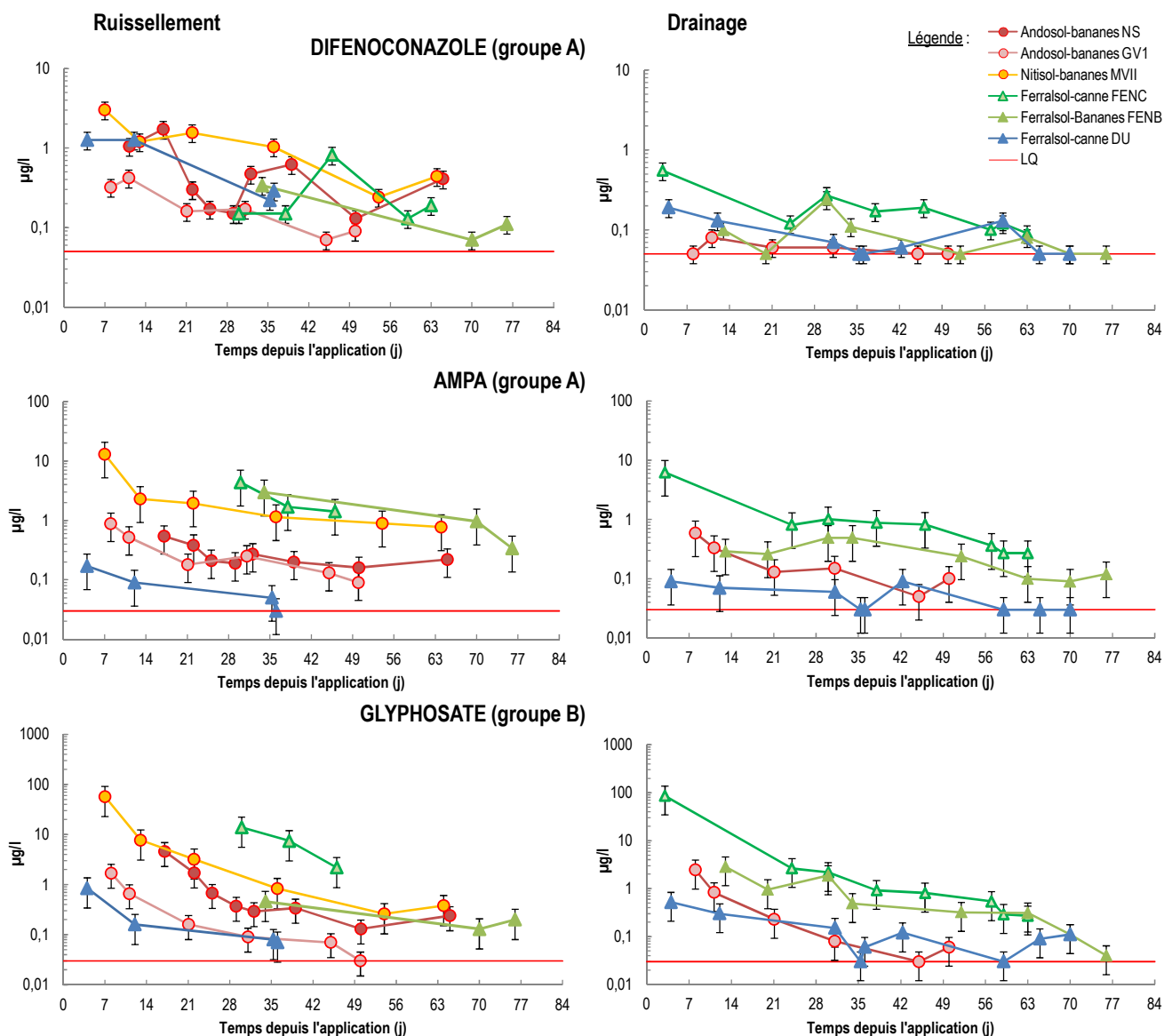


Figure 22 : Evolution des concentrations en matières actives dans les eaux (phase dissoute) de ruissellement et de drainage après application

- **Asulam :**

Les concentrations analysées sont du même ordre de grandeur dans les eaux de drainage et de ruissellement, compris entre 100 à 1000 µg/l suivant les sites pour les premiers échantillons. Dans les deux cas les concentrations sont importantes pour ces premiers échantillons, et diminuent jusqu'à 3 ordres de grandeur au cours de la durée de l'essai. Le caractère très drainant des sols ainsi que la faible durée de demi-vie estimée explique la diminution rapide des concentrations dans les eaux. Ainsi une molécule combinant des propriétés de faibles sorption et demi-vie favorise un transfert rapide de la molécule lors des premiers évènements pluvieux après application et cela indépendamment du type de sol.

- **Le 2.4D :**

De manière similaire à l'asulam, on observe des concentrations élevées pour les premiers échantillons, avec une diminution au cours du temps de 3 ordres de grandeurs pour les deux types d'écoulement étudiés. Cette dynamique est cohérente

avec les propriétés de la molécule, de faible sorption et de courte durée de demi-vie estimée entre 0,4 et 2,1 jours suivant les sites.

- **Le fosthiazate :**

De manière similaire aux deux molécules précédentes, le fosthiazate est très concentré dans les premiers prélèvements de ruissellement et de drainage, et sa concentration diminue jusqu'à 3 ordres de grandeur en fin d'expérimentation. Ce comportement traduit un transfert important pour les premiers événements pluvieux après application. La DT50 également faible, compris entre 0,073 et 5 jours, favorise une diminution rapide des concentrations dans les eaux.

- **Le métolachlore :**

Le métolachlore se retrouve également dans les premiers échantillons d'eau de ruissellement et de drainage à des concentrations importantes, entre 10 et 100 µg/l qui diminuent de 2 ou 3 ordres de grandeurs au cours de l'expérimentation. Les concentrations observées dans les derniers échantillons bien que faible sont plus important que dans les précédents cas, ce qui est cohérent avec la gamme de DT50 également un plus importante que les précédentes molécules compris entre 0,24 à 10,5 jours.

- **Le mésotrione :**

Le mésotrione présent dans les premiers échantillons est de l'ordre de 10µg/l, avec toujours une similitude de concentration dans les eaux de ruissellement et de drainage. L'andosol GV1 et les ferralsols (FENC, FENB, DU) présentent une diminution régulière de la concentration au cours du temps dans le ruissellement et le drainage, tandis que pour le nitisol MVII on observe des concentrations faibles et constantes au cours du temps. Dans le cas du site sur andosol NS, on identifie des irrégularités dans les concentrations avec deux dynamiques de diminution au cours du temps comme observé dans une moindre mesure pour l'asulam.

- **Le difénoconazole :**

Dans le cas du difénoconazole on observe une dynamique de diminution des concentrations au cours du temps beaucoup plus lente que pour les autres molécules. Par ailleurs les concentrations dans les premiers échantillons sont beaucoup plus faibles que pour les autres molécules, entre 0,5 et 5 µg/l suivant les sites, ce qui est cohérent avec les propriétés de sorption plus élevées. L'amplitude de concentration entre le début et la fin de l'expérimentation est également beaucoup plus faible, seulement d'un ordre de grandeur, ce qui est cohérent avec la gamme de DT50 plus élevées, entre 6 et 22 jours pour cette molécule.

- **Le glyphosate :**

Les concentrations en glyphosate sont comme pour les autres molécules du même ordre de grandeur dans le drainage et dans le ruissellement. Les premiers échantillons sont proches de 1 µg/l, sauf dans le cas du nitisol MVII et du ferralsol FENC où les concentrations sont plus élevées proche de 100 µg/l. Les concentrations diminuent ensuite d'1 à 2 ordres de grandeur en fonction des sites. Les concentrations les plus élevées sont rencontrées pour le site Ferralsol FENC qui présente aussi une valeur de DT50 significativement plus élevée que pour les autres sites.

Pour conclure, on retient de l'analyse que **i) les premiers prélèvements présentent des concentrations très élevées, tant dans le ruissellement que dans le drainage et que ii) pour l'ensemble des molécules, les concentrations diminuent dans les prélèvements d'eau de ruissellement et de drainage entre le début (après l'application) et la fin de l'expérimentation.** Cette dynamique s'observe dans les eaux de ruissellement et dans les eaux de drainage, en accord avec le caractère fortement drainant des sols étudiés. Par ailleurs, on note que pour **les molécules ayant un coefficient de rétention élevé, et donc une moindre affinité avec la phase liquide, la concentration dans les eaux est de fait moins importante.** C'est le cas notamment du difénoconazole.

5.3.1.3. Bilan des exportations par matière active et situations agropédologiques

Pour chaque matière active et chaque période pluvieuse au sein des essais, on estime les transferts (ou pertes) dans les eaux après application par le produit entre le volume ruisselé et/ou drainé et la concentration en matière active analysée dans l'écoulement correspondant. Le cumul des transferts permet d'établir le bilan d'exportation des matières actives

appliquées et plus finement, de calculer la part des transferts en phase dissoute par rapport aux quantités de matières actives appliquées (Figure 23). Le bilan des transferts dissout par ruissellement est réalisable pour l'ensemble des sites mais pour les transferts par drainage, il n'a pu être calculé que pour le site sur andosol GV1 et les sites sur ferralsols (FENC, FENB et DU) (Tableau 12).

A l'échelle inter-parcellaire, on montre que sur la durée de l'expérimentation l'exportation par drainage est d'une à deux ordres de grandeur supérieure que par ruissellement, notamment pour les molécules asulam, le 2,4D, le métolachlore, la mésotrione, glyphosate et dans une moindre mesure pour le fosthiazate. Ce résultat est cohérent avec la connaissance du fonctionnement des sols volcaniques tropicaux et les bilans hydrologiques réalisés précédemment (§ 4.2), et indique un risque accru de transfert de contaminants vers les eaux souterraines. Seul le cas du difénoconazole montre une perte par drainage équivalente à celle par ruissellement.

Dans le drainage, les molécules asulam, mesotrione, metoloachlore, dans une moindre mesure 2,4D et fosthiazate sont les matières actives le plus exportées par rapport au glyphosate et difénoconazole. Ce résultat est cohérent avec la connaissance des propriétés de sorption et de demi-vie des molécules, qui dans le cas du glyphosate et du difénoconazole sont plus adsorbés à la phase solide et avec une cinétique de dégradation plus lente. Ces molécules ont par conséquent été moins exportées au cours des expérimentations. Cette comparaison dépend toutefois de la durée d'observation, qui est ici de deux mois après épandage. On peut supposer que sur des durées d'observation plus longues, l'exportation relative des molécules les plus adsorbées et aux durées de demi-vie les plus longues augmenterait par rapport à celles des molécules les moins adsorbées et les plus rapidement dégradables.

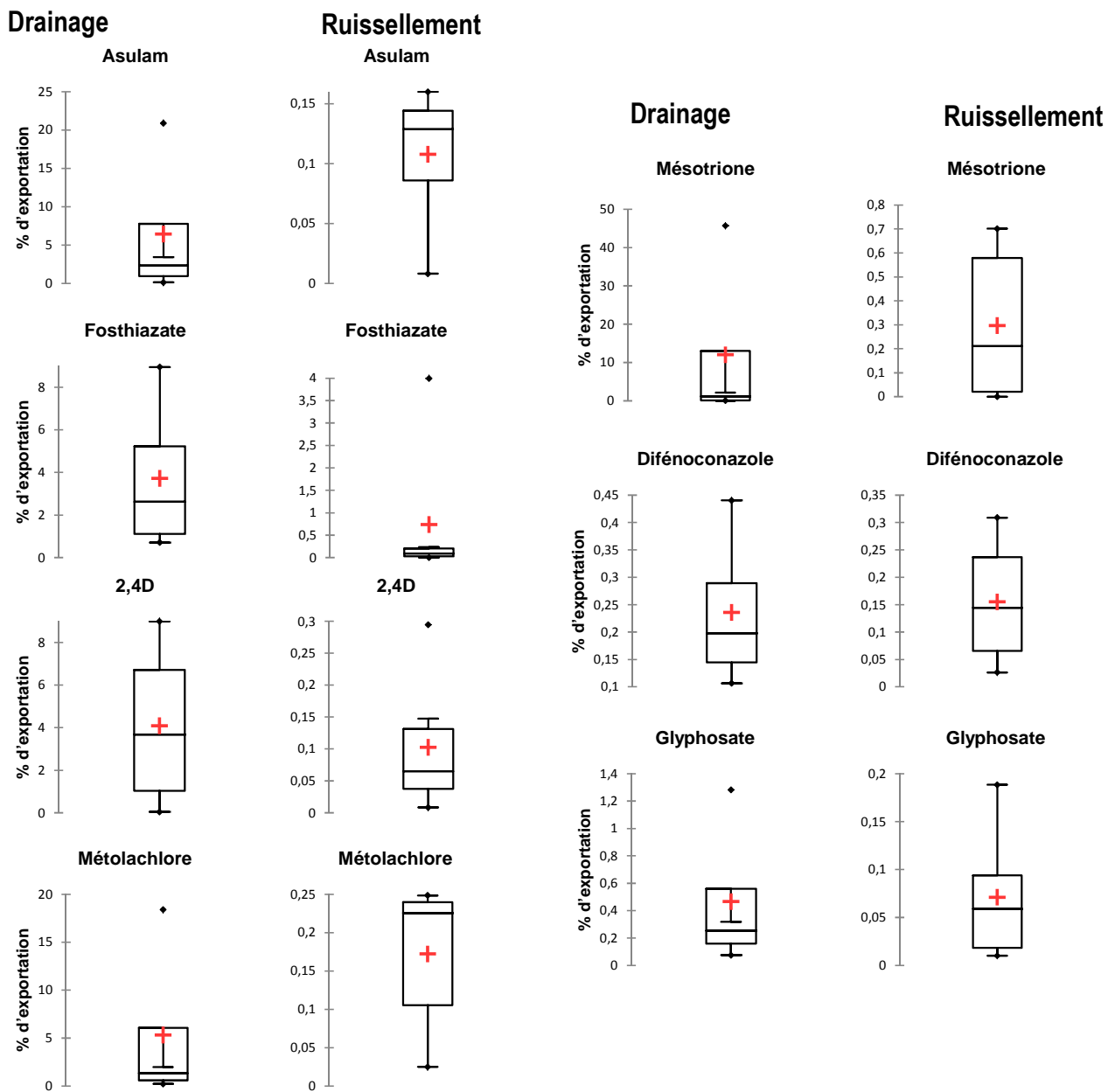


Figure 23 : Exportation des matières actives par voie dissoutes dans le ruissellement et le drainage tous sites confondus

5.3.2. La phase particulaire

Pour chaque prélèvement d'eau de drainage et de ruissellement, les matières en suspension (MES) ont été quantifiées puis analysées pour connaître leur teneur en matières actives (cf. § 3.4). Ces analyses sont par nature plus complexes car la quantité de MES collectée est souvent une contrainte. Les protocoles d'extractions sont similaires à ceux utilisés pour les sols avec des résultats exprimés en µg/kg de MES. Pour des raisons de quantités trop faibles d'échantillon en MES, les dosages du glyphosate, de l'AMPA et du 2,4D n'ont pas pu être effectués.

5.3.2.1. Gammes de teneurs en matières actives associées à la phase particulaire

Quelle que soit la matière active, les teneurs maximales sont importantes et significativement supérieures aux limites de quantification. On note aussi qu'elles sont du même ordre de grandeur dans les MES des eaux de ruissellement et des eaux de drainage (Tableau 15). Les concentrations les plus faibles sont systématiquement inférieures à la limite de quantification (LQ), mais contrairement à la phase dissoute ce ne sont pas systématiquement les derniers prélèvements de la période de suivi qui sont concernés. En effet, selon les molécules et les sites, les teneurs sur les MES peuvent être inférieures à la LQ pendant toute la durée de l'expérimentation ou après quelques prélèvements.

Groupe fonctionnel	Matières Actives	RUISELLEMENT (µg/Kg)		DRAINAGE (µg/kg)	
		min	Max	min	max
A	DIFENOCONAZOLE	50 (LQ)	1801	50 (LQ)	1234
	ASULAM	40 (LQ)	4007	40 (LQ)	8261
C	FOSTHIAZATE	20 (LQ)	239	20 (LQ)	1318.73
	METOLACHLORE	50 (LQ)	1449	50 (LQ)	3760
	MESOTRIONE	40 (LQ)	1119	40 (LQ)	727

Tableau 15 : Gammes de concentration en matière active dans les matières en suspension

5.3.2.2. Evolution des teneurs au cours du temps

Au cours du temps, les concentrations en matières actives sur les MES présentent une dynamique proche des évolutions obtenues dans la phase dissoute. Ainsi les premiers événements prélevés montre des concentrations plus élevées, quelles que soient les propriétés des matières actives, et ce pour les MES issues des écoulements de ruissellement et de drainage. Dans la plupart des cas, les concentrations deviennent inférieures à la limite de quantification avant la fin de l'expérimentation. Ainsi le transfert par voie particulaire n'est quantifiable que pour les premiers événements.

On observe également une variabilité inter-site avec, dans le cas du ruissellement, le site NS sur andosol qui présente des teneurs le plus souvent supérieures aux autres sites, et dans le cas du drainage, les sites FENC sur ferralsol et GV1 sur andosol qui ont les teneurs en matières actives les plus élevées.

Lorsque le suivi a pu être fait simultanément dans les eaux de drainage et de ruissellement d'un même site, les teneurs analysées sont du même ordre de grandeur. Cela laisse supposer que les particules mobilisées lors des événements pluvieux puis ensuite collectées en surface (ruissellement) ou bien à 30 cm de profondeur (drainage) sont de natures identiques vis-à-vis de l'adsorption des matières actives.

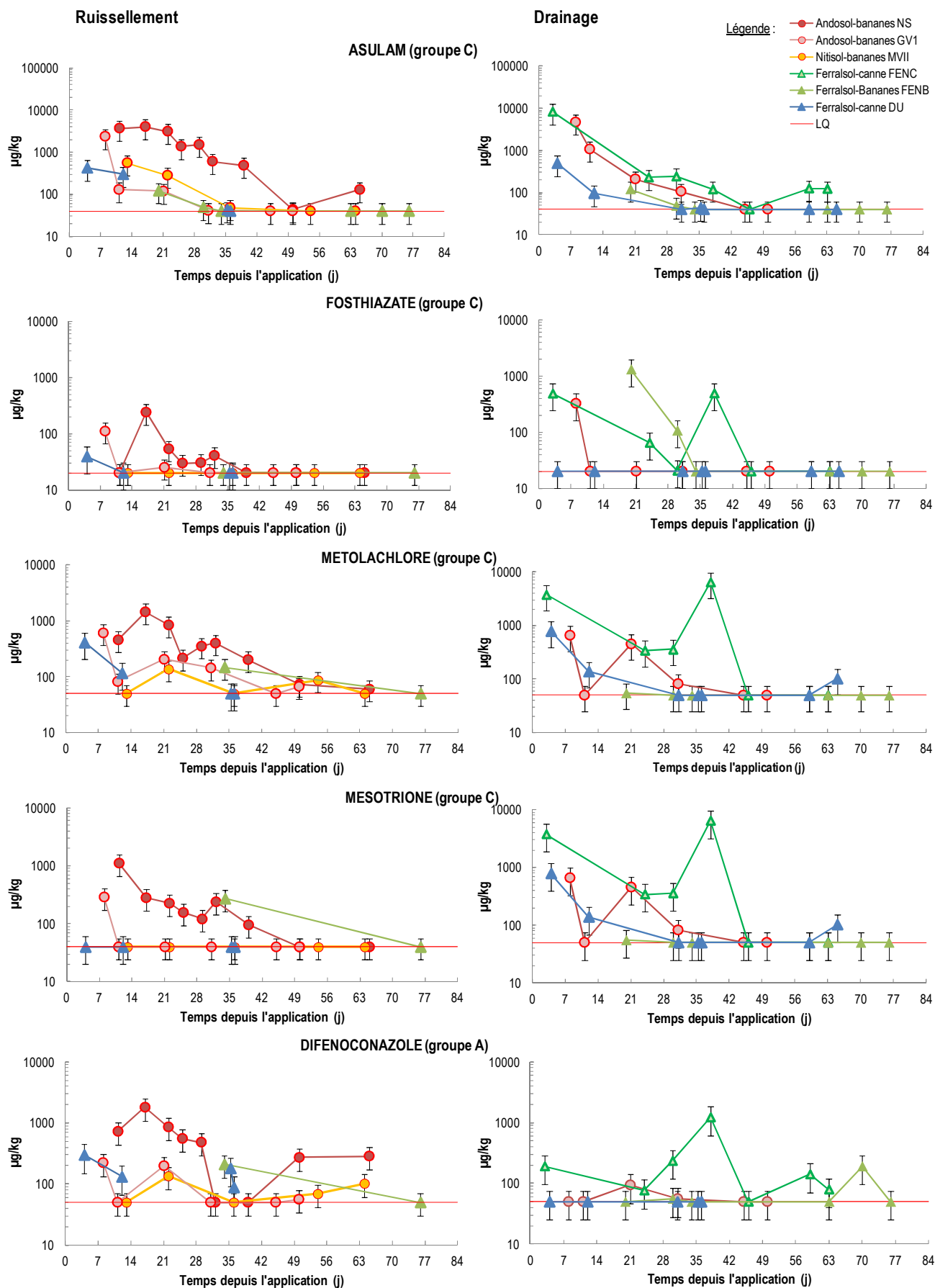


Figure 24 : Evolution des concentrations en matière active dans les matières en suspension après application

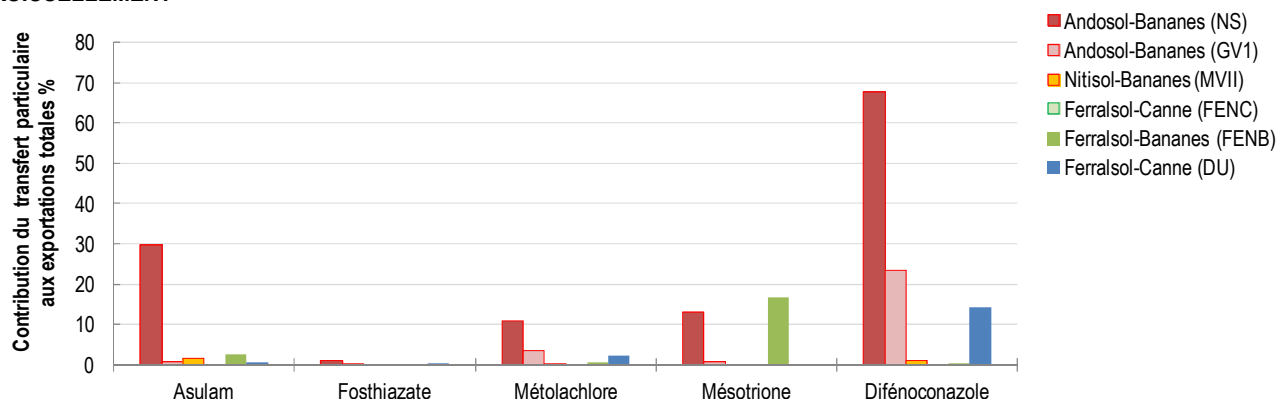
5.3.2.3. Contribution de la phase particulaire au transfert de matière active

Pour les 5 molécules analysées (Tableau 12), nous avons pu établir un bilan des transferts de matières actives par voie dissoute et particulaire en fonction des écoulements par ruissellement et par drainage pendant la durée des essais (§ 5.3.1.3). De manière globale, la contribution de la phase particulaire aux transferts est relativement restreinte par rapport à la phase dissoute (Figure 25). Seule le difénoconazole sur l'andosol du site NS présente une contribution majoritaire de transfert particulaire (68%) dans le ruissellement. C'est également sur ce site NS (andosol-bananes) que la contribution du particulaire est la plus importante dans le ruissellement, comparativement aux autres sites étudiés. Ce résultat s'appuie sur des teneurs en matière active dans les MES plus élevées et un transport solide dans le ruissellement plus important que pour les autres sites étudiés (Figure 16).

Il faut noter toutefois que ces bilans sont des majorants de ce qui peut être exporté, car ils ne tiennent pas compte des processus de re-déposition des particules au sein de la parcelle.

Dans le cas des écoulements par drainage, c'est aussi un site sur andosol (GV1) qui présente les contributions particulières les plus importantes par rapport aux sites sur ferralsols. Ces situations restent néanmoins très minoritaires par rapport aux transferts par voie dissoute.

RUISELLEMENT



DRAINAGE

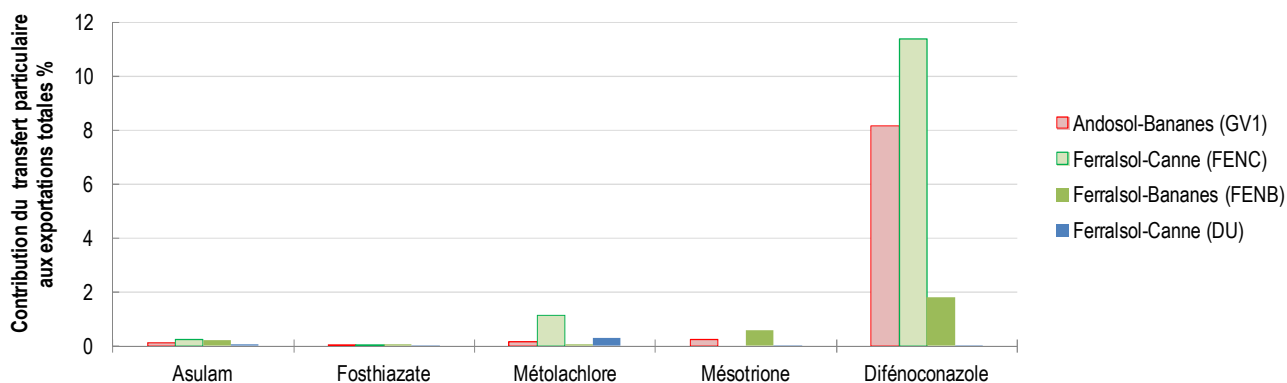


Figure 25 : Contribution du transfert particulaire aux exportations totales de matières actives dans les écoulements de ruissellement et de drainage

5.3.3. Bilan des transferts en matières actives et analyse des risques de transferts par situations

Comme décrit précédemment lors de l'analyse de l'exportation par voie dissoutes, on montre que les transferts de pesticides dans les eaux de drainage sont beaucoup plus importants que dans les eaux de ruissellement (Figure 23). Par ailleurs la contribution de la phase particulaire est globalement assez restreinte par rapport à la phase dissoute (Figure 25), avec une particularité sur le difénoconazole qui présente une contribution qui peut sur certains sites devenir significatif. La contribution combinée des exportations par voies dissoute et particulaire est synthétisée par molécules et par sites dans la Figure 26. On s'intéressera ici à décrire une typologie de risque de transfert en fonction des différentes situations agro-pédologique.

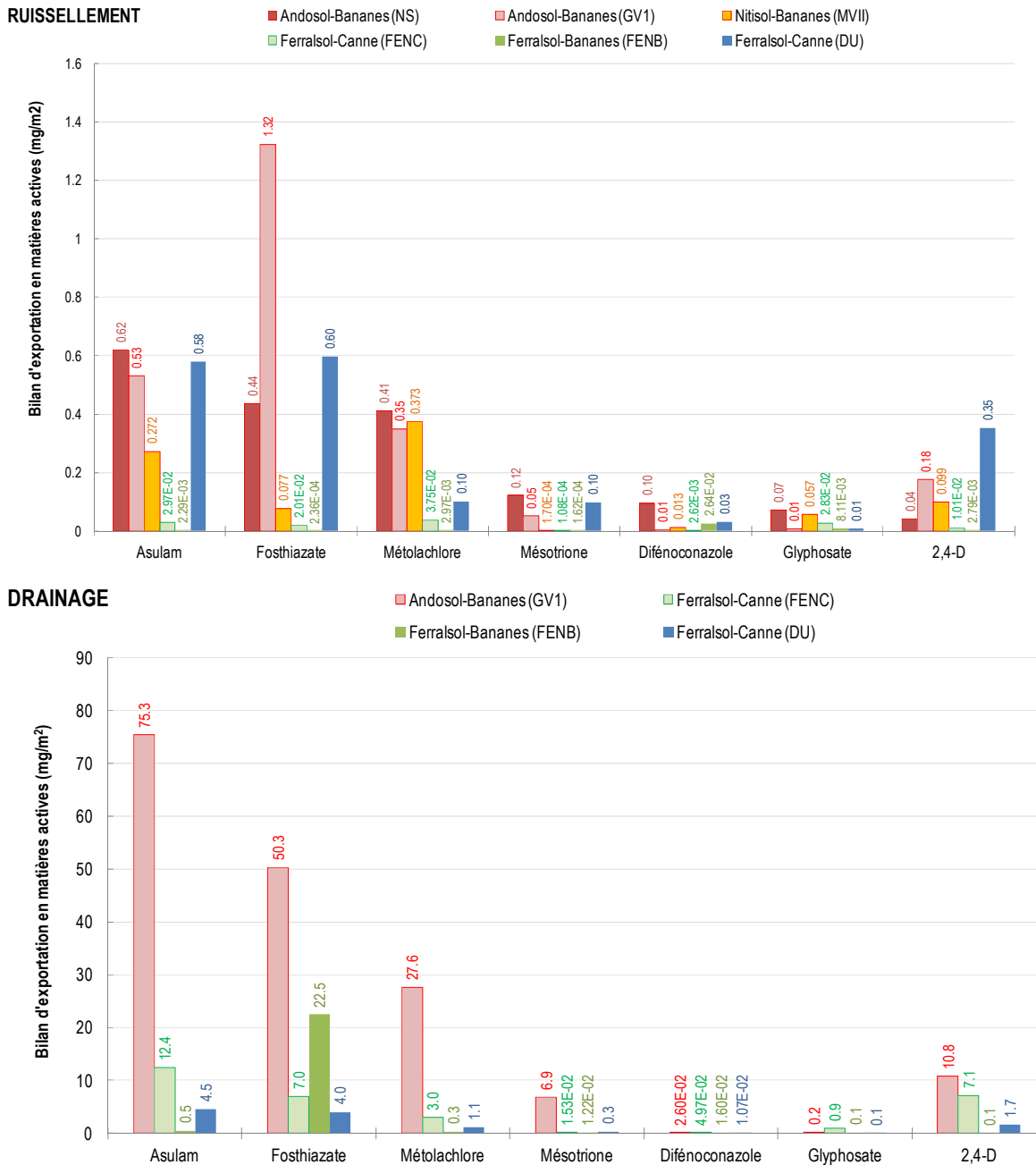


Figure 26 : Bilan des transferts de matières actives dans les eaux de ruissellement et de drainage par site sur la période d'essai

En combinant les exportations par transferts dissout et particulaire, on identifie un risque de transferts de contamination vers les eaux souterraines plus élevé que vers les eaux de surface pour l'ensemble des sites qui ont pu être

analysés suivant les deux composantes d'écoulement (l'andosol GV1 et les ferralsols FENC, FENB, DU). Il a été montré précédemment que pour ces sites, les concentrations dans les eaux de ruissellement et de drainage, en phase dissoute comme particulaire, sont du même ordre de grandeur suivant les molécules. On peut donc supposer la même tendance pour les sites NS sur andosol et MVII sur nitisol. Or les taux de drainage estimés par les bilans hydriques sur ces sites sont importants avec des médianes de 34 et 39% de la pluie, ce qui suggère des risques de transferts de contaminants vers le milieu souterrain aussi élevés que pour les autres sites.

Une proposition de hiérarchisation des situations agropédoclimatiques par rapport risque de contamination est proposée en se basant sur le bilan d'exportation (Tableau 16). Le rang de chaque site par rapport à la quantité exportée dans les eaux (dissous et particulaire) pour chaque matière active est indexé, si deux sites présentent pour une molécule des exportations ayant le même ordre de grandeur alors ils ont le même rang ; ainsi plus le score total est élevé et moins les exportations de pesticides sont importantes. Les risques sont établis par comparaison des scores entre les sites.

RUISSÈLEMENT	Andosol-Bananes (NS)	Andosol-Bananes (GV1)	Nitisol-Bananes (MVII)	Ferralsol-Canne (DU)	Ferralsol-Canne (FENC)	Ferralsol-Bananes (FENB)
Difénoconazole (A)	1	3	3	2	4	3
Glyphosate (B)	1	3	1	3	2	3
Asulam (C)	1	1	2	1	3	4
Fosthiazate (C)	2	1	3	2	3	4
Métolachlore (C)	1	1	1	2	3	4
Mésotrione (C)	1	1	2	1	2	2
2,4-D (C)	2	1	2	1	3	4
Score : Total	9	11	14	12	20	24
Niveau de risque de contamination	+++	+++	++	+++	+	+

DRAINAGE	Andosol-Bananes (NS)	Andosol-Bananes (GV1)	Nitisol-Bananes (MVII)	Ferralsol-Canne (DU)	Ferralsol-Canne (FENC)	Ferralsol-Bananes (FENB)
Difénoconazole	ND	1	ND	1	1	1
Glyphosate	ND	2	ND	2	1	2
Asulam (C)	ND	1	ND	3	2	4
Fosthiazate(C)	ND	1	ND	3	3	2
Métolachlore (C)	ND	1	ND	2	2	3
Mésotrione (C)	ND	1	ND	2	3	3
2,4-D (C)	ND	1	ND	2	1	3
Score : groupe C		8		15	13	18
Niveau de risque de contamination		+++		++	++	+(+)

Tableau 16 : Hiérarchisation des risques de transferts de pesticides suivant les matières actives et les sites par comparaison entre les quantités exportées (rang 1, 2, 3, ou 4). ND signifie donnée non disponible.

Concernant le risque de contamination vers les eaux souterraines, les bilans ont pu être établis pour une situation d'Andosol (GV1) et les trois situations de Ferralsol (FENB, FENC, et DU). A partir de ces données, on identifie une situation plus élevée du risque pour le site andosol (GV1) que pour les ferralsols (FENC, FENB, DU) avec des quantités exportées dans les eaux de drainage comprises entre 10 et 100 mg/m² pour les molécules les plus mobile ce qui systématiquement supérieures aux exportations des autres situations de Ferralsols (entre 0.3 et 20 mg/m²) (Figure 26). Ce résultat est cohérent avec les différentes situations climatiques durant les périodes des essais (Tableau 11) qui sont à l'origine d'une variabilité de taux de drainage assez importante entre les deux types de sols (Figure 13). **Le risque de contamination**

serait néanmoins limité dans le temps pour les matières actives présentant des temps de demi-vie faibles (Figure 19).

Concernant le risque de contamination des eaux de surface, la hiérarchisation des situations indique **un risque important d'exportation des contaminants pour les situations andosol et pour un site ferralsol (DU)**, cohérent avec les taux de ruissellement plus élevés sur ces sites. Concernant les andosols, bien que très drainant, les sols ont montré localement soit des conditions morphologiques (pente moyenne élevée Tableau 3), soit des pratiques agronomiques soutenant le transfert par ruissellement (recouvrement végétal peu important sur l'inter-rang (cf annexes 9.2), réduction de la conductivité de surface liée à du tassement (Figure 9)). Par ailleurs les andosols sont situés sur les hauts de versants sont exposés régulièrement à des pluies intenses et abondantes, à l'origine d'un processus de saturation des sols favorisant la genèse du ruissellement, ou bien encore d'une intensité supérieure à la conductivité de l'horizon de surface dans le cas d'un compactage de surface. Concernant le site ferralsol DU, son classement en situation agropédoclimatique à risque est lié au passage d'une onde tropicale active en début d'essai sur un sol nu légèrement croûté (cf annexe 9.3.4). Les situations les moins à risque concernent les autres sites de ferralsol, qui présentent à la fois des propriétés drainante importante, et des états de surface relativement couvrant réduisant le processus de ruissellement (annexe9.2), avec notamment une 3^{eme} repousse de canne ou bien un motif bananier à l'échelle de la parcelle plus dense en double rang avec un inter-rang couvert. On note que le nitisol MVII se situe en position intermédiaire entre les andosols et les ferralsol FENC et FENB en termes de risque de transfert dans le ruissellement.

6. Le cas particulier de la chlordécone (CLD)

Compte tenu de la situation historique de contamination des sols antillais, on s'intéresse aussi aux formes de transfert de la chlordécone (CLD). On abordera ici les teneurs dans les sols et les concentrations associées dans les eaux de drainage et de ruissellement.

6.1. Teneur de la CLD dans les sols

L'utilisation importante de chlordécone⁶ (CLD) pour lutter contre les charançons est confirmée par les analyses de sols effectuées avant et pendant les essais sur 3 profondeurs d'investigation : 0-5 cm, 5-15 cm et 30-40 cm. On identifie des niveaux de concentrations de la molécule différents selon le type de sol (Figure 27) :

- Andosols (NS, GV1, GV2) : 20 à 3500 $\mu\text{g.kg}^{-1}$
- Nitisols (MVII) : 5 à 160 $\mu\text{g.kg}^{-1}$
- Ferralsols (FENC, FENB) : 5 à 2300 $\mu\text{g.kg}^{-1}$

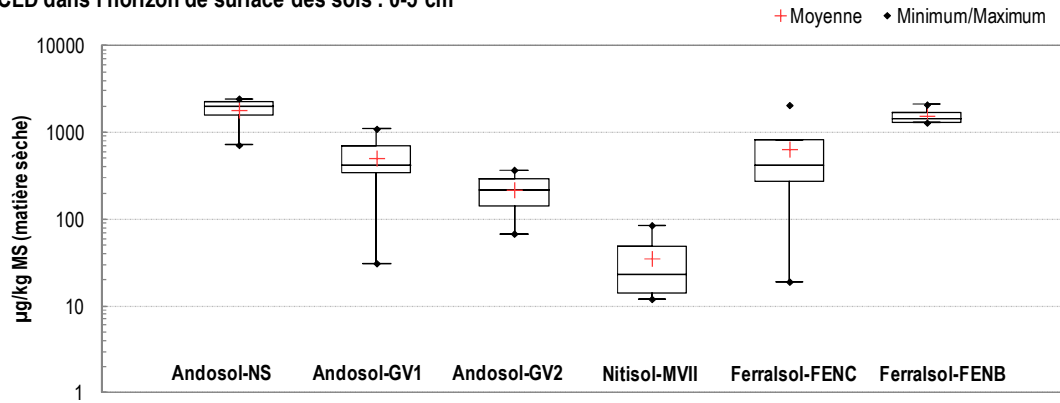
Les sites NS sur andosol et FENB sur ferralsol présentent les teneurs en CLD les plus élevées dans les sols avec en moyenne 1600 à 2000 $\mu\text{g/kg}$. Viennent ensuite les sites GV1 sur andosol et FENC sur ferralsol qui présentent des niveaux de concentration en CLD similaires de l'ordre de 500 - 600 $\mu\text{g/kg}$, et enfin le site MVII sur nitisol dont les teneurs sont les plus faibles de l'ordre de 34 $\mu\text{g/kg}$.

On note par ailleurs que la gamme des teneurs en CLD dans les sols ne varie pas en fonction de la profondeur d'investigation de l'étude, soit jusqu'à 40 cm dans les sols étudiés (Figure 27). De plus, aucune évolution nette des teneurs n'est enregistrée sur la période de mesure ce qui est cohérent avec le caractère très persistant de la molécule. Une certaine variabilité aléatoire semble néanmoins exister suivant les sites, probablement en lien avec les incertitudes analytiques et l'hétérogénéité des apports historiques de CLD sur les parcelles induisant une hétérogénéité de la contamination dans les sols.

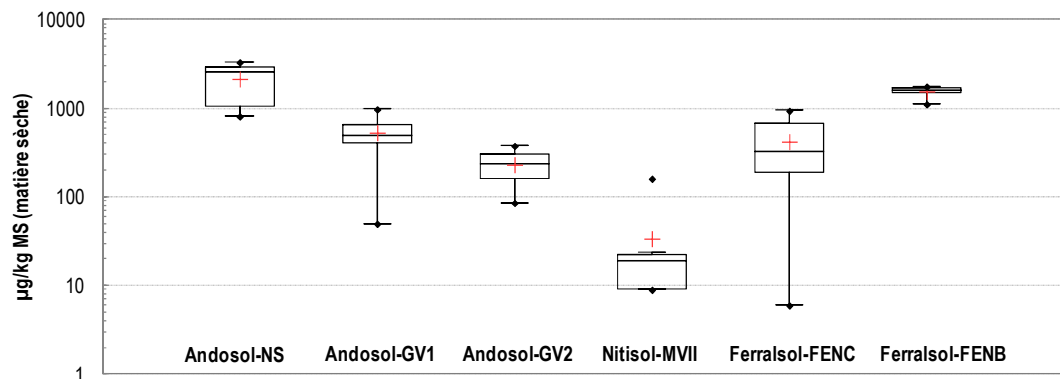
Seule la parcelle expérimentale de Ferralsol DU, située sur le domaine Duclos de l'INRA Antilles-Guyane, n'est pas contaminée par la CLD, n'ayant jamais été traitée avec cet insecticide.

⁶ Deux périodes d'utilisation massive de la chlordécone se sont succédées aux Antilles : entre 1972 et 1978, la molécule était commercialisée sous le nom « KéponeTM » (Cabidoche et al., 2009) et entre 1982 et 1993, elle a été reprise sous la marque « CurloneTM ». Le passage de deux cyclones avait favorisé la prolifération du charançon de la banane et la CLD a été fortement utilisée malgré les avertissements de possible contamination des sols et des eaux (Snegaroff, 1997). En 1993, la molécule a été définitivement interdite aux Antilles.

a) CLD dans l'horizon de surface des sols : 0-5 cm



b) CLD dans l'horizon de surface intermédiaire des sols : 5-15 cm



c) CLD dans l'horizon profond des sols : 30-40 cm

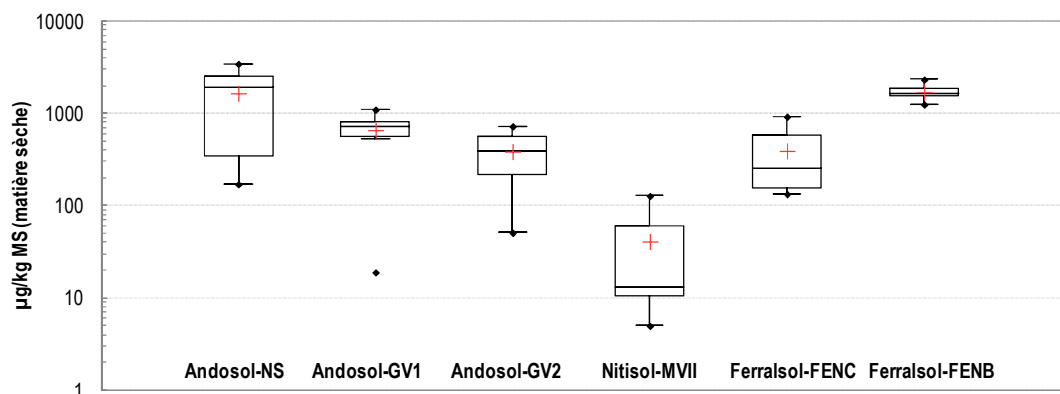


Figure 27 : Contamination en Chlordécone des sols étudiés

6.2. Concentration en CLD dans les eaux de ruissellement et de drainage

6.2.1. Dans la phase dissoute

Comme la CLD est historiquement présente dans le sol, la dynamique des concentrations dans les eaux est très différente de celle des matières actives apportées. En effet l'ensemble des concentrations en CLD dissoute mesurées dans les écoulements de ruissellement et de drainage reste dans une gamme relativement restreinte comprise entre 0.01 et 6.45 µg/l (Figure 28). En se basant sur les concentrations moyennes par site, on met en évidence deux niveaux de concentrations différents : entre 0.9 et 2.2 µg/l dans le ruissellement sur les sites GV2 et FENC et dans le drainage du site GV1, et entre 0.1 et 0.5 µg/l dans les écoulements pour les autres situations (Figure 28). Les concentrations moyennes varient de 0.1 (site MVII sur nitisol) à 2.2 µg/l (site GV2 sur andosol) dans le ruissellement et de 0.18 (site GV2 andosol) à 2,6 µg/l (site FENB sur ferralsol) dans le drainage. Les variabilités observées ne semblent pas relever de processus

spécifiques de transfert de la CLD. Enfin seuls les sites MVII et FENC sont concernés par des valeurs inférieures à la limite de quantification (0.01 µg/l).

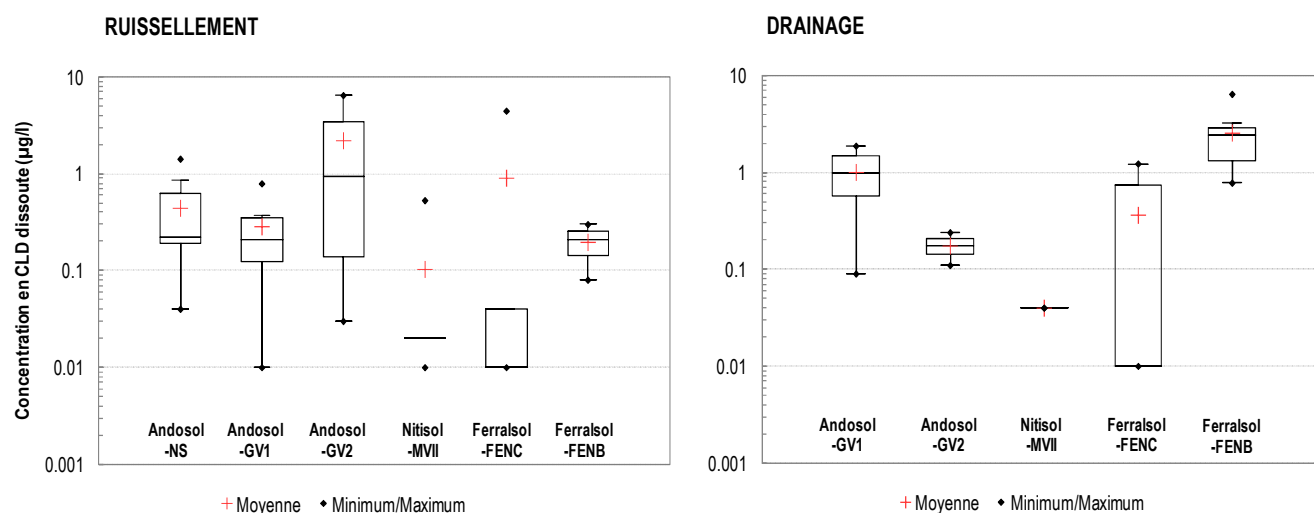


Figure 28 : Concentration en CLD dissoute dans les eaux de ruissellement et de drainage

Lorsque le suivi a pu être effectué dans les deux composantes d'écoulement (ruissellement et drainage), on remarque que les gammes de concentrations en CLD dissoute dans ces eaux sont similaires bien que les concentrations médianes et moyennes soient légèrement plus élevées dans les eaux de drainage.

Cette particularité a également été observée pour les matières actives appliquées qui se retrouvaient dans des gammes de concentrations similaires dans les eaux de ruissellement et de drainage. Ainsi la CLD dont la distribution dans le profil de sol est différente de celle des molécules actuellement utilisés, se transfère via un processus similaire aux autres molécules, ce qui souligne à nouveau le caractère fortement drainant des sols étudiés.

Par ailleurs on ne met pas en évidence de relation d'augmentation de la concentration dans les eaux pour les écoulements issus des sols les plus contaminés. Ce résultat est cohérent avec la variabilité des coefficients d'adsorption de la CLD en fonction des sols, déjà identifiée dans des analyses précédentes (Cabidoche et al 2009, Fernandez-Bayo et al., 2013). Ainsi à partir des teneurs moyennes en CLD dans les sols et des concentrations dans les eaux de ruissellement et de drainage nous estimons un coefficient apparent de distribution de la CLD en condition in situ de désorption de la molécule dans les écoulements de ruissellement et de drainage. Pour cela trois calculs de coefficients sont effectués (Tableau 17) : i) entre la teneur dans l'horizon de surface (H1) et la concentration dans le ruissellement (K_d-R), ii) entre la teneur dans l'horizon de surface (H1) et la concentration dans le drainage (K_d-D1) et iii) entre la teneur en CLD sur les 40 premiers cm du sol et la concentration dans le drainage (K_d-D2).

Site	K_d-R	K_d-D1	K_d-D2
Andosol-Bananes (NS)	4910	ND	ND
Andosol-Bananes (GV1)	2032	574	640
Andosol-Bananes (GV2)	167	2109	2806
Nitisol-Bananes (MVII)	271	700 (1 drainage)	856 (1 drainage)
Ferralsol-Canne (FENC)	809	2012	1473
Ferralsol-Bananes (FENB)	7882	604	625

Tableau 17 : Estimation des coefficients apparents de distribution eau/sol en situation de désorption

Les coefficients de distribution obtenus à partir des écoulements de ruissellement classent les types de sols suivant une adsorption croissante de Nitisols à Ferralsols puis Andosols. Concernant les Andosols on observe une variabilité qui peut s'expliquer par les variations pédologiques déjà discutées en termes de teneur en allophane et carbone organique. Pour les

Ferralsols on obtient des valeurs très variables dont la valeur pour le site FENB qui le situe avec le site Andosol NS comme l'un des sols avec les propriétés de sorption les plus élevées. Par ailleurs, ces valeurs sont plus importantes que celles obtenues par expérimentation batch en laboratoire en situation d'adsorption à l'équilibre par Fernandez-Bayo et al. (2013) comprises entre 68 L/kg et 144 L/kg pour l'horizon de surface d'un andosol et 40 L/kg pour celui d'un nitisol. Les coefficients proposés par Cabidoche et al. (2009) issus de calculs de désorption sont plus élevés que ceux proposés par Fernandez-Bayo et al. (2013). Ils se rapprochent mais restent inférieurs aux coefficients estimés ici : ils sont entre 1206-864 L/kg pour Andosol, 50 L/kg pour Nitisol et 186 L/kg pour Ferralsol. Ces valeurs suivent également le gradient d'adsorption entre les différents sols.

6.2.2. Dans la phase particulaire

Les teneurs en CLD analysées dans les MES sont présentées dans la Figure 29. Comme en phase dissoute, les teneurs en CLD particulaire semblent similaires entre les deux composantes d'écoulement mais il est difficile de conclure car le nombre d'échantillons à notre disposition est relativement faible (19 analyses dans MES des eaux de drainage et 28 analyses dans les MES des eaux de ruissellement). Pour les sites avec des valeurs dans les deux composantes, ruissellement et drainage, les teneurs moyennes en CLD particulaire sont légèrement plus élevées pour le drainage que le ruissellement.

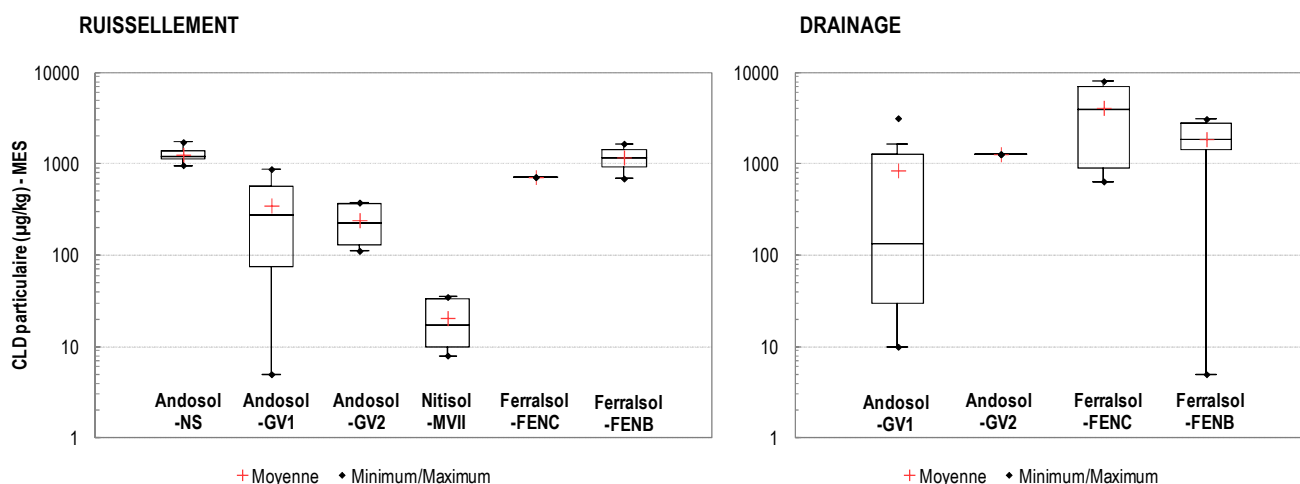


Figure 29 : Teneurs en CLD sur les MES issues des écoulements de ruissellement et de drainage

Globalement, il n'y a pas d'écarts significatifs entre les teneurs moyennes en CLD particulaire dans le ruissellement et les teneurs analysées dans l'horizon de surface des sols (0-5 cm) (Figure 30). On note néanmoins que l'écart est plus important pour l'andosol NS, avec une teneur moyenne en CLD dans les particules du ruissellement significativement plus faible (1300 µg/kg MES) que dans son horizon de surface (2200 µg/kg). Concernant les MES collectées entre 30 et 40 cm de profondeur par les eaux de drainage, les sites GV1 et GV2 sur andosols ainsi que le site FENB sur Ferralsol ne présentent pas d'écarts significatifs entre les teneurs moyennes en CLD sur les particules et dans les sols, quels que soit le ou les horizons de sol pris en compte (0-5 cm ou 0-40 cm) (Figure 30). Seul le site FENC sur Ferralsol montre un écart significatif et important, avec des particules en suspension dont la teneur moyenne en CLD dépasse 4000 µg/kg alors que les teneurs moyennes dans le sol sont inférieures à 1000 mg/kg.

Ces résultats signifient qu'il n'y a pas, a priori, de fractionnement particulaire de la phase solide en faveur d'un enrichissement en CLD dans les MES issus des différents types de sol étudiées. Un enrichissement est néanmoins possible comme le montre les résultats (Ferralsol FENC), mais au vue de nos expérimentations ce processus est loin d'être systématique.

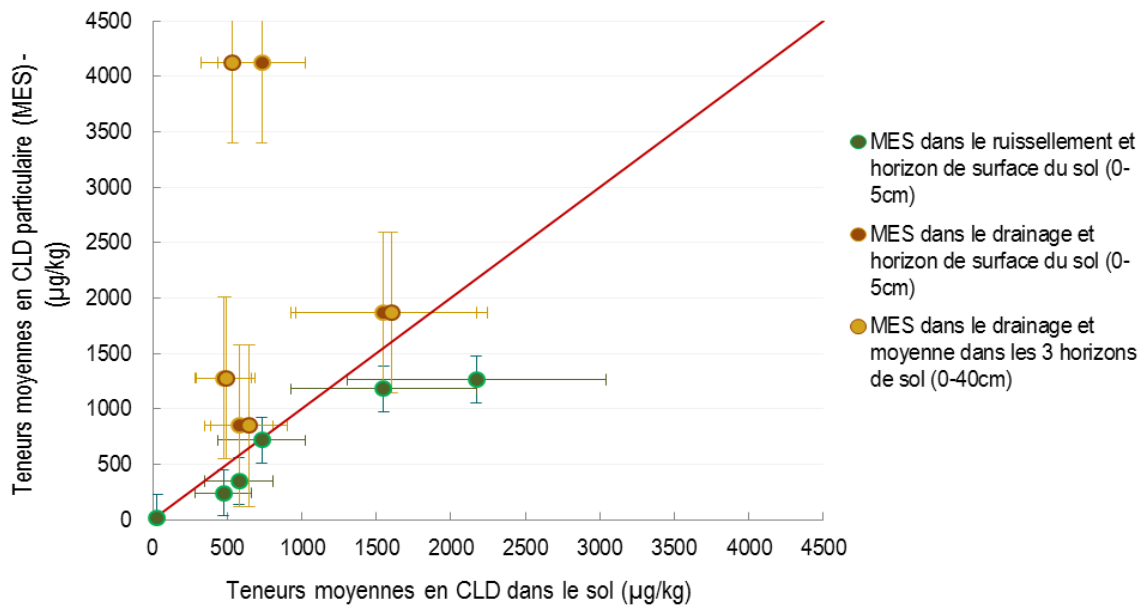


Figure 30 : Comparaison des teneurs moyennes en CLD particulaire et dans les sols, suivant la nature des écoulements et les sites

6.3. Transport de CLD en voie dissoute et particulaire

Une estimation du transport de CLD dans les eaux de drainage et/ou de ruissellement a pu être réalisée pour l'ensemble des sites contaminés historiquement sur leur période de suivi (Figure 31). Seuls les résultats dans le ruissellement sont présentés pour les sites NS sur andosol et MVII sur Nitisol en raison d'un dysfonctionnement du dispositif de collecte des eaux de drainage sur ces sites (§ 4.1). Dans le ruissellement, les transferts de CLD varient entre 0.002 mg/m² (site FENB) et 0.145 mg/m² (site NS) et suivent la logique des gammes de concentrations observées dans les sols et les eaux avec le transport le plus faible sur Nitisol MVII et le plus élevé sur les Andosols des sites NS, GV1, GV2.

Dans le drainage, les transferts de CLD varient de 0.1 (site GV2) à 0.82 mg/m² (site FENB) et sont systématiquement plus importants que dans le ruissellement pour les sites présentant des résultats dans les deux composantes. Ce résultat est cohérent avec les taux de drainage élevés estimés sur les sites suivis, et qui sont beaucoup plus importants que les taux de ruissellement (§ 4.2)

Concernant l'importance relative des transferts de CLD dissoute ou particulaire par les eaux, la Figure 32 présente la contribution de la phase particulaire au transport de CLD par les eaux sur la période de suivi. Que ce soit dans le ruissellement ou le drainage, on observe une forte variabilité entre les situations expérimentées avec le site NS sur Andosol qui présente un transport particulaire dans le ruissellement très majoritaire d'un peu plus de 80 % du transfert total de CLD, tandis que le site MVII sur Nitisol présente une contribution mineure inférieure à 3%.

On montre ici qu'un même type de sol peut transférer la CLD dans le ruissellement de façon variable selon les conditions de surface. Les andosols étudiés présentent en effet différentes contributions de la voie particulaire : i) une contribution mineure de 6.4% sur le site GV2 dont la surface couverte de petit-mouron sur l'inter-rang a limité le transport solide dans le ruissellement, ii) une contribution équivalente à la voie dissoute (45%) sur le site GV1 dans des conditions de désherbage classique avec sol nu et un profil de sol très drainant, et iii) une contribution majoritaire de 84.5% sur le site NS qui combine un horizon de surface désherbé peu perméable favorisant le ruissellement et le transport solide et des teneurs en CLD particulaire très élevées. De même, le transfert de CLD particulaire dans le ruissellement sur Ferralsol semble hétérogène avec le site FENC qui, malgré des teneurs élevées en CLD particulaire (Figure 29), présente un transport particulaire minoritaire de 4.4% en raison d'une surface pseudo-fermée, fendue, et couverte en partie par les résidus du cycle de canne précédent (paille) (annexe 9.2) qui n'a pas favorisé le ruissellement ni le transport solide. A l'inverse, le site FENB a

transféré la CLD par voie particulaire à hauteur de 39%, soit une contribution presque équivalente à la voie dissoute, sur une surface fermée et nue (désherbée).

En ce qui concerne le drainage, la contribution de la phase particulaire est minoritaire (5 - 10 %) pour les sites GV1 et FENB mais équivalente au transport dissout (45 - 48%) pour les sites FENC et GV2. On identifie donc une tendance inverse à celle observée dans le ruissellement sur ces sites. Les conditions de surface (culture, recouvrement, état de surface du sol), et cela indépendamment du type de sol, vont donc influencer les voies de transferts du CLD dans les eaux (dissout, particulaire) en limitant ou favorisant le ruissellement et le drainage ainsi que le transport solide dans ces écoulements.

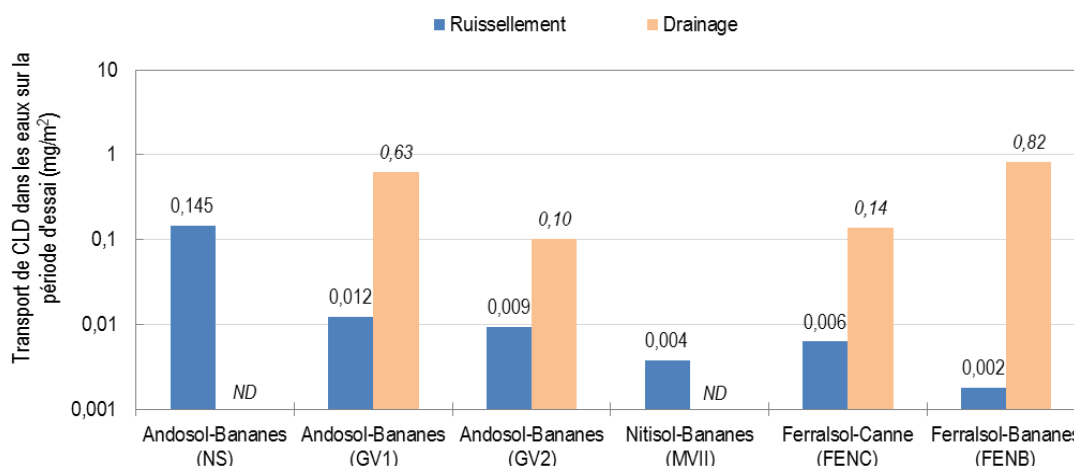


Figure 31 : Quantité de CLD transférée dans les eaux de ruissellement et de drainage sur la période d'essai suivant les sites

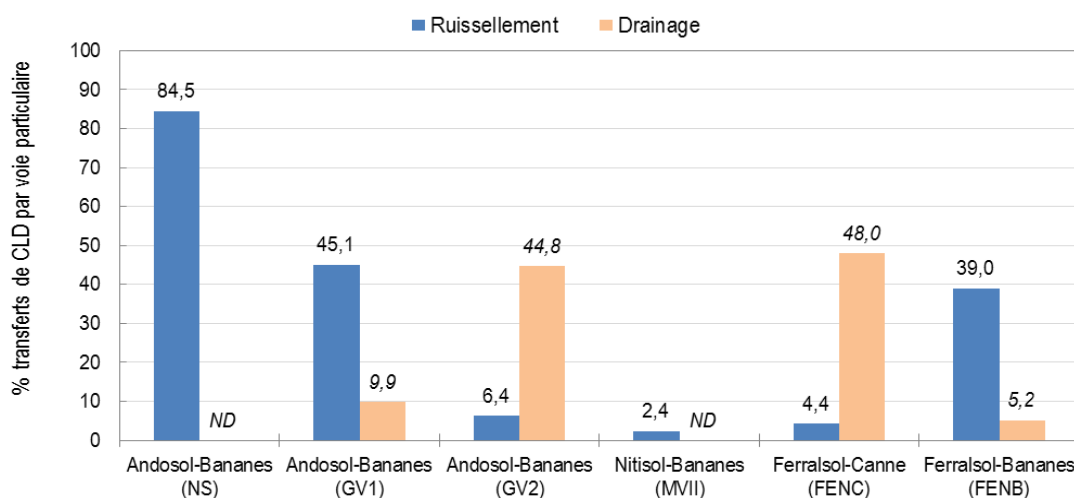


Figure 32 : Contribution de la phase particulaire au transport de CLD dans les écoulements de ruissellement et de drainage

Par rapport aux matières actives actuellement utilisées en bananeraie et en canne à sucre, les molécules avec les coefficients d'adsorption et temps de demi-vie élevés comme le difénoconazole, présentent des contributions similaires de la voie particulaire au transport total sur la période de suivi.

La phase particulaire dans le ruissellement et le drainage s'avère donc être une voie de dispersion significative des contaminants mais uniquement dans des cas très spécifiques. Enfin, ce résultat ne peut pas être extrapolé comme une perte de pesticide via des processus d'érosion pour les raisons intrinsèques au dispositif de mesure qui ne prend pas en compte les processus de re-déposition au sein de la parcelle. C'est donc un majorant de la contribution particulaire qui est présenté ici.

7. Conclusion

L'approche méthodologique présentée repose sur le suivi, après application au sol, de matières actives actuellement utilisées aux Antilles pour les cultures de canne à sucre et de banane et présentant une large gamme de propriétés physico-chimiques. Le suivi des matières actives s'attache à décrire les transferts par voie dissoute et particulaire dans les eaux de ruissellement et de drainage ainsi que la dissipation des molécules dans les sols. Sur les sites historiquement contaminés en CLD, une analyse spécifique a été conduite pour cette molécule. Les expérimentations s'appuient sur 6 situations agropédoclimatiques représentatives du contexte guadeloupéen.

Les principaux résultats obtenus s'articulent autour:

- i) d'une caractérisation pédologique et hydraulique des sols volcaniques tropicaux,
- ii) d'une analyse du devenir des pesticides après application en incluant dissipation dans les sols et transferts par ruissellement et drainage en distinguant l'eau et les particules,
- iii) d'une interprétation du devenir des pesticides actuellement utilisés ou historiques selon les différentes situations agropédoclimatiques.

Nous présentons dans la suite les principales conclusions issues de ces résultats, mais rappelons avant cela les limites de l'étude menée.

Limites de l'étude

- Les essais ont été menés à des périodes différentes entre août 2016 et octobre 2018 pour des raisons matérielles et de disponibilités de main d'œuvre. Ces périodes d'essai sont donc caractérisées par des régimes pluviométriques différents (cumuls, intensités maximales, avancement dans la saison des pluies) qui ont influencé la production du ruissellement et du drainage. Suivant les sites, les essais ont ainsi duré entre 50 et 76 jours, afin de réunir un nombre suffisant de prélèvements d'eau de ruissellement et/ou de drainage (minimum 6) pour permettre une interprétation des dynamiques de transferts. Dans le cas spécifique de l'essai sur le site -Ferralsol DU le passage d'une onde tropicale a généré des écoulements importants (plus de la moitié de la lame ruisselée totale). Les transferts associés (transport solide et de pesticides) doivent donc être comparés aux autres sites en considérant cet évènement extrême.

- D'un point de vue quantitatif, le dispositif de collecte des eaux de drainage n'a pas fonctionné pour les sites sur andosols (NS, GV1 et GV2) et sur nitisol (MVII). Sur le site NS, il n'y a pas eu d'eau collectée par les gouttières ; sur les sites GV2 et MVII il n'y a eu qu'un ou deux prélèvements de drainage effectifs (gouttières bouchées et lissage des parois du sol lors de l'implantation des gouttières empêchant la circulation de l'eau vers la gouttière) et sur le site GV1, les quantités d'eau drainées étaient trop importantes car supérieures aux cumuls de pluie associés (gouttières qui captaient les écoulements d'eau latéraux). Les quantités d'eau drainées ont donc été estimées à partir des bilans hydriques pour ces sites.

Les conséquences sur le plan qualitatif (mesure de la charge solide et analyse des matières actives dans l'eau et les matières en suspension) sont différentes suivant les situations : pas de résultats qualitatifs dans le drainage pour le site d'andosol NS et une faiblesse des extrapolations des transferts par drainage pour les sites GV2 et MVII car elles sont basées sur peu de prélèvements et donc d'analyses.

- Les surfaces de mesure des écoulements sont très réduites par rapport aux surfaces des parcelles agricoles et donc de l'hétérogénéité naturelle des sites étudiés (topographie, recouvrement par la culture, états de surface des sols et hétérogénéité des propriétés physico-chimiques des sols). On rappelle que les cases de ruissellement couvrent une surface de 1,6 m² sur les sites de canne à sucre (DU, FENC) et 4.6 m² sur les sites de bananeraies (NS, GV1, GV2, FENB). Les trois gouttières de drainage implantées représentent une surface de 0.16 m² pour les sites de canne à sucre et de 0.27 - 0.28 m² pour les sites de bananeraies, et intègrent un flux sur les 30 premiers centimètres du sol. Par conséquent, le

dispositif expérimental tend à majorer les transferts sur parcelles car il ne permet pas de prendre en compte les processus de re-déposition intra-parcelle et donc les possibilités de dégradation et de rétention hors zone d'essai, à la surface et dans le profil de sol. Ainsi les transferts de particules et de molécules estimés ici constituent des majorants de ce qui est réellement transporté jusqu'aux cours d'eau et vers les eaux souterraines. C'est donc une limite importante à l'extrapolation et à la caractérisation de ce qui est réellement transféré par les parcelles agricoles.

Identification d'un risque de transferts de pesticides dans les eaux de percolation, après application, pour toutes situations agropédoclimatiques

Les sites étudiés reposent sur différents types de sols appartenant à la séquence d'altération Andosol/Nitisol/Ferralsol. On retiendra que ces sols possèdent des propriétés physiques très différentes par rapport à un contexte en milieu tempéré. Dans leur ensemble, les densités apparentes mesurées sont faibles ce qui confère aux sols une importante porosité et capacité de rétention en eau. Les conductivités hydrauliques à saturation, mesurées dans les profils de sols à différentes profondeurs, sont élevées (450 à 850 mm/h), mais on observe localement la présence d'horizons peu perméables ayant de plus faibles conductivités (en général 1 à 2 ordres de grandeur plus faibles), ce qui impacte les écoulements hydriques et notamment la production du ruissellement (Hortonien vs ruissellement par saturation). Ces évolutions de conductivité hydraulique peuvent être associées aux impacts des travaux culturaux (labour récent, semelle d'ancien labour, tassement de surface par piétinement ou passage de machines).

L'ensemble des sites présentent des taux de drainage importants par rapport aux taux de ruissellement. Cette situation souligne l'importance des écoulements d'eau par percolation dans les sols tropicaux vers le milieu souterrain. Associé aux flux d'eau, on identifie des transferts dissout et particulaire par lessivage plus important que par ruissellement.

L'analyse conjointe des dynamiques de concentration en matières actives dans les eaux de drainage et de ruissellement après application a permis d'identifier des conditions de transferts par drainage qui s'apparentent à des transferts rapides proches, voire similaires, aux transferts préférentiels. En termes de risque de transfert, on analyse des pertes par ruissellement très inférieures aux pertes par drainage, ce qui par conséquence indique un risque accru de transfert de contaminants vers les eaux souterraines.

Importance des transferts par voie dissoute par rapport aux transferts particulaires

La spécificité de cette étude porte également sur l'acquisition de connaissance concernant le partage entre phase dissoute et particulaire au sein des transferts de pesticides. De manière globale, la part du transport via la phase particulaire est très restreinte par rapport à la phase dissoute, que ce soit pour les transferts par ruissellement ou par drainage. Dans le cas de molécules présentant un coefficient d'adsorption élevé, telle que le difénoconazole, une contribution majoritaire du transfert particulaire a été identifiée pour un seul site. Par ailleurs lorsque le suivi a pu être fait simultanément sur les eaux de drainage et de ruissellement d'un même site, les concentrations en matières actives analysées sur les particules sont du même ordre de grandeur. Cela laisse supposer que les particules mobilisées lors des événements pluvieux puis ensuite collectées en surface via le ruissellement ou bien à 30 cm de profondeur sont de natures identiques vis-à-vis de l'adsorption des matières actives.

Variabilité des propriétés des matières actives en fonction des situations agropédoclimatiques

Sur la durée de nos expérimentations, l'interprétation des cinétiques de diminution des concentrations dans les eaux et les sols soulève la question de la variabilité des propriétés d'adsorption et de demi-vie de dissipation en fonction des situations agropédoclimatiques.

A partir du suivi dans les sols, nous avons pu également estimer des durées de demi-vie de dissipation des molécules au champ. Le résultat majeur souligne que pour l'ensemble des molécules les DT50 moyennes de dissipation sont inférieures aux valeurs de références répertoriées dans les bases de données standard (EFSA / PPDB).

Concernant les dynamiques de concentrations dans les eaux on identifie plusieurs cinétiques en fonction des matières actives ce qui indique une variabilité des coefficients de sorption en fonction des matières actives. De manière cohérente on

retrouve des concentrations plus faibles dans les eaux pour les matières actives avec des coefficients de sorption les plus élevés.

Pour affiner une meilleure estimation des coefficients de sorption, il est envisagé de poursuivre l'analyse couplée des concentrations dans les eaux à celles dans les sols qui peuvent si besoin être estimées via les DT50 estimées, ou bien encore de développer une démarche de modélisation mécaniste du devenir des pesticides en s'appuyant sur ces expérimentations.

Des modes de gestion des sols et des évènements pluvieux intenses qui peuvent modifier les risques de transferts dans les eaux

L'étude a permis de mettre en évidence que les risques de transferts diffèrent selon le type de sol mais aussi au sein d'un même type de sol, en raison de variations locales telles que la modification de la conductivité hydraulique à saturation suite à des pratiques culturales différenciées, et/ou des régimes pluviométriques contrastés lors des essais.

Les **Andosols** étudiés sous bananeraies représentent ainsi 3 situations différenciées en termes de transferts de molécules dans les eaux en réponse à un évènement pluvieux.

- Le site GV1 est considéré comme la situation « standard » sur andosol avec une capacité d'infiltration très importante (K_{sat} supérieure à 100 mm/h de 0 à 70 cm de profondeur) favorable au lessivage par les eaux de percolation, une pente relativement importante associée à une surface fermée et nue sur l'inter-rang à l'origine de transfert par le ruissellement et de processus d'érosion du fait des pluies intenses et abondantes à cette altitude.

- Le site NS représente une situation sur Andosol particulièrement favorable au ruissellement et à l'érosion hydrique du fait d'un horizon de surface peu perméable, dont la structure et les propriétés hydrauliques ont été modifiées par un compactage, attribué au piétinement et au passage de machines du fait de la proximité avec le hangar de conditionnement. A noter que nous avons identifié plusieurs situations similaires sur des andosols chez d'autres exploitants, ce n'est donc pas une situation originale mais bien une réalité de la dégradation des propriétés de surface des andosols après la mise en exploitation. Dans cette situation, les taux de drainage estimés par bilan sont néanmoins importants (médiane de 34% de la pluie) et impliquent probablement le risque le plus important de transferts, en considérant que les concentrations mesurées dans le ruissellement seraient similaires à celles mesurées dans le drainage, comme c'est le cas pour le site GV1.

- Le site GV2 représente une situation défavorable à l'érosion hydrique et au transport particulaire en général, attribuée à la présence d'un couvert végétal en surface (le petit mouron) qui favorise la rétention d'eau et la stabilité structurale du sol en surface.

Les **ferralsols** étudiés sous canne à sucre ou bananeraie présentent des profils de sol homogènes et très drainants avec un horizon moins perméable vers 15 – 20 cm de profondeur. Ils montrent globalement des risques de transferts vers les eaux souterraines plus beaucoup plus importants que vers les eaux de surface. Cependant, la culture en place peut modifier les caractéristiques de la surface du sol et impacter les transferts de surface. De même l'occurrence d'évènements violents combinant cumuls et intensités de pluie élevés peut favoriser l'érosion hydrique ponctuellement. Le site DU en premier cycle de canne illustre cette situation avec des transferts dans les eaux de ruissellement plus élevés que pour les autres sites de ferralsols, attribués à la fois aux conditions de surface favorable au ruissellement en début d'essai (sol nu sur l'inter-rang associé à une faible hauteur de la canne) et au passage d'une onde tropicale en milieu d'essai.

Le cas du **Nitisol** a été expérimenté sur un seul site, en bananeraies désherbée. Présent au sud de l'île de la Basse Terre, il ne représente qu'une faible proportion des sols agricoles. Le fonctionnement hydrodynamique identifié le place proche du fonctionnement des Ferralsol, avec une proportion de transfert par drainage plus importante que par ruissellement.

Pour acquérir une connaissance plus générique du fonctionnement des sols en fonction de ces facteurs une démarche de modélisation à base mécaniste est à envisager.

Analyse des risques de transferts dans les eaux selon les situations agropédologiques

→ Analyse selon les propriétés des molécules appliquées et les types de sols

Pour les matières actives du groupe fonctionnel C (asulam, fosthiazate, 2,4D, métolachlore et mésotrione) ayant de faibles coefficients de partage eau/sol (entre 0.67 et 2.54 L/kg) et de temps moyen de demi-vie faible (entre 0,6 et 5 jours), les transferts de pesticides par drainage sont rapides et représentent un risque de contamination élevé du milieu souterrain pour l'ensemble des situations étudiées. Toutefois, ce risque de contamination est systématiquement plus élevé pour les andosols que pour les nitisols et les ferralsols.

Dans le ruissellement, les transferts des molécules du groupe C peuvent être ponctuellement et localement importants suivant les situations agropédoclimatiques mais représentent un risque global de contamination plus faible par rapport au drainage. Cet aspect est lié notamment à l'importance des conditions climatiques juste après l'application. Au regard des pertes estimées par ruissellement, on identifie également un risque plus important pour les andosols que pour le nitisol et enfin les ferralsols, bien que le ferralsol DU se distingue par des pertes plus importantes que les autres ferralsols.

Pour les molécules possédant de forts coefficients de partage eau/sol (K_{oc} supérieurs à 1000 L/kg) telles que le difénoconazole (groupe A) et le glyphosate (groupe B) associé à des temps de demi-vie plus importants, le risque de contamination des eaux (ruissellement et drainage) présente peu de variabilité inter-site et donc entre les types de sols, et est globalement moins important que pour les autres molécules. Cependant ce risque, certes peu élevé en termes de concentrations dans les eaux, pourrait se prolonger plus longtemps après une application comparativement aux molécules ayant de faibles propriétés de rétention et demi-vie (groupe C).

→ Hiérarchisation des situations agropédoclimatiques en fonction des risques de transferts dans les eaux

A partir des bilans d'exportation établis pour l'ensemble des molécules par sites, on propose une typologie de risque en fonction des différentes situations agropédoclimatique rencontrée.

Concernant le risque lié aux transferts vers les eaux souterraines, et donc via les transferts par drainage, on identifie la situation Andosol sous bananerais désherbée comme la situation la plus à risque. A noter que le risque de transfert se module en fonction des matières actives suivant notamment leur propriété de demi-vie. Les Ferralsol, bien que classés comme des sols également très drainant, sont identifiés comme des situations moins à risque, et ceci surtout en lien avec un régime pluviométrique moins intense à l'origine d'un taux de drainage moins important.

Concernant le risque de transfert vers les eaux de surface, la hiérarchisation des situations indique un risque important d'exportation des contaminants pour les situations Andosol et pour une modalité de Ferralsol. Les Andosols, reconnus comme très drainant et de fait associé à un risque important de transfert vers les eaux souterraines, montrent localement des variabilités de fonctionnement liées aux pratiques agronomiques (recouvrement végétal peu important sur l'inter-rang, réduction de la conductivité de surface liée à du tassement) qui favorise la genèse du ruissellement lors des épisodes pluvieux intenses. Localement on observe des situations de possible risque important de transfert par ruissellement liées à un épisode climatique extrême, comme ça a été le cas lors du passage de l'onde tropicale sur une modalité de Ferralsol.

Transferts d'une molécule persistante et appliquée historiquement, la chlordécone

Le contexte historique lié à la contamination des sols par la chlordécone a fait l'objet d'une analyse spécifique. Pour rappel, les suivis sont basés sur 5 sites d'étude, représentatifs de 3 types de sols (andosol, ferralsol et nitisol) très représentés dans le contexte volcanique tropical antillais et présentant un gradient de contamination entre 34 et 2300 µg/kg.

On a pu montrer que sur l'ensemble des sites, les concentrations en CLD ne varient pas sur les 40 premiers centimètres du sol. Les concentrations résultantes dans les eaux de ruissellement et de drainage sont très différentes de celle observées pour les molécules actuelles et suivies dans le cadre des expérimentations. En effet contrairement au suivi des molécules actuelles on n'observe aucune variation significative de concentrations dans le temps et les gammes de concentrations dans les eaux (dissout) varient de 0.1 à 2 µg/l. Concernant le transfert particulaire, il n'y a pas de variation de teneurs entre les particules collectées et les sols, ce qui indique qu'il n'y a pas, a priori, d'enrichissement en CLD dans les particules en suspension collectés dans les écoulements de ruissellement et de drainage. Néanmoins au vu du nombre d'échantillons, ce résultat doit être affiné avant de pouvoir être généralisé.

Concernant la contribution de la phase particulaire au transfert de CLD, on estime qu'elle peut être majoritaire dans certaines situations combinant de fortes contaminations en CLD dans les sols et des charges en particules élevées dans le ruissellement. Comme déjà évoqué précédemment ce résultat n'est qu'un majorant du transfert possible car aucune re-déposition à l'échelle de la parcelle n'est analysée dans le présent dispositif. Par ailleurs aucune augmentation de la concentration en CLD dans les eaux pour les écoulements issus des sols les plus contaminés n'a été remarquée. Ce résultat interroge sur les propriétés d'adsorption et de désorption de la CLD en fonction des situations agropédologiques. A partir des données obtenues nous enrichissons les références sur les estimations de coefficient d'adsorption, avec la particularité d'être ici dans des conditions in situ de désorption. L'ensemble de ces données, coefficient d'adsorption, concentration dans les eaux et les sols, ainsi que la caractérisation hydrodynamique des différentes situations agropédologiques offre la possibilité d'envisager une nouvelle estimation des durées de contamination des sols par démarche de modélisation.

8. Références

- Agreste, 2018. Mémento de la statistique agricole. Guadeloupe.
- Arnaud L., Baran N. et Gourcy L., 2013. Etude du transfert de la chlordécone vers les eaux souterraines en Martinique. Rapport final BRGM/RP-61767-FR 73p. 49ill.
- Baize D. Girard M.C., Beaudou A. G. (collab.), Poss R. (collab.). 2009. Référentiel pédologique 2008. Versailles : Quae, 405 p. (Savoir Faire). ISBN 978-2-7592-0185-3
- Barriuso E. et Calvet R., 1992. Soil type and herbicide sorption. International Journal of Environmental Analytical Chemistry, n° 46 : 117-128.
- Bocquené G. et Franco A., 2005. Pesticide contamination of the coastline of Martinique. Marine Pollution Bulletin 51, 612-619.
- Cabidoche, Y.-M., Achard, R., Cattan, P., Clermont-Dauphin, C., Massat, F., et Sansoulet, J., 2009. Long-term pollution by chlordécone of tropical volcanic soils in the French West Indies: A simple leaching model accounts for current residue. Environmental Pollution, volume 157, n° 5. p. 1697-1705.
- Chabrier, C., Mauléon, H., Bertrand, P., Lassoudière, A., et Quénéhervé, P., 2005. Banane antillaise, les systèmes de culture évoluent. En Martinique, méthodes alternatives pour réduire l'utilisation des nématicides et insecticides en bananeraies. PHYTOMA, LA défense des Végétaux, volume Végétaux du soleil, n° 584. p. 12-16
- Colmet Daage, F., 1969. Aperçu sur les sols des Antilles. In Association inter-caraïbe des plantes alimentaires. 1969, Martinique-Guadeloupe. p. 9
- Colmet-Daage, F., et Lagache, P., 1965. Caractéristiques de quelques groupes de sols dérivés de roches volcaniques aux Antilles françaises. Cahiers de l'ORSTOM série pédologie, volume 8, p. 91–121
- Crabit A., Cattan P., Colin F. et Voltz M. 2016. Soil and river contamination patterns of chlordécone in a tropical volcanic catchment in the French West Indies (Guadeloupe). Environ.Pollut.212, 615-626.
- Dorel M., Roger-Estrade J., Manichon H., Delvaux B., 2000. Porosity and soil water properties of Caribbean volcanic ash soils. Soil Use and Management, n° 16 :133 - 140. DOI: 10.1111/j.1475-2743.2000.tb00188.
- Fernández-Bayo J. D., Saison C. Geniez C., Voltz M., Vereecken H., Berns A. E. 2013. Sorption Characteristics of Chlordecone and Cadusafos in Tropical Agricultural Soils. Current Organic Chemistry, n° 17, 2976-2984
- FOCUS 2006 "Guidance Document on Estimating Persistence and Degradation Kinetics from Environmental Fate Studies on Pesticides in EU Registration" Report of the FOCUS Work Group on Degradation Kinetics, EC Document Reference Sanco/10058/2005 version 2.0, 434 pp
- Herbillon A. J., Poulénard J., 2000. Sur l'existence de trois catégories d'horizons de référence dans les andosols. C. R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la Terre et des planètes / Earth and Planetary Sciences, 331: 651–657
- Lassoudière, A., 2007. Le bananier et sa culture. Editions Quae : 386 p. ISBN 978-2-7592-0957-6.
- Lewis S.E., Silburn D.M., Kookana R.S., et Shaw M. 2016. Pesticide behavior, fate, and effects in the tropics: an overview of the current state of knowledge. J. Agric. Food Chem. 64, 3917-3924.

McDonald L., Jebellie S.J., Madramootoo C.A., et Dodds G.T. 1999. Pesticide mobility on a hillside soil in St.Lucia. *Agric.Ecosyst.Environ.*72,181e188.

Morell M., Jérémie J.J., 1994. La Guadeloupe au fil de l'eau. Basse-Terre : CCEE, 121p

Mottes C., Lesueur Jannoyer M., Le Bail M., Guéné M., Carles C. et Malézieux E. 2017. Relationships between past and present pesticide applications and pollution at a watershed outlet: The case of a horticultural catchment in Martinique, French West Indies. *Chemosphere* 184, 762-773

Parfitt R.L., Wilson A.D., 1985. Estimation of allophane and halloysite in three sequences of volcanic soils, New Zealand, in : Caldas E.F., Yaalon D.H. (Eds.), *Volcanics soils, weathering and landscape relationships of soils on tephra and basalt*, Catena (Suppl. 7), 1–8

Richard G. Allen, Luis S. Pereira, Dirk Raes, Martin Smith (1998). Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and drainage paper 56.

Rocle N., Abarnou A., Achard R., Arimone A., Bertrand J-A., Bocquene G., Catlow A., Dao J-C., de la Foye F-X., Edmond S., Gresser J., Marie P., Nivet A-C., Pinte K., et Tixier P., 2009. Modalité de transfert de la chlordécone dans les eaux superficielles et évaluation de la contamination des ressources halieutiques. Site atelier du Robert, Martinique, Rapport final 140p.

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. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 56, 11947–11955.

Sansoulet, J., Cabidoche, Y.-M., Cattan, P., Ruy, S., et Šimůnek, J., 2008. Spatially Distributed Water Fluxes in an Andisol under Banana Plants: Experiments and Three-Dimensional Modeling. *Vadose Zone Journal*, volume 7, n° 2. p. 819

Sierra J. Causeret F., 2018. Changes in soil carbon inputs and outputs along a tropical altitudinal gradient of volcanic soils under intensive agriculture. *Geoderma*, n°320 : 95-104

Sierra J, Desfontaines L, 2018. Les sols de la Guadeloupe : Genèse, distribution & propriétés. Série "Ce que nous savons sur" n°6. http://transfaire.antilles.inra.fr/IMG/pdf/les_sols_de_la_guadeloupe.pdf

Snegaroff, J.,1977. Les résidus d'insecticides organochlorés dans les sols et les rivières de la région bananière de Guadeloupe. *Phytiatrie-Phytopharmacie* 26, 251–268.

Documents techniques et Bases de données publiques

EPLEFPA, M., Guyane Consult, et MFR, 2015. Fiche Technique Bananier.

CIRAD, 2005. Pratiques culturales et fertilisation de la canne à sucre. Des conseils adaptés pour réduire l'impact sur l'environnement. Disponible sur : <file:///C:/Users/user/Downloads/pratiques_culturales_fertilisation%20(2).pdf

PPDP, Pesticide Properties Database (University of Hertfordshire) : <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/>

SIRIS, Système d'Intégration des Risques par Interaction des Scores pour les pesticides : <https://siris-pesticides.ineris.fr/bdd>

EFSA, European Food Safety Authority : <https://www.efsa.europa.eu/fr/data/chemical-contaminants-data>

Agritox, Base de données créée par l'INRA en 1986 sur les propriétés des substances actives phytopharmaceutiques, gérée par l'ANSES : <http://www.agritox.anses.fr/>

UPEC, 2012. Produits phytosanitaires. Date de consultation : 13/06/2017. Disponible sur : <http://www.lisa.univ-paris12.fr/~doussin/ue_libre/UPEC%20-%20UE%20libre%20-%20produits%20phytosanitaires-2011-12.pdf>.

Livrable de l'action

Samouelian A., Négro S., Andrieux P., Voltz M. INRA_2017_012_LIVRABLE1 : Synthèse bibliographique sur l'identification des contaminations entre les phases dissoutes et particulaires reliées au transfert dans les rivières et aux pratiques agronomiques rencontrées dans les DOM. 20 juin 2017. INRA, 22 pages.

Samouelian A., Négro S., Ponchant L., Andrieux P., Voltz M. INRA_2017_012_01_LIVRABLE2 : Protocole de prélèvement, conditionnement et séparation d'échantillon d'eau brute en vue d'analyse pesticide sur les matrices eau et particule. 28 février 2017. INRA, 17 pages.

9. Annexes

9.1. Itinéraires culturaux de la canne et de la banane et compléments agronomiques

Les Bananiers

Les bananiers sont des herbacées, monocotylédones de la famille des *Musaceae* dont la taille varie de 1,5 à 8 m. Aimant les sols relativement légers, drainants et assez profonds (30 - 40 cm minimum), riches en matière organique et minéraux (azote et potassium), le bananier pousse sous un climat tropical humide avec une pluviométrie élevée (supérieure à 1200 mm/an), bien répartie sur l'année avec une température stable optimum de 25 à 30°C. La plante a besoin de 2000 heures (h) d'insolation par cycle de production.

Le bananier est une plante pluriannuelle, avec un cycle moyen de 11 mois, qui sera planté à tout moment de l'année. La durée moyenne d'une plantation commerciale est de 3 ans. Ce cycle est divisé en trois phases :

- Phase végétative de 5 à 7 mois ;
- Phase de floraison d'une durée de 2 à 3 mois ;
- Phase de fructification d'une durée de 2 à 3 mois.






Lors de la première phase, les apports (principalement azoté et potassique) sont importants afin d'optimiser les potentialités de développement du bananier. Dans la deuxième phase, le pseudo-tronc ne grossit plus mais ses entre-nœuds s'allongent. Lors de la troisième phase, les entre-nœuds se raccourcissent et la surface foliaire diminue en faveur du développement de l'inflorescence vers le régime. Après la récolte du régime, le pied principal périlite et c'est à partir d'un rejet latéral qu'un nouveau cycle de production est possible par la technique du bouturage. Les rejets émis par le bananier au cours des 6 premiers mois sont systématiquement coupés afin de favoriser la croissance du plant principal. Six mois après la plantation, un rejet est conservé et assurera le cycle de production suivant. Les souches peuvent ainsi produire pendant environ 5 ans. Au-delà, il faut replanter avec un rejet prélevé sur un plant sain ou des vitro plants (plantation commerciale).

Mois	Janv			Fev			Mars			Avril			Mai			Juin			Juil			Août			Sept			Oct			Nov			Dec																		
Semaines	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52
Cycle de développement	Phase végétative			Phase de floraison												Phase de fructification + Récolte									Phase végétative																											
Herbicide	Suivant besoin																																																			
Insecticide	1-2 applications maximum (au sol et/ou sur fruit)																																																			
Fongicide	3 applications maximum (espacées d'au moins 21jours)																																																			
Apports sur sol brun à allophanes																																																				
	<ul style="list-style-type: none"> ■ Engrais NP (80-1000g/pied) ■ Engrais complet NPK + MgO (80-100 g/pied) ■ KCl (80-100g/pied) 																																																			





La canne à sucre

La canne à sucre est une monocotylédone appartenant à la famille des *Poaceae*, du genre *Saccharum*. Elle est cultivée principalement pour sa tige (hauteur : 2-5 m, diamètre : 2-4 cm) dont le sucre est extrait. La canne est semée ou bouturée mais en grande culture, seule la pratique de la bouture est utilisée. Les plants se développent durant 10 à 14 mois (phase de germination/reprise, croissance et maturation) avant d'être coupés. Il s'agit du premier cycle de la canne.

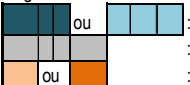
Une seconde phase de croissance et de maturation (10-14 mois) a lieu après la première coupe. Par la suite des repousses ont lieu tous les ans environ et le cycle végétatif complet de la canne à sucre peut durer de nombreuses années en conditions favorables. Pourtant, le cycle cultural est souvent limité à 5-7ans car passé cette durée, la baisse en rendement (volume et concentration en sucre) est trop importante pour que la culture reste rentable.

Canne Cycle 1	Janv	Fev	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Sept	Oct	Nov	Déc
Développement	Croissance			Maturité / récolte			Germination / reprise	Tallage		Croissance		
												
Herbicide post levée					2 à 3 applications							
OU Travail du sol et herbicide post levée					2 applications							
Canne Cycles 2-7												
Paillage			Paillage									
Herbicide post levée							2 à 3 applications					

9.2.3. Expérimentation sur site GV2 : andosol sous bananeraie avec plante de couverture (petit-mouron)

		2016																															
		Octobre																Novembre															
Périodes pluvieuses		P1				P2				P3				P4				P5				P6											
Prélèvements de sol		T0																															T7
E t a t d e s u r f a c e	Recouvrement végétal	1 bananier de 3.5 m de hauteur avec 9 feuilles + un ancien tronc (hauteur:1.3 m) + 80% petit-mouron (hauteur:10 cm): recouvrement depuis le centre de la case, sol nu à la périphérie avec présence de paille/stolons secs	1 bananier de 3.5 m de hauteur avec 6 feuilles + 90% de petit mouron (hauteur : 5-10 cm) + 5% dicotylédones (hauteur : 10-15 cm)																1 bananier de 3,5m de hauteur +70% de recouvrement végétal'étalant du centre vers la périphérie (60% de petit mouron, 10% d'adventices)				1 bananier de 4 m de hauteur + 85% de recouvrement végétal : 70% petit mouron et 15% adventices (dicotylédones + carex)										
																																	
	Ouverture du sol	F0-F1: surface pseudo-fermée, légèrement croûtée par endroit, avec agrégats argileux																															
Agrégats	quelques agrégats 5-10 cm de diamètre	5% agrégats de 2 à 5mm de diamètre																5% agrégats de 2 à 5mm de diamètre															






Légende:


 : nombre de jours correspondant à une période pluvieuse générant assez d'eau pour être collectée et analysée
 : jours formant une période pluvieuse générant trop peu d'eau pour être analysée (simple filtration)
 : jour correspondant à un prélèvement de sol

9.2.6. Expérimentation sur site FENC : ferralsol sous 3^{ème} cycle de canne à sucre

		2017																																								
		Juillet															Aout										Septembre															
Périodes pluvieuses		P1					P2					P3					P4					P5					P6					P7		P8								
Prélèvement de sol		T0 + T1		T2	T3	T4				T5				T6				T7				T8		T9																		
Hauteur de la cane (cm)		80 - 120															80 - 150										120 - 160						150 - 200									
E t a t d e s u r f a c e	Recouvrement végétal	25% sol nu; 10% repousses de cannes (6) + 60% résidus végétaux (paille et morceaux de cannes) + 5% adventices dicotylédones					40% sol nu; 20% cannes + 40% résidus végétaux (paille et morceaux de canne) - PAS d'adventices					40% sol nu; 20% cannes + 40% résidus végétaux - pas d'adventices					30% sol nu ; 20% canne + 40% résidus végétaux + 10% adventices dicotylédones et monocotylédones					20% sol nu; 55% cannes et adventices + 25% débris végétaux																				
	Ouverture du sol	F1 : surface fermée, croutée, avec petite fentes															F1, surface fermée, croutée, avec petites fentes "refermées"										F1 : surface fermée avec des zones présentant de très petits agrégats type billes d'argile (majoritaire)															
	Agrégats	peu voire pas d'agrégats															pas d'agrégats										très petits agrégats argileux															

Légende:

-  ou  : nombre de jours correspondant à une période pluvieuse générant assez d'eau pour être collectée et analysée
 : jour de l'application des pesticides
 ou  : jour correspondant à un prélèvement de sol

9.3. Bilans hydriques des expérimentations

9.3.1. Bilans hydriques des suivis sur le site NS : andosol sous bananeraie désherbée

Période	Période générant le prélèvement	Durée (jour)	Cumul Pluie (mm)	Drainage calculé (mm)	Ruissellement corrigé (mm)	ETM (mm)	Δ Stock Eau sol (mm)	% Drainage	% Ruissellement	% ETM
P1	17/02/2017 10:30 au 24/02/2017 à 15:15	7	38.9	0.0	0.09	36	8.8	0%	0.2%	93%
P2	24/02/2017 à 15:15 au 02/03/2017 10:15	6	48.9	6.2	6.66	29	7.0	13%	13.6%	59%
P3	02/03/2017 10:15:00 au 07/03/2017 10:00	5	54.5	20.5	7.25	25	1.8	38%	13.3%	46%
P4	07/03/2017 10:00:00 au 10/03/2017 10:15	3	114.7	79.8	16.54	15	3.4	70%	14.4%	13%
P5	10/03/2017 10:15:00 au 14/03/2017 10:30	4	167.1	124.3	31.36	20	-8.6	74%	18.8%	12%
P6	14/03/2017 10:30:00 au 17/03/2017 10:30	3	20.4	4.2	0.56	15	0.7	20%	2.7%	74%
P7	17/03/2017 10:30:00 au 24/03/2017 10:30	7	69.7	23.9	6.54	35	4.3	34%	9.4%	50%
P8	24/03/2017 10:30:00 au 04/04/2017 10:30	11	29.7	0.0	1.51	55	-9.6	0%	5.1%	185%
P9	04/04/2017 10:30:00 au 19/04/2017 10:00	15	159.6	59.9	12.33	75	12.3	38%	7.7%	47%

NB : pas d'eau de drainage collectée par le dispositif, terme drainage calculé par différence avec les autres variables

9.3.2. Bilans hydriques des suivis sur le site GV1 : andosol sous bananeraie désherbée

Période	Période le prélèvement	générateur	Durée (jour)	Cumul Pluie (mm)	Drainage calculé (mm)	Ruissellement (mm)	ETM (mm)	Δ Eau sol (mm)	Stock sol	% Drainage	% Ruissellement	% ETM
P1	07/10 /2016 00:00 au 11/10/2016 09:00		4	79	54.1	1.68	20	3.21		68%	2%	25%
P2	11/10/2016 09:30 au 14/10/2016 10:00		3	84	64.8	4.13	15	0.06		77%	5%	18%
P3	21/10/2016 15:00 au 24/10/2016 10:00		2.5	105.8	87.6	6.52	12.5	-0.79		83%	6%	12%
P4	27/10/2016 16:00 au 03/11/2016 10:45		6.5	73.8	37.2	2.39	32.5	1.75		50%	3%	44%
P5	10/11/2016 10:45 au 17/11/2016 16:00		6.5	80.4	46.6	0.21	32.5	1.14		58%	0.26%	40%
P6	17/11/2016 16:30 au 22/11/2016 9:30		4.5	100.4	75.1	2.66	22.5	0.17		75%	3%	22%

NB : terme drainage calculé par différence avec les autres variables

9.3.3. Bilans hydriques des suivis sur le site GV2 : andosol sous bananeraie avec couvert de petit-mouron

Période	Période générant le prélèvement	Durée (jour)	Cumul Pluie (mm)	Drainage calculé (mm)	Ruissellement (mm)	ETM (mm)	Δ Stock Eau sol (mm)	% Drainage	% Ruissellement	% ETM
P1	03/10/2016 9:30 au 11/10/2016 9:00	8	79	38.9	0.11	40	0.01	49%	0.14%	51%
P2	11/10/2016 09:30 au 14/10/2016 10:00	3	84	68	1.06	15	-0.02	81%	1.26%	18%
P3	18/10/2016 00:00 au 24/10/2016 11:00	6	105.8	75.1	0.66	30	0.06	71%	0.62%	28%
P4	27/10/2016 16:00 au 03/11/2016 10:45	6.5	68.2	34.9	0.82	32.5	-0.01	51%	1.21%	48%
P5	10/11/2016 10:45 au 17/11/2016 10:00	7	80.4	45.2	0.22	35	0.01	56%	0.28%	44%
P6	17/11/2016 10:30 au 22/11/2016 10:00	5	88.2	62.1	1.03	25	0.03	70%	1.17%	28%

NB : deux prélèvements de drainage effectués, terme drainage calculé par différence avec les autres variables

9.3.4. Bilans Hydrigue des suivis sur le site MVII : Nitisol sous bananeraie désherbé

Périodes	Période générant le prélèvement	Durée (j)	Cumul Pluie (mm)	Drainage calculé (mm)	Ruissellement (mm)	ETM (mm)	Δ Stock Eau sol (mm)	% Drainage	% Ruissellement	% ETM
P1	9/10/2017 9:00 au 12/10/2017 9:30	3	31.4	11.8	0.09	15	4.5	37.6%	0.3%	47.8%
P2	12/10/2017 9:30 au 18/10/2017 9:00	6	162.4	110.7	6.5	30	15.2	68.2%	4.0%	18.5%
P3	25/10/2017 10:00 au 27/10/2017 9:00	2	65.4	24	1.2	10	29.8	37.3%	1.9%	15.3%
P4	27/10/2017 9:00 au 10/11/2017 11:30	14	86.7	34.5	2.2	70	-20.1	39.9%	2.5%	80.8%
P5	16/11/2017 11:30 au 28/11/2017 10:00	11	23.6	0	0.6	51	-26.9	0.00%	2.5%	211.2%
P6	28/11/2017 10:00 au 08/12/2017 10:00	10	146.6	66.0	1.8	50	28.9	45%	1.2%	34.1%

9.3.5. Bilans hydriques des suivis sur le site DU : ferralsol sous 1^{er} cycle de canne à sucre

Périodes	Période générant le prélèvement	Durée (j)	Cumul Pluie (mm)	Drainage mesuré (mm)	Ruissellement (mm)	ETM (mm)	Δ Stock Eau sol (mm)	% Drainage	% Ruissellement	% ETM
P1	01/08/2016 7:30 au 05/08/2016 7:00	4	66.9	19.8	5.34	23.5	18.3	30%	8%	35%
P2	05/08/2016 7:30 au 13/08/2016 8:30	8	74.9	20.6	11.8	45.0	-2.5	28%	16%	60%
P3	01/09/2016 9:40 au 02/09/2016 10:30	1	30.7	12.2	0.03	6.1	12.3	40%	0%	20%
P4 + P5	02/09/2016 11:00 au 06/09/2016 09:00	3.5	193	121.6	21.12	14.0	36.3	63%	11%	7%
P6	06/09/2016 9:00 au 12/09/2016 14:15	12.5	51.1	6.4	0	38.4	6.4	12%	0%	75%
P7	26/09/2016 9:00 au 29/09/2016 10:00	3	61.4	27.5	0.08	10.8	23.1	45%	0%	18%
P8	29/09/2016 10:30 au 07/10/2016 8:00	8	43.3	13.1	0	36.8	-6.6	30%	0%	85%
P9	07/10/2016 8:30 au 10/10/2016 9:00	3	58.2	23.2	0	14.1	20.9	40%	0%	24%

9.3.6. Bilans hydriques des suivis sur le site FENC : ferralsol sous 3^{ème} cycle de canne à sucre

Période	Période générant le prélèvement	Durée (jour)	Cumul Pluie (mm)	Drainage mesuré (mm)	Ruissellement (mm)	ETM (mm)	Δ Stock Eau sol (mm)	% Drainage	% Ruissellement	% ETP
P1	10/07/2017 08:30 au 13/07/2017 09:00	3	48.7	7.8	0.0	18.1	22.7	16%	0%	37%
P2	24/07/2017 10:00 au 03/08/2017 11:00	10	77.6	20.8	0.0	60.5	-3.7	27%	0%	78%
P3	03/08/2017 11:00 au 09/08/2017 10:30	6	108.5	41.1	1.3	31.5	34.5	38%	1.2%	29%
P4	09/08/2017 10:45 au 17/08/2017 14:15	8	86.9	46.2	0.5	45.6	-5.5	53%	0.6%	53%
P5	17/08/2017 14:30 au 25/08/2017 09:30	8	89.1	42.7	2.7	41.6	2.0	48%	3.1%	47%
P6	25/08/2017 09:45 au 05/09/2017 09:30	11	91.5	17.0	0.0	67.8	6.8	19%	0%	74%
P7	05/09/2017 10:00 au 07/09/2017 10:00	2	70.1	40.8	0.4	5.5	23.4	59%	0.5%	8%
P8	07/09/2017 10:00 au 11/09/2017 09:30	4	64.2	39.7	0.3	23.5	0.7	62%	0.4%	37%

9.3.7. Bilans hydriques des suivis sur le site FENB : ferralsol sous bananeraie désherbée

Période	Période générant le prélèvement	Durée (jour)	Cumul Pluie (mm)	Drainage mesuré/calculé (mm)	Ruissellement (mm)	ETM (mm)	Δ Stock Eau sol (mm)	% Drainage	% ruissellement	% ETM
P1	06/08/2018 09:00 au 13/08/2018 09:00	7	47.7	14	0.00	30.1	3.60	29%	0%	63%
P2	13/08/2018 09:00 au 20/08/2018 14:00	7	63.8	16.8	0.00	40.9	6.12	26%	0%	64%
P3	20/08/2018 14:00 au 30/08/2018 10:00	10	86.7	20.7	0.00	57.1	8.83	24%	0%	66%
P4	30/08/2018 10:00 au 03/09/2018 12:00	4	88.3	34.6	0.22	19.2	34.27	39%	0.3%	22%
P5	14/09/2018 11:30 au 21/09/2018 10:30	7	49.5	19.2	0.00	36.1	-5.82	39%	0%	73%
P6	21/09/2018 10:30 au 02/10/2018 10:30	12	86.1	31.9	0.00	55.1	-0.88	37%	0%	64%
P7	02/10/2018 10:30 au 09/10/2018 09:00	7	67.6	23.8	0.16	34.6	9.09	35%	0.24%	51%
P8	09/10/2018 09:00 au 15/10/2018 10:00	6	165.3	137.3	3.43	26.5	-1.95	83%	2.1%	16%