

n°7 • Décembre 2007

Les Cahiers du

PRAM

Pôle de Recherche Agro-environnementale
de la Martinique

POLLUTION DES SOLS PAR LA CHLORDEONE : **Impact sur la qualité des milieux et des produits agricoles**





SOMMAIRE

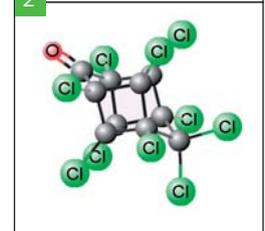
AVANT-PROPOS	5
SIGLES ET ABRÉVIATIONS UTILISÉS	6
1 SYNTHÈSE DES CONCLUSIONS DU GROUPE D'ÉTUDE ET DE PROSPECTIVE "POLLUTION PAR LES ORGANOCHLORÉS AUX ANTILLES" ASPECTS AGRONOMIQUES	7
● M. LESUEUR JANNOYER, Y.M. CABIDOCHÉ, H. VANNIÈRE	
2 QUELQUES ÉLÉMENTS CLÉS SUR L'ORIGINE ET LE MODE DE POLLUTION DES EAUX PAR LES PRODUITS PHYTOSANITAIRES UTILISÉS EN AGRICULTURE	13
● P. CATTAN, E. BARRIUSO, Y.M. CABIDOCHÉ, J.B. CHARLIER, M. VOLTZ	
3 MISE EN PLACE D'UN DISPOSITIF EXPÉRIMENTAL POUR COMPRENDRE LES MODALITÉS DU TRANSPORT DE LA CHLORDÉCONE DANS LES COURS D'EAU	21
● P. MARIE, A.C. NIVET, K. PINTE, J. GRESSER	
4 LA CONTAMINATION DES ESPÈCES D'EAU DOUCE	29
● D. MONTI, S. COAT	
5 INFLUENCE DE L'AJOUT DE MATIÈRE ORGANIQUE SUR LA STRUCTURE POREUSE DES SOLS A ALLOPHANE : ÉTUDE PRÉLIMINAIRE	35
● T. WOIGNIER, F. REYNAUD, L. RANGON, H. DOUMENC	
6 STOCKAGE DANS LES SOLS ET DISSIPATION DANS LES EAUX DE LA CHLORDÉCONE, INSECTICIDE ORGANOCHLORÉ AUTREFOIS APPLIQUÉ DANS LES BANANERAIRES DES ANTILLES FRANÇAISES	39
● Y.M. CABIDOCHÉ, C. CLERMONT-DAUPHIN, R. ACHARD, A. CARON, P. CATTAN, C. CHABRIER, A. LAFONT, M. LESUEUR-JANNOYER, J. SANSOULET	
7 CONTAMINATION DES RACINES ET TUBERCULES CULTIVÉS SUR SOL POLLUÉ PAR LA CHLORDÉCONE AUX ANTILLES	45
● R. ACHARD, Y.M. CABIDOCHÉ, A. CARON, R. NELSON, D. DUFÉAL, A. LAFONT, M. LESUEUR-JANNOYER	
8 DIAGNOSTIC DE POLLUTION D'UNE EXPLOITATION : CAS DE L'HABITATION BALISIER AU MORNE-ROUGE (MARTINIQUE)	51
● M. LESUEUR-JANNOYER, C. OVIDE, R. ACHARD, A. RIZAND	
9 QUELQUES FAITS MARQUANTS (2006-2008) AU PRAM	55
10 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	58

1 : culture de dachine (taro, madère).

2 : charançon du bananier et formule développée de la molécule de chlordécone.

3 : transport des matières en suspension lors d'une crue.

4 : structure fractale des allophanes, type d'argile prédominant pour les andosols.





AVANT-PROPOS

Ce numéro des *cahiers du PRAM* présente au lecteur les résultats de la Recherche acquis ou en cours sur la contamination des sols des anciennes bananeraies par la chlordécone et ses conséquences sur les sols, les eaux, les cultures, les écosystèmes et la gestion des territoires.

En guise d'introduction, une synthèse dressera le contexte de cette pollution et les besoins en connaissances scientifiques et en données fiables. Les articles suivants traitent des transferts de chlordécone du sol vers les ressources aquatiques terrestres et marines. Ces transferts sont abordés par le biais d'outils spécifiques, notamment la modélisation pour évaluer l'évolution des teneurs en polluant dans les sols, et des études ciblées (suivi de bassin versant, analyses de crustacés et de poissons). Le comportement de la molécule de chlordécone est traité par l'étude des fractions argileuses des sols volcaniques dans la rétention de la chlordécone en fonction du type de sol et des pratiques culturales. Les derniers articles sont consacrés, d'une part, au transfert de la chlordécone vers les productions végétales, en particulier les racines et tubercules et, d'autre part, à la mise en œuvre d'un diagnostic de pollution d'une exploitation agricole et des perspectives possibles de mise en valeur.

Ces recherches ont été engagées dès 2003, en collaboration directe avec les producteurs, le Conseil Régional, le Conseil Général, les services déconcentrés de l'état et les ministères chargés de l'Environnement et de l'Outre Mer.

Dans ce numéro des Cahiers du PRAM, le lecteur pourra mesurer l'engagement de la recherche agronomique aux Antilles et comprendre la complexité du comportement de la chlordécone dans les sols, de ses transferts au sein des éco-systèmes et agro-systèmes, et la nécessité de gérer de manière la plus pertinente possible cette pollution durable.

Les actions de recherche ont été programmées dans le cadre du Plan d'Action National Chlordécone. Ces actions sont accompagnées par l'Agence Nationale de la Recherche, dans le cadre d'un projet retenu en 2008 pour l'appel «Contaminant, Ecosystème et Santé», et par les Programmes Opérationnels Martinique et Guadeloupe.

Magalie LESUEUR JANNOYER



Sigles et abréviations utilisés

AFSSA	• Agence française de sécurité sanitaire des aliments
APC	• Agropédoclimatique (Unité INRA)
B2C3I	• BRGM, Cemagref, Cirad, Ifremer, INRA, IRD
BRGM	• Bureau de recherches géologiques et minières
CEMAGREF	• Institut public de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement
CIRAD	• Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement
CNRS	• Centre national de la recherche scientifique
DAF	• Direction de l'agriculture et de la forêt
DCE	• Directive Cadre sur l'Eau
DIREN	• Direction régionale de l'environnement
DRCCRF	• Direction régionale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes
DSDS	• Direction de la santé et du développement social
FREDON	• Fédération Régionale de Défense contre les Organismes Nuisibles
GREPP	• Groupe régional d'étude des pollutions par les produits phytosanitaires
IFREMER	• Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer
INRA	• Institut national de la recherche agronomique
IPG	• Institut pasteur de Guadeloupe
IRD	• Institut de recherche pour le développement
Jafa	• Jardins familiaux (programme)
LDA	• Laboratoire départemental d'analyses
MEDD	• Ministère de l'écologie et du développement durable
LMR	• Limites maximales de résidus
MES	• Matières en suspension
MOM	• Ministère de l'Outre Mer
PRAM	• Pôle de Recherche Agro-environnementale de la Martinique
RUP	• Régions ultrapériphériques
SAU	• Surface agricole utile
SPME	• Solid-phase microextraction (Mico-extraction sur phase solide)
UPROFIG	• Union des producteurs de la filière igname de Guadeloupe
SPV	• Service de protection des végétaux
UR	• Unité de recherche
VTR	• Valeur toxicologique de référence



Lesueur Jannoyer
Magalie (1),

Cabidoche
Yves-Marie (2),

Vannière Henri (3),

(1) CIRAD,
Pôle de recherche
Agroenvironnementale
de la Martinique,
Petit Morne,
972385 LE LAMENTIN,
jannoyer@cirad.fr

(2) INRA,
Unité APC, Domaine
de Duclos,
97170 PETIT BOURG,
cabidoch@antilles.inra.fr

(3) CIRAD,
Unité Hortsys, PS4,
Bd de la Lironde
34395 Montpellier
cedex 5

Figure 1 : structure de la
molécule de chlordécone

Figure 2 : synthèse des
transferts de chlordécone
possibles.
(M. Lesueur Jannoyer)

Synthèse des conclusions du Groupe d'Etude et de Prospective "Pollution par les organochlorés aux Antilles" - Aspects agronomiques

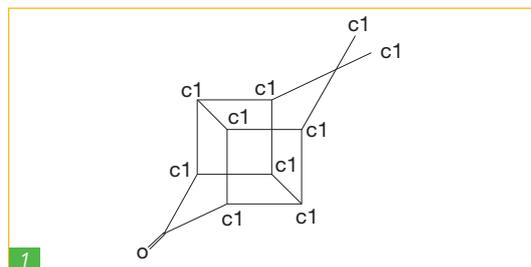
Cette synthèse présente l'ensemble du travail réalisé de juin 2005 à décembre 2006 dans le cadre du groupe d'Etude et de Prospective, sur le volet agronomique de la pollution. Ce groupe a été constitué à la demande de 5 ministères (ministère de la Santé, de l'Agriculture et de la Forêt, de l'Environnement et du Développement Durable, de l'Outre Mer et de l'Economie), il regroupe des experts de l'AFSSA, du CIRAD et de l'INRA. L'objectif de ce travail était de faire un premier point sur les acquis scientifiques et de proposer des programmes de recherche afin d'élaborer et de renforcer des mesures de gestion pertinentes de la pollution. La synthèse des premiers résultats agronomiques sur ce sujet a été possible grâce à la tenue d'un atelier en octobre 2005, rassemblant l'ensemble des acteurs scientifiques et techniques des Antilles. Le rapport final est disponible depuis juin 2006 [1]. Certaines informations ont été réactualisées depuis (cas de la détermination des LMR).

LA SITUATION ET L'ÉTAT DES LIEUX : ÉVALUATION DE LA CONTAMINATION PAR LES ORGANOCHLORÉS AUX ANTILLES

Notre étude a été plus spécialement focalisée sur la molécule chlordécone, à cause de ses propriétés physico-chimiques particulières d'une part, et des importantes quantités cumulées épandues d'autre part. Les autres molécules organochlorées autrefois utilisées aux Antilles comme pesticides agricoles (la dieldrine, le HCH et le mirex) ont été sporadiquement détectées dans les sols, à des moindres teneurs.

La molécule chlordécone

La chlordécone, autorisée pour lutter contre les attaques de charançons du bananier des années

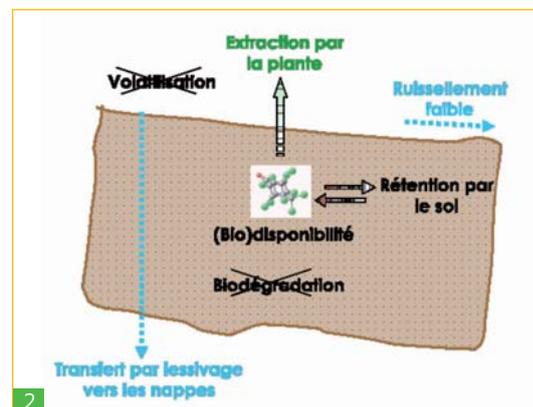


1972 à 1993, est une molécule à la fois très stable, très peu volatile, très peu soluble dans l'eau, et d'une très grande affinité avec la matière organique des sols. Ses caractéristiques toxicologiques sont décrites dans l'avis de l'AFSSA (10 décembre 2003) [2] et dans le rapport InVS (juin 2004) [3] définissant les valeurs toxicologiques de référence chronique et aiguë.

La contamination des sols

La présence de chlordécone dans le sol est principalement liée aux pratiques agronomiques dans les bananeraies entre 1972 et 1993.

On n'observe **pas de dégradation apparente**. Le lessivage est très faible. La contamination est durable (figure 2).



Les expérimentations au champ que nous avons menées ont toujours montré une **très forte hétérogénéité** de la teneur en chlordécone du sol au sein d'une même parcelle, du fait du mode d'application du pesticide très localisée, au pied de chaque bananier.

Pour obtenir une bonne représentation de la contamination d'une parcelle, un nombre suffisant de points de prélèvements est nécessaire. Ce nombre a été fixé à 20 au moins en respectant une méthodologie d'échantillonnage spécifique déterminée lors de l'atelier d'octobre 2005 [4].

Le risque de contamination des sols a été cartographié en Guadeloupe (DAF-SPV, INRA, 2006) et en Martinique (BRGM, CIRAD, 2004) [5], à partir de l'historique des systèmes de culture des parcelles agricoles.

Pour les deux départements, le croisement des cartes de risque et des données d'analyses de sol obtenues dans l'application des arrêtés préfectoraux permet d'estimer des majorants des surfaces moyennement et fortement contaminées par la chlordécone (> 0.25 mg/kg sol sec) à 5 200 ha (15% de la Surface Agricole Utile - SAU de 34 500 ha pour la Guadeloupe «continentale», 11% de la SAU de l'archipel guadeloupéen) et à 6200 ha (19% de la SAU de 32 000 ha) pour la Martinique.

Il existe une forte disparité entre les communes : dans les croissants bananiers du sud-est de la Guadeloupe et du nord-est de la Martinique, plus de 50% des surfaces agricoles sont moyennement à fortement contaminées.

Une cartographie exacte de la pollution, encadrée par les zonages évoqués ci-dessus, nécessite la poursuite de l'inventaire de contamination par l'analyse de sol.

La contamination des productions végétales

Les niveaux de contaminations des racines et tubercules («légumes racines»), qui sont les productions végétales les plus sensibles au transfert de la molécule, sont détaillés dans l'article de Achard et al. dans ce même numéro.

De récents essais ont permis de déterminer que la pulpe est beaucoup moins contaminée que la partie épluchée pour les racines et tubercules (dans le cas de l'igname, les pulpes sont dix fois moins contaminées que les épluchures).

Les organes aériens sont également contaminés (tiges, fruits), le recul actuel n'est pas suffisant pour déterminer des valeurs maximales de contamination. Pour les organes aériens, la contamination est, en général, inférieure à la contamination souterraine, et souvent proche du seuil limite de quantification de la molécule.

La voie de contact est la voie privilégiée de la contamination par la chlordécone des organes souterrains, mais elle n'est pas l'unique voie de contamination des végétaux. Le transfert peut s'exercer via les systèmes racinaires, et contaminer des organes aériens, apparemment d'autant plus fortement que ceux-ci seront en connexion rapide avec le sol contaminé et longs à se former.

Jardins familiaux, élevage traditionnel, agriculture informelle

Très peu de données sont disponibles pour les productions animales, qui devront être considérées surtout dans les conditions des productions

informelles (valorisation de jachères, transfert d'herbe pendant les périodes sèches).

Les productions informelles contribuent à une autoconsommation partielle, mais comportent une part d'échanges de proximité et de commercialisation sans aucune traçabilité. La contamination des produits de l'agriculture informelle est à ce jour très peu connue. Une enquête est en cours par les services de santé pour mieux cerner ces pratiques et leur impact (programme Jafa piloté par la DSDS).

Produits de l'environnement

La pollution chronique des **eaux de surface** et des nappes sous andosols est avérée. Les eaux d'irrigation, si les captages en rivière sont à l'aval d'anciennes bananeraies, devront être surveillées. La qualité des ressources en eau fait l'objet de suivis réguliers par les services des DIREN, cependant, peu d'informations sont disponibles sur les matières solides en suspension. Suite au constat de la contamination des **eaux potables**, des mesures ont été prises pour garantir la conformité de l'eau distribuée (pose de filtres, procédure de dilution, fermeture de certains captages). Sous réserve du bon suivi technique des installations, la qualité de l'eau de consommation est assurée.

La contamination des eaux et des sédiments peut être rapprochée de la contamination avérée des produits de la pêche. Des concentrations en chlordécone très élevées sont observées sur les poissons et les crustacés (voir article D Monti et al, dans ce n°). Elles ont conduit à la publication d'arrêtés préfectoraux interdisant la pêche sur les cours d'eau pollués.

Connaissances à approfondir

Lors de cette synthèse, nous nous sommes heurtés à des lacunes dans différents domaines qui restent à combler afin de répondre à des interrogations précises en particulier :

- Chimie de la molécule : équilibre et rôle de différentes formes de la molécule (forme hydratée en particulier), interaction (affinité et complexation) avec d'autres molécules.
- Comportement de la molécule dans les différents sols : influence de l'état hydrique des sols, capacité de fixation ou de relargage, interaction avec les matières organiques du sol, notamment les composés hydrosolubles.
- Processus de transfert de la molécule de chlordécone entre le sol et les cultures ainsi que dynamique au sein de la plante : facteurs du milieu rendant la molécule biodisponible, mécanismes d'absorption par la racine et de



Figure 3 : arbre de décision pour la gestion du risque sanitaire par l'analyse du sol, exemple des racine et tubercules, pour une LMp (Limite Maximale provisoire) fixée à 50 µg/kg sol sec.

transfert de la molécule dans la plante (organes de stockage ?), spécificité des plantes «sensibles».

- Dégradation microbiologique : mécanismes et microorganismes impliqués.
- Contamination des produits animaux (exploration approfondie notamment en production informelle) : impact du régime alimentaire, facteurs favorisant la bioaccumulation, tissus sensibles.
- Contamination des produits transformés : impact des procédés.
- Impact du mode de consommation et de préparation des aliments

LA GESTION DU RISQUE

Utilisation des limites maximales de résidu (LMR)

Notre raisonnement sur la gestion du risque s'est appuyé sur les limites maximales provisoires déterminées par l'AFSSA (approche sanitaire) [6] puis par le LMR fixée par l'Union Européenne [7]. Notre démarche est de fournir aux producteurs un outil d'aide à la décision pour la mise en culture de leurs parcelles en fonction du niveau de contamination du sol et de la sensibilité de chaque culture à la contamination par la chlordécone. Cet outil vise à anticiper la contamination possible des produits issus de parcelles contaminées, et donc de gérer/mesurer le risque à la mise en culture et bien avant la récolte.

Suite aux différentes expérimentations, les analyses des données couplées entre le sol et la plante ont montré que les teneurs en chlordécone dans les « légumes racines » ne dépassent jamais 1/5e de celles du sol. On observe ainsi qu'une teneur supérieure à 50µg/kg MF (matière fraîche) dans un légume racine, ne peut être obtenue qu'avec une teneur du sol supérieure à 0.25 mg/kg sol. Nous proposons d'utiliser la teneur limite du sol (LMsol= 5 x LMp, limite maximale plante) comme outil de gestion du risque de contamination des organes souterrains récoltés. Pour les autres cultures, ces relations restent à déterminer.

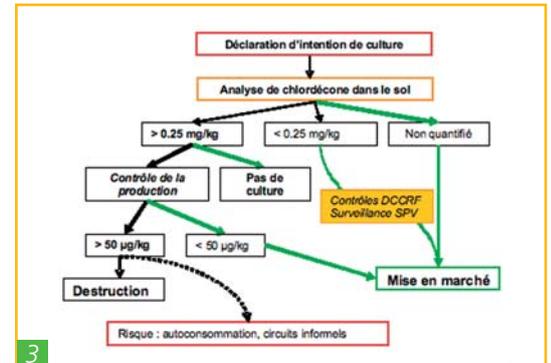
Aspects réglementaires au niveau national et européen

Sur la base de l'avis de l'AFSSA sur l'exposition des populations antillaises, des arrêtés ministériels ont fixé des LM provisoires pour les denrées animales et végétales. Les instances européennes ont été saisies pour introduire des LMR dans le cadre réglementaire communautaire, les LMR sont aujourd'hui fixées à 20µg/kg MF pour les productions cultivées aux Antilles. Ces références réglementaires ne préjugent en rien du

niveau d'exigence commerciale que pourraient imposer certains acheteurs.

Productions végétales

La traduction des LM plante en LMsol a permis, dans un premier temps, d'élaborer un outil



d'aide à la gestion du risque de contamination de productions comme les racines et tubercules. Le schéma de gestion par les analyses de sol (figure 3) résume les différentes situations de production et de gestion possibles pour les sols contaminés. Cet outil d'aide à la gestion par anticipation (teneur du sol) implique un dispositif local d'analyses performant et une validation en termes réglementaires.

Conditions de mise en œuvre

- Les LM sol sont calées sur les LM plante qui restent la référence réglementaire.
- La mise au point d'un **système de détection analytique** performant implanté localement, associant rapidité et fiabilité est impératif. Le développement d'un tel outil permettrait de réduire les temps de réponse pour une prise de décision lors de la mise en marché par les producteurs. Cela impliquera la mise au point et la validation des méthodes de prélèvement et d'échantillonnage et de nouvelles techniques analytiques, comme la SPME (Micro Extraction en Phase Solide) par exemple, et leur transfert technologique localement.
- La mise en place d'un tel système de gestion implique une **communication précise et pédagogique** sur les risques et sur les outils de gestion du risque utilisés.

Impact sur les productions animales

La contamination observée des produits d'élevage (bovins, poulets, lait et oeufs) est très faible. L'hypothèse d'une production hors zone contaminée et/ou d'une alimentation essentiellement importée peut être avancée. Le suivi doit se poursuivre, en particulier celui des productions

les plus sensibles comme la production laitière. Aucune donnée n'est disponible en ce qui concerne les productions informelles familiales (bovins, caprins, porcins, poulets, oeufs).

LES PISTES DE VALORISATION

Beaucoup trop d'incertitudes subsistent pour se prononcer sur des recommandations de modification du système de culture ou du système de production.

A l'échelle des deux îles, le traitement physique des sols n'est pas possible en raison de leur épaisseur et des surfaces concernées. Des solutions mécaniques ont été envisagées : décapages localisés pour une culture en créneaux de racines ou tubercules. De tels systèmes ne sont applicables que pour les situations de sols mécanisables contaminés seulement en surface. Ces situations sont rares, car, dans la plupart des parcelles mécanisables, les sols ont été remaniés par des labours profonds.

La phyto-extraction et la dégradation biologique ne sont pas des solutions plausibles à court terme.

Les alternatives aux productions actuelles ne sont envisageables qu'après une évaluation exhaustive de la contamination, en particulier là où le risque est élevé. Pour cela, une campagne d'analyses complémentaires est nécessaire pour affiner les relations entre le sol et la plante. En l'absence de résultats et de connaissances précises sur le transfert de la molécule entre le sol et la plante, sur sa répartition dans la plante, nous avons ciblé nos propositions principalement sur des cultures non alimentaires dont l'intérêt semble grandissant dans le contexte actuel :

- **Bois d'œuvre** (bois précieux et étais de bâtiment).
- **Bioénergies** (biocarburant et biomasse énergie avec des systèmes à base de canne fibre et de bois).
- **Cultures ornementales.**

Ces filières de reconversion impliqueront un changement culturel pour les producteurs :

- proposer de nouveaux produits pour de nouveaux services (énergie),
- intégrer la dimension environnementale et adopter de nouveaux modes de production.

La pression de l'urbanisation pourrait conduire au déclassement des sols agricoles pollués. La gestion de la pollution et l'exposition des populations seraient transférées du secteur agricole

vers celui des jardins familiaux et de leurs productions informelles.

Les **préalables** à toute recommandation sont :

- une analyse de la demande et des marchés tant au niveau local, régional qu'international,
- un calcul de la rentabilité de telles filières (coût de la main d'œuvre, investissements, ...),
- une analyse de la capacité de reconversion des exploitations agricoles (technique, financière, sociale),
- une analyse de la rapidité des opportunités de structuration des filières (organisation, contractualisation, négociations, ...),
- une analyse de l'impact et du bilan environnemental global de chaque filière.

PROGRAMMATION SCIENTIFIQUE

Ces propositions concernent l'ensemble de la communauté scientifique, qui devra se positionner selon ses compétences. Les travaux devront être conduits dans un cadre harmonisé, garant de leur cohérence. Des termes de référence préalables préciseront les objectifs, les moyens alloués et les délais d'exécution.

Proposition de nouvelles activités à conduire

Certaines actions (en gras dans le texte) nous semblent prioritaires par rapport à d'autres, avec un certain caractère d'urgence pour les deux premières.

a) Expertise

- **Evaluation de la contamination pour les productions conduites sur sols contaminés** : campagne d'échantillonnages et d'analyses portant sur des couples sol/plantes, objectivation du risque, priorité aux plantes sensibles, très consommées, à fort impact social ou ayant un potentiel de reconversion.
- **Rôle, place et impact des productions informelles dans le risque d'exposition** : quantification des volumes et des espèces, des flux et des circuits d'échange, identification des populations les plus exposées.
- Pré faisabilité et faisabilité agronomique, technologique des filières biomasse-énergie : conditions et choix possibles pour la mise en place de telles filières.
- Veille scientifique sur la décontamination et/ou la séquestration de la molécule dans les sols : nouvelles techniques de décontamination, de biorémediation ou de blocage de la molécule.



b) Recherches ciblées

- **Comportement et Dynamique** de la molécule dans le sol : vitesses de désorption et biodisponibilité dans différents types de sols, influence de l'état hydrique et des composés organiques hydrosolubles, intégration à l'échelle du bassin versant et modélisation des voies de contamination des ressources en eau (nappes, cours d'eau, ...), comparaison avec d'autres molécules pesticides.
- **Relations sol/plantes et dynamique de la molécule dans la plante** : déterminisme de la contamination (transfert et/ou contact), cinétique du transfert selon les espèces, diffusion et stockage de la molécule dans la plante (modèle cucurbitacées).
- Méthodologie analytique nouvelle, fiable et rapide : mise au point et validation de processus analytiques innovants (prélèvement, échantillonnage, technique d'analyse) prenant en compte la variabilité spatiale de la contamination et les spécificités de la molécule.
- Contamination des produits animaux : évaluation de la contamination pour les produits issus de productions informelles, facteurs et modes de concentration dans la chaîne alimentaire, outils de gestion du risque.
- Contamination des produits transformés :

impact des procédés et des modes de consommation des produits.

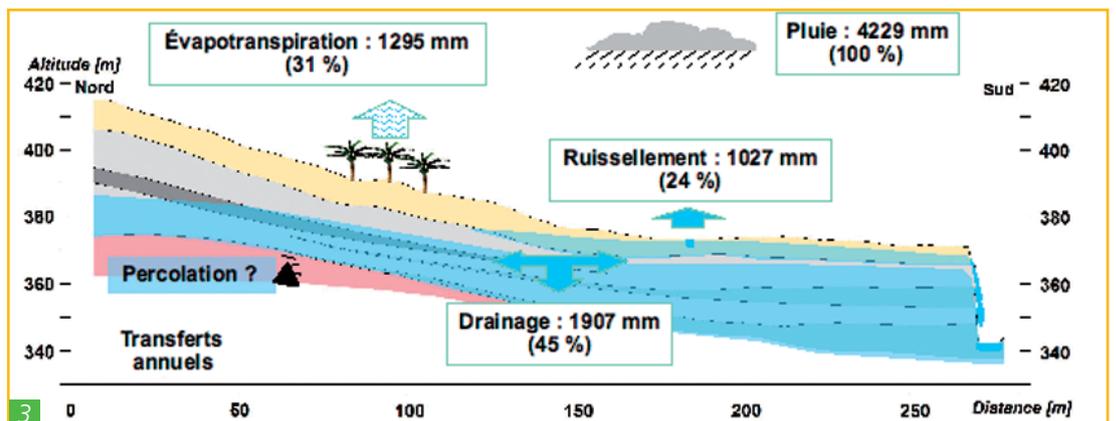
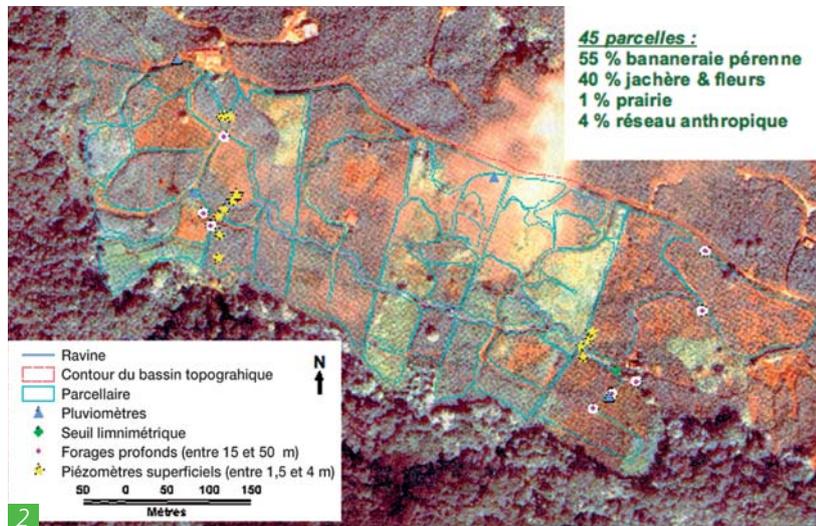
c) Recherches d'accompagnement

- Impact du niveau de pollution des sols pour les filières de production aux Antilles : diagnostic de la contamination, évaluation, par filière de production, des surfaces, du type de producteurs, des volumes de produits, détermination des impacts agronomiques, économiques et environnementaux des niveaux de contamination des sols, proposition de mesures d'accompagnement (complémentaire de la première proposition d'expertise).
- Accompagnement des filières existantes pour la gestion des risques liés aux pesticides : élaboration d'outils d'aide à la gestion du risque, transfert auprès des utilisateurs, cohérence des actions, intégration des pratiques culturelles innovantes dans les systèmes de production.
- Appui au changement et à l'évolution de l'agriculture aux Antilles : intégration de la problématique pesticides dans les dynamiques agricoles locales, co-construction de critères et élaboration d'indicateurs de la durabilité des systèmes de production, proposition de scénarios de politique agricole (zones insulaires tropicales, RUP, ...).

Figure 1 : bassin versant de Féfé (Capesterre, Belle Eau, Guadeloupe, photo JB Charlier).

Figure 2 : bassin versant de Féfé (Capesterre, Belle Eau, Guadeloupe, photo JB Charlier).

Figure 3 : bilan des transferts hydriques du bassin versant de Féfé (Capesterre Belle Eau, Guadeloupe, JB Charlier).





P. Cattan, E. Barriuso,
Y.M. Cabidoche,
JB Charlier, M. Voltz.

Quelques éléments clés sur l'origine et le mode de pollution des eaux par les produits phytosanitaires utilisés en agriculture

L'emploi de pesticide en agriculture pose la question de leur devenir une fois épanchés en parcelle. Idéalement, un pesticide ne devrait pouvoir affecter que l'organisme cible pour lequel il est utilisé. Il doit pour cela présenter une rémanence suffisante pour augmenter les chances d'atteindre sa cible mais aussi se dégrader rapidement pour éviter de contaminer le milieu. Ainsi, alors qu'une molécule doit être présente dans le milieu pour être efficace, elle devient de fait soumise à des vecteurs assurant son transport (air, eau, particules de sol). Elle est alors susceptible d'être transportée sur de grandes distances, de contaminer l'écosystème et de s'introduire dans les chaînes trophiques associées. Les phénomènes en jeu dans ces contaminations sont nombreux et complexes : la molécule est-elle volatile ou soluble ? Est-elle absorbée par les plantes ? Se dégrade-t-elle facilement, dans quels milieux et sous quelles conditions ? Est-elle nocive pour un grand nombre d'espèces, dont bien évidemment l'homme ? Comment les facteurs du milieu (lumière, aération, température, constituants du sol) jouent-ils sur ces paramètres ? ...

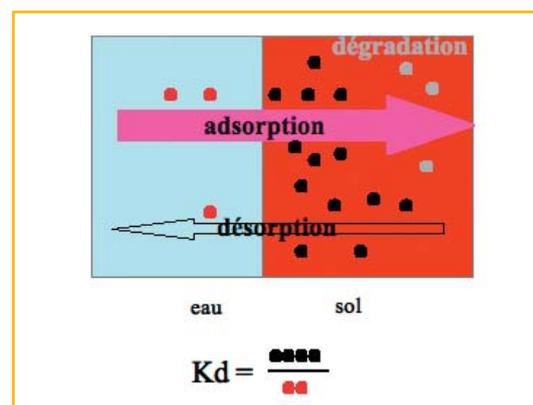
Devant la complexité des questions soulevées, les solutions aux problèmes de pollution révélés par les analyses dans les eaux, les sols ou les denrées alimentaires sont bien souvent d'en réduire la source, c'est à dire d'arrêter les traitements agricoles sans que des solutions palliatives pour l'agriculteur soient forcément disponibles, pouvant ainsi conduire à l'arrêt de la production.

Depuis quelques années, des travaux ont été engagés en Guadeloupe et Martinique permettant de mieux cerner les déterminants des pollutions agricoles aux Antilles. L'établissement d'un référentiel s'avérerait d'autant plus nécessaire au vu des particularités des sites : conditions climatiques favorisant le développement et le maintien des bioagresseurs, avec une période de production continue sur l'année impliquant des traitements toute l'année ; une forte pression parasitaire ; des flux hydriques en drainage et ruissellement élevés en rapport avec la forte pluviométrie et la forte infiltrabilité des sols ; une capacité d'échange particulière des sols volcaniques à forte teneur en matières organiques et minéraux amorphes (fixation de particules chargées positivement ou négativement, et/ou

apolaire) ; une forte variabilité du sol et du climat sur de courtes distances... Dans ce contexte, les travaux réalisés ont permis, sans répondre à l'ensemble des questions soulevées précédemment, de mettre en évidence quelques points clés qui expliquent en partie le niveau des pollutions actuelles et d'anticiper sur les moyens de contenir des pollutions à venir.

Les résultats présentés ont fait l'objet d'une thèse soutenue en 2007 par JB Charlier [1].

FIXATION DES POLLUANTS DANS LE SOL



Phénomènes physico-chimiques

Les molécules épanchées en parcelle vont progressivement se dissoudre dans l'eau du sol et entrer en équilibre avec les constituants du sol (minéraux et matières organiques). Trois phénomènes sont observés. Les molécules subissent, une fois épanchées, une **dégradation**, aboutissant à la transformation voire à la minéralisation du pesticide (en éléments simples : CO₂, H₂O, ...). Dans la majorité des cas, une partie des molécules est adsorbée, phénomène **d'adsorption**, sur les constituants du sol, l'autre partie restant en solution sous forme dissoute. Ce processus n'est généralement pas irréversible et on observe parallèlement un phénomène de **désorption** des molécules (schéma 1). Le rapport des concentrations dans le sol rapporté à celles dans l'eau (**K_d**) permet de mesurer le degré d'affinité du pesticide pour le sol. Plus il est faible, plus la molécule sera relarguée facilement et pourra être transférée au compartiment «eau».

Variabilité

Ces phénomènes de dégradation, d'adsorption et de désorption vont déterminer la quantité de polluant présent à un moment donné dans le milieu. Ils interagissent de façon complexe et n'ont pas la même intensité au cours du temps : lorsqu'un pesticide est adsorbé plus longtemps, sa capacité de dégradation est diminuée.

Les résultats d'une étude conduite en Guadeloupe dans la zone de Capesterre Belle Eau avec un nématicide, le cadusafos (organophosphoré), illustre cette variabilité (cf tableau 1). L'étude a été réalisée sur une toposéquence allant des andosols d'altitude aux sols brun rouille à halloysite (figure 1). Les trois classes d'andosols

suivantes sont distinguées en fonction de leur teneur en eau et s'étagent selon des altitudes décroissantes : Andosols perhydratés (en gris); Andosols (en vert); Sols Bruns Andiques (en rouge).

Pour les horizons A de surface, les andosols perhydratés d'altitude fixent fortement le cadusafos (K_d élevé), la molécule y est peu relarguée (fort pourcentage de molécules non désorbées) mais qu'elle est vite dégradée (demi-vie courte) par rapport aux sols à halloysite sur la côte. Les horizons B suivent les mêmes tendances que les horizons A en ce qui concerne la différence entre types de sol. En revanche, le cadusafos est très peu retenu dans ces horizons et que sa vitesse de dégradation y est faible.

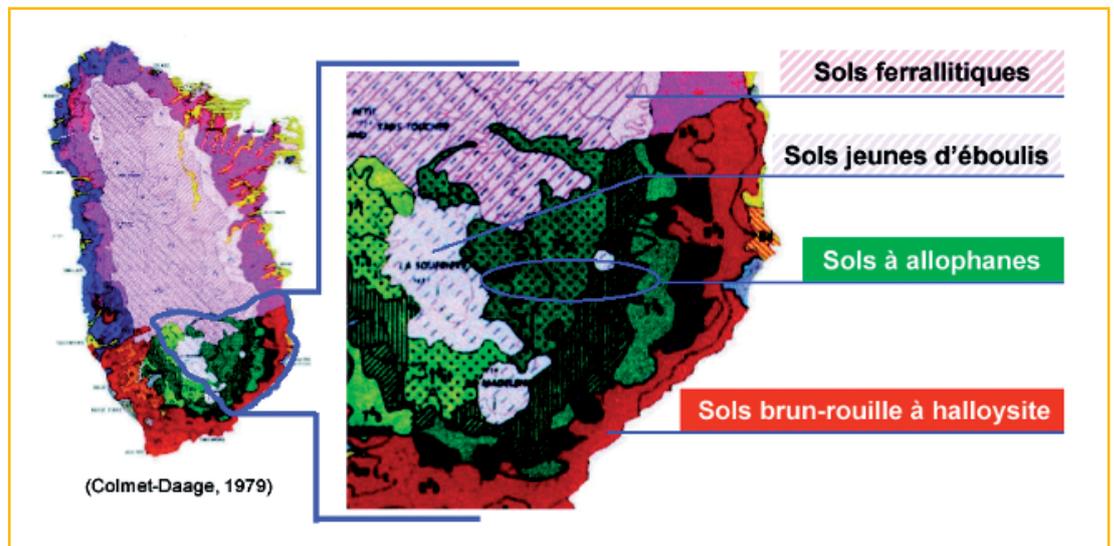


Tableau 1

Altitude (m)		>350	200-350	100-200	0-100
Pluie (mm/an)		>4000	>3000	>2500	>2000
Sol		Andosol perhydraté	Andosol	Sol brun Andique	Sol Brun Rouille à halloysite
Kd (L / kg)	hor. A	29,6	15,5	5,6	2,6
	hor. B	4,5	5,2	0,85	0,57
% non désorbé	hor. A	63,0	60,5	20,7	15,9
	hor. B	19,3	29,8	9,7	5,6
DT50* (jours)	hor. A	16	18	35	32
	hor. B	24	36	45	49
Koc** = 1000Kd/Corg%	hor. A	309	232	164	154
	hor. B	86	120	59	77

29.6* DT50 = période de demi-vie

**Koc = normalisation des valeurs de Kd par rapport à la teneur en carbone organique

Conséquences

Les paramètres précédents déterminent pour partie la mobilité de la molécule. Un indice de lessivage (indice GUS) peut être calculé à partir des paramètres de rétention et de dégradation de la molécule. Le tableau ci-après montre dans

le cas du cadusafos, que la fixation et la dégradation de la molécule sont favorisées en altitude (indice faible) dans les horizons superficiels par rapport aux sols de plaine. Les risques de pollution seraient donc moindres en altitude. Quel que soit le type de sol, dès que la molécule at-



teint l'horizon B le lessivage du cadusafos est favorisé (indice fort des horizons B) alors que les conditions de dégradation dans cet horizon sont

mauvaises. Les risques de pollutions apparaissent alors maximaux.

Un parallèle peut être conduit pour la chlordé-

		Andosol perhydraté	Andosol	Sol brun Andique	Sol Brun Rouille à halloysite
Indice lessivage $\log_{10}DT50^*$ (4- $\log_{10}Koc$)	hor. A	1.8	21.1	2.8	2.7
	hor. B	2.9	3.0	3.7	3.6

cone. Cette molécule se caractérise par un Koc très élevé (donc une bien plus grande affinité pour les sol que pour l'eau) et une DT50 quasi infinie (pas de dégradation observée). En l'absence de dégradation, la désorption progressive mais lente de la molécule fixée en masse dans les sols conduit à une pollution chronique. Il existe également une variation de cette désorption selon les types de sol dans le même sens que celle observée pour le cadusafos (respectivement $Koc = 17500$ L/kg pour les sols d'altitude, et $Koc = 2500$ à 5000 pour les sols de plaine selon Cabidoche et al., 2006 [2]) : les andosols retiennent plus massivement la molécule. Paradoxalement, il apparaît ainsi possible que les andosols qui comportent les plus gros stocks de chlordécone contribuent moins que les sols de basse altitude à la contamination des eaux et des plantes : **moins d'adsorption sur sol brun rouille conduit à une disponibilité et une diffusion plus intense de la molécule.**

Bien que les sols aient des capacités d'infiltration élevées (conductivité hydraulique à saturation supérieure à 60 mm/h), les fortes intensités pluviométriques enregistrées aux Antilles sont susceptibles de provoquer du ruissellement par dépassement/saturation de la capacité d'infiltration. Dans le cas de certaines plantes (bananier notamment) ce phénomène est accentué par la collecte des eaux de pluie par le feuillage en forme d'impluvium et leur concentration en des points d'égouttage et surtout au pied de la plante qui sont des zones de départ de ruissellement (cf photo 1). En bananeraie, le ruissellement moyen mesuré en Guadeloupe sur andosol à l'échelle d'une pluie varie du simple au double (de 5 à 11%) avec des taux maximum mesurés de 34% .

LA MOBILISATION DES POLLUANTS ÉPANDUS SUR LA PARCELLE

L'eau est le principal agent de diffusion et de transport des molécules polluantes épandues en parcelle. Deux types de transport peuvent être distingués selon que les écoulements s'effectuent à la surface du sol (ruissellement) ou dans le sol (drainage) en profondeur.

Ruissellement



Figure 1 : Ruissellement Pseudo tronc de bananier.

Figure 2 : Zone d'érosion préférentielle en bananeraie.



Les pratiques agricoles influent fortement sur les quantités d'eau ruisselées en modifiant la capacité d'infiltration des sols (réduction par tassement, augmentation par labour par exemple), leur rugosité de surface (paillage végétal par exemple) ainsi que la concentration des flux (pratique de sillonnage). Ainsi une réduction du ruissellement d'un facteur 10 a été observée en bananeraie en Guadeloupe avec un paillage avec les résidus de bananier. Ces pratiques sont susceptibles d'accroître le transport de particules dans un ancien sillon de plantation au sein des parcelles, comme le montre la photo 2 ci-contre (érosion préférentielle en bananeraie).

Figure 3 : flux d'eau en bananeraie.
Courbe BB : entre 2 bananeraies.
Carte USB : sous une bananeraie.

Figure 4 :
a. évolution temporelle des concentrations en cadusafos dans les eaux selon le mode de transport et la situation dans la parcelle (bleu : ruissellement, rouge: drainage au pied du bananier, vert : drainage dans l'inter rang).

b. exportations cumulées dans les eaux (bleu : ruissellement, rouge : drainage au pied du bananier, vert : drainage dans l'inter rang).

Figure 5 :
a. évolution des concentrations en 3 nématocides dans les eaux de ruissellement.

b. évolution des concentrations en 3 nématocides dans le drainage total.

Drainage

Les fortes capacités d'infiltration des sols alliés à de fortes pluviométries occasionnent des flux élevés de drainage dans les sols. Ces flux ne sont pas répartis uniformément dans l'espace et sont notamment plus élevés au pied du bananier (voir figure 3 courbe UB) où est concentrée de l'eau de pluie recueillie par le feuillage, alors que dans l'inter-rang, les flux de drainage sont beaucoup plus faibles (figure 3 courbe BB).

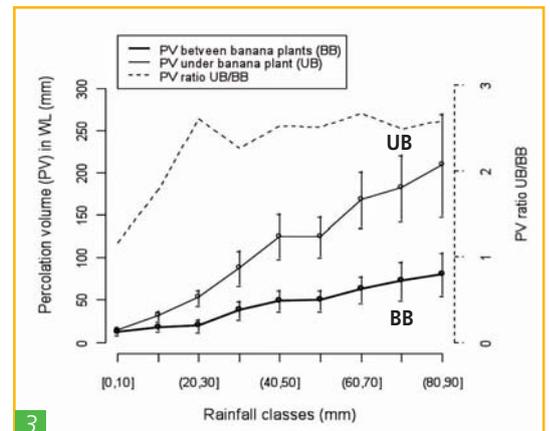
Exportations de polluants

Les éléments polluants peu volatils sont transportés par les eaux de ruissellement et de drainage. Il est important de connaître les quantités d'eau ruisselée et drainée car les concentrations en polluant associées à ces deux types de transport ne varient pas de la même façon au cours du temps, comme le montre la figure 4a. Dans le cas du cadusafos, les concentrations dans les eaux de ruissellement augmentent juste après épandage puis baissent rapidement (figure 4a, courbe bleue).

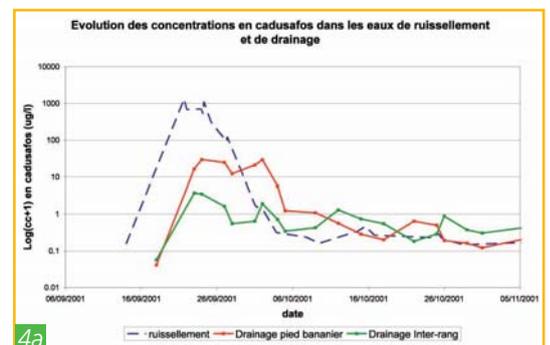
En revanche, les concentrations n'augmentent pas immédiatement dans les eaux de drainage par rapport au ruissellement (figure 4a courbes rouge et verte); de plus elles perdurent à leur niveau maximum durant une période plus longue. Enfin les concentrations sont bien supérieures au pied du bananier, où sont appliqués les nématocides (figure 4b courbe rouge), que dans l'inter-rang (figure 4b, courbe verte).

En conséquence les exportations par ruissellement seront particulièrement contingentes de la pluviométrie au cours d'une courte période juste après épandage. Dans le cas expérimental présenté, les exportations par ruissellement s'avèrent inférieures à celles par drainage sous bananier. L'application localisée des pesticides dans les zones à fort flux de drainage ont pour conséquence d'augmenter les exportations au pied de la plante. C'est, en bananeraie, la principale voie de dispersion des pesticides.

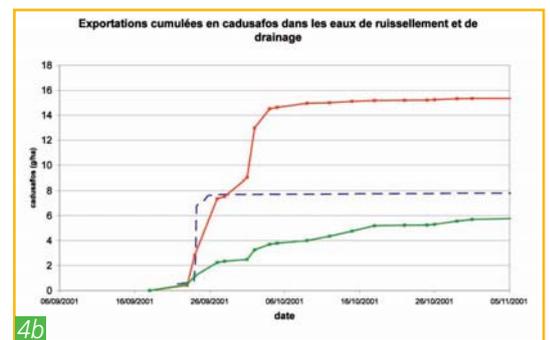
Les dynamiques présentées sont fortement influencées par les types de molécule utilisés en interaction avec les types de sol. Des études comparatives de 3 nématocides, le cadusafos, le fosthiazate et l'aldicarbe ont ainsi montrées que si le cadusafos était fortement mobilisé par le ruissellement, le fosthiazate était relargué dans les eaux de drainage durant une longue période après épandage comme le montre la figure 5.



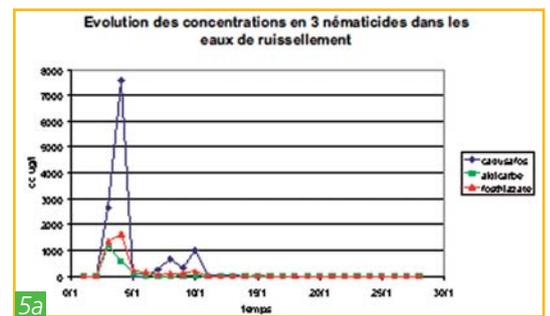
3



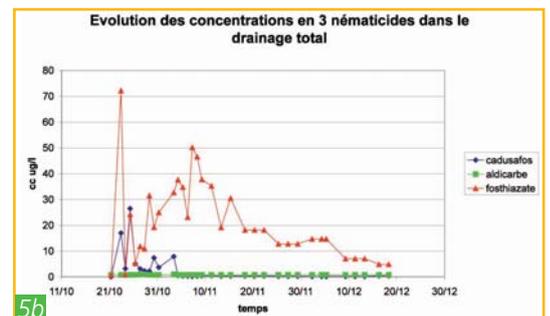
4a



4b



5a



5b



LE TRANSFERT DES POLLUANTS ET LA CONTAMINATION DES AQUIFÈRES À L'ÉCHELLE DU BASSIN VERSANT

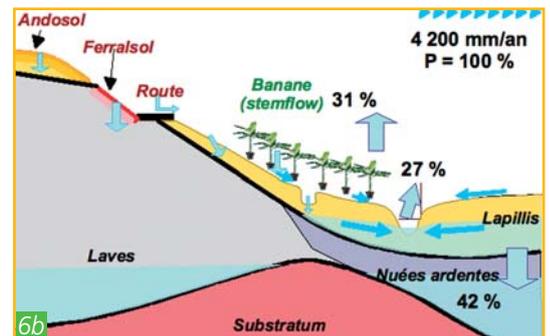
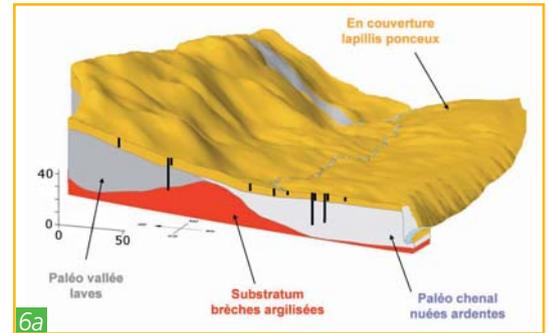
Fonctionnement hydrologique

Les comportements des molécules dans les sols et les eaux, analysés à la parcelle, se répercutent à l'échelle des bassins versants et se traduisent par des dynamiques variées de pollutions des eaux superficielles et des nappes. Une expérimentation menée en Guadeloupe sur un petit bassin versant (18 ha, Fédé / Haut de Capesterre) a permis de le mettre en évidence. Le fonctionnement hydrique de ce bassin a été étudié en 2003 et 2004. Ce bassin est situé dans un environnement géologique complexe (figure 6 a.), et comporte un système de remplissage de paléo-vallées typique des régions volcaniques, orientant les flux hydriques en profondeur (figure 6 b.).

Le bassin est drainé par une ravine alimentée par les eaux de ruissellement en période de crues et par une nappe superficielle. Une nappe plus profonde est en relation avec le réseau hydrographique à une échelle plus large. Les grands flux dominants sont indiqués sur la figure 6 b. et montrent que 90% de l'eau s'infiltrate, 42% atteignent la nappe profonde.

Dispersion des pesticides

Un épandage de cadusafos a été réalisé dans la partie amont du bassin de Fédé et la dispersion de ce nématocide a été suivie en sortie de



parcelle, dans les nappes et à l'exutoire du bassin. Les concentrations en sortie de parcelle évoluent de manière comparable à celles présentées précédemment avec un fort pic de concentration après épandage suivi d'une diminution rapide (figure 7). Le suivi piézométrique effectué par ailleurs montre une contamination rapide de la nappe superficielle avec des valeurs se stabilisant autour de 0.2 µg/l. La nappe profonde apparaît également contaminée à un niveau proche de la limite du seuil de détection de la molécule.

Figure 6 : courbe BB.

a : géologie du bassin versant.

b : système hydrologique du bassin versant.

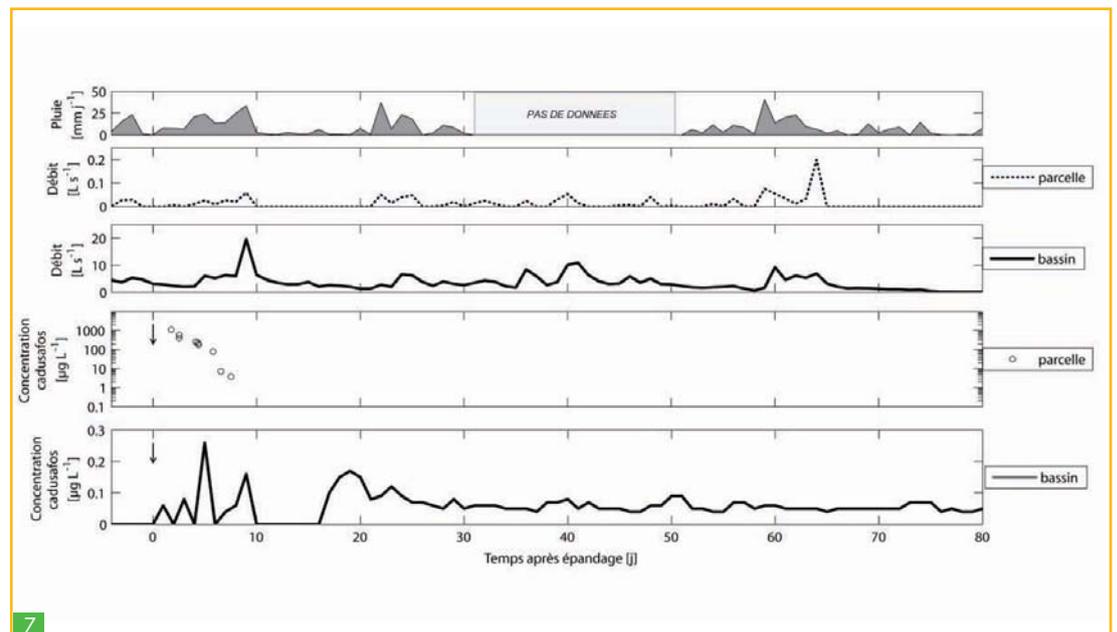


Figure 7 : concentration de cadusafos à l'échelle du bassin versant et de la parcelle.

Les modes de contamination observés à l'échelle locale se traduisent par différents types de pollution à l'exutoire du bassin (figure 7 concentration de cadusafos à l'échelle du bassin). Une première période de pollution par pic est observée sur le graphique des concentrations en cadusafos en sortie de bassin. Cette période coïncide avec les transports par ruissellement de surface, c'est-à-dire quand les concentrations de cadusafos dans les eaux en sortie de parcelle ne sont pas nulles. L'écart de concentration des eaux entre parcelle et exutoire témoigne d'une dilution importante attribuable pour partie à l'intégration des eaux de ruissellement dans le réseau hydrographique. L'impact du ruissellement en sortie de parcelle est donc réduit en raison des conditions de forte infiltration qui caractérisent les hydrosystèmes étudiés. Une seconde période de pollution de type chronique est observée (période longue à partir d'environ 17 jours après épandage) dont l'origine est attribuable à la contamination de la nappe alimentant la ravine. Sur la période de mesure, la **pollution événementielle** est bien inférieure en quantité à la **pollution chronique**. Sur le long terme, la pollution chronique apparaît être ici le phénomène majeur de contamination de l'environnement.

Enfin des apports différenciés de cadusafos sur le bassin ont montrés que la contribution des différentes unités hydrologiques à la contamination de la ravine n'était pas uniforme. Dans le cas présent, la zone amont du bassin, la plus éloignée de l'exutoire, était le principal contributeur à la pollution de la ravine. En revanche, du fait de la prédominance des transferts souterrains orientés dans l'axe des paléo-vallées, la partie aval du bassin contribue moins à la contamination de la ravine et plus fortement à celle du système hydrologique extérieur au bassin d'étude.

CONSÉQUENCES ET CONCLUSION

Les résultats obtenus ont plusieurs implications. La première porte sur l'évaluation de pratiques susceptibles de diminuer les pollutions. Nous avons vu que si la réinfiltration du ruissellement en parcelle et dans le réseau hydrographique tamponne le pic de pollution en ravine, le développement d'une pollution chronique à partir de la contamination des nappes représente la principale source de pollution. En conséquence, contrairement au cas où la pollution des eaux est majoritairement issue du ruissellement de surface, l'augmentation de l'infiltration en par-

celle (dispositifs de bandes enherbées par exemple ou labour) risque ici d'aggraver la pollution de la nappe superficielle et donc de la ravine.

Une seconde implication porte sur les modes de suivi des pollutions sur un bassin. Ainsi, l'analyse des eaux en sortie de bassin, qui est le procédé le plus communément pratiqué, ne permet, le plus souvent, que de constater l'existence d'une pollution chronique qu'il est très difficile de traiter. L'orientation du diagnostic de pollution en amont des phénomènes observés permettrait alors d'améliorer la capacité et l'efficacité d'intervention. Ainsi il apparaît utile, dans ces contextes hydrologiques spécifiques, d'effectuer des mesures complémentaires de polluants dans les sols et les nappes afin d'évaluer leur stocks ainsi que les risques de pollutions qui en découlent et les mesures à mettre en oeuvre.

Une troisième implication porte sur les connaissances minimales à acquérir pour gérer les pollutions dans ces milieux particuliers. L'hétérogénéité des régions volcaniques implique de réaliser une étude hydrologique «minimale» permettant d'identifier les grands flux (ruissellement et drainage), les principaux aquifères ainsi que leurs connections. Cette complexité implique également de travailler à des petites échelles (de l'ordre d'une 10^e d'hectare). Ces études sont un préalable à la définition de zonage ou de périmètres de protection contre les pollutions

Au-delà de l'évaluation des pollutions, l'enjeu reste, dans nos conditions antillaises, la limitation du transport des pesticides vers les horizons profonds. Des solutions sont envisageables pour diminuer la concentration en sortie de bassin et s'appuient à la fois sur la connaissance des transferts hydriques et sur la réduction de la quantité de polluant mobilisable à un même moment :

- à l'échelle de la parcelle il s'agit de, (i) la délocalisation des épandages hors des zones présentant un fort flux de drainage (base du pied de bananier notamment), (ii) la réalisation des épandages en conditions de sols non saturés, c'est-à-dire plutôt en période sèche, (iii) l'adaptation des fréquences d'épandage à la persistance de la molécule dans le milieu, c'est-à-dire la réduction des fréquences pour les molécules à faible vitesse de dégradation.
- à l'échelle du bassin versant, la réduction de la charge instantanée en pesticides fait appel à la désynchronisation des épandages entre parcelles. Elle nécessite (i) soit une adapta-



tion des pratiques d'épandage - l'agriculteur traite en général l'ensemble de ces parcelles pour des raisons d'organisation du travail, d'approvisionnement et de stockage des pesticides qu'il faut en conséquence modifier – (ii) soit une gestion concertée des apports entre les exploitations présentes sur le bassin versant. Enfin la réduction de la charge globale peut emprunter d'autres voies, notamment en s'appuyant soit sur une évolution de l'occupation du sol vers des cultures nécessitant moins de produits phytosanitaires, soit sur une évolution des pratiques agricoles vers des systèmes de culture utilisant moins d'intrants qui font aujourd'hui l'objet de recherches poussées.

Les résultats de notre étude concernant la contribution des surfaces cultivées à la pollution par les pesticides, permettent d'orienter les pratiques culturales vers une gestion plus fine dans l'espace agricole. Dans le cas expérimental présenté, réduire la pollution de la ravine invite à faire porter les efforts de réduction des pesticides sur la partie amont du bassin.

Enfin, on notera que les études ont été réalisées dans le cas de sols peu érodibles. Cependant, des pluies de très fortes intensité et/ou durée et des erreurs de travail du sol ou d'aménagement des parcelles peuvent conduire à des transferts de polluants fixés aux agrégats transportés (transport solide), vers des parcelles connexes, et vers les zones de sédimentation de rivière ou côtières.

En conclusion, les études présentées mettent en évidence l'incidence environnementale d'épandages de pesticides liés à l'activité agricole dans les

conditions d'un climat à fortes précipitations et de sols très infiltrants à forte teneur en matières organiques. Notamment, la capacité des andosols du bassin d'étude à fixer la molécule de cadusafos en surface a favorisé l'établissement d'un stock de pesticide pouvant se libérer progressivement.

Dans nos conditions, la forte infiltration prend le pas sur le ruissellement de surface, et entraîne les pesticides au-delà des horizons de surface. Ce transfert aboutit à la contamination de la nappe superficielle. Cette contamination se traduit par l'apparition d'une pollution chronique de la ravine. Ce type de pollution représente la majorité des quantités de polluant exportées.

Les compartiments d'eau contaminés reflètent la structure géologique complexe du bassin de Fédé : un réservoir superficiel, composé de lapillis, rapidement exposé à la pollution et un réservoir profond, composé de nuées ardentes et de laves, relativement protégé de toute contamination lors des épandages réalisés. L'étude préalable du fonctionnement hydrique de bassin constitue ainsi un élément indispensable à la compréhension des dynamiques de pollution sur le bassin. Cette donnée essentielle à acquérir complique, dans un milieu volcanique extrêmement disparate, les possibilités d'extrapolation des résultats à d'autres bassins.

Finalement, l'étude montre qu'une approche globale des bassins reste insuffisante pour aller au-delà du diagnostic de pollution et proposer des solutions en matière de traitement différencié des zones d'un bassin vis-à-vis de l'épandage des pesticides. Les différences de contribution des zones amont et aval du bassin d'étude aux pollutions en témoignent. Ceci justifie la mise en place d'un outil de modélisation spatialisé qui est en cours d'élaboration.

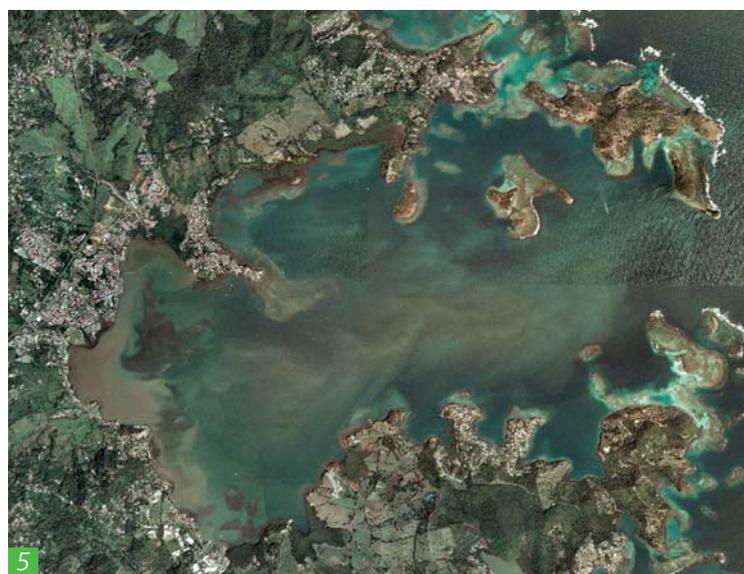
Figure 1 : relevé des données de la centrale d'acquisition.

Figure 2 : jaugeage au moulinet.

Figure 3 : prélèvement de matières en suspension en crue dans une ravine.

Figure 4 : maintenance d'une station de mesure.

Figure 5 : Baie du Robert.





Marie Pierre(1),
Nivet Anne-Claire(1),
Pinte Kevin(1),
Gresser Julie(1)
(1)Cemagref – PRAM,
Quartier Petit Morne,
BP 214 ;
97285 Le Lamentin
cedex 02
Contact mél :
julie.gresser@cemagref.fr

Mise en place d'un dispositif expérimental pour comprendre les modalités du transport de la chlordécone dans les cours d'eau.

La présence d'un insecte nuisible, le charançon *Cosmopolites sordidus*, dont la larve creuse des galeries dans la souche du bananier, a entraîné aux Antilles françaises le recours à l'emploi de la chlordécone, molécule organochlorée, dès 1972. Autorisée jusqu'en 1993, son utilisation a été réglementée par l'arrêté du 05 juillet 1982 qui fixait les conditions de délivrance et d'emploi en agriculture. Le produit était alors conditionné sous forme de poudre, à une concentration maximum de 5% de matière active. La dose d'application recommandée était de 30g par pied, soit environ 6kg/ha de matière active pour une densité moyenne de 2000 pieds/ha, à disposer en couronne autour des pseudo-troncs tous les 6 à 18 mois en fonction du niveau d'infestation de la parcelle (Vilardebo, 1974 ; Cabidoche et al, 2004).

La molécule est hydrophobe, et présente une forte affinité pour la matière organique. La chlordécone, persistante, est fixée dans les sols, selon les caractéristiques propres à chaque type de sol (voir article de T. Woignier dans ce même numéro des cahiers du PRAM). Les traitements réguliers des bananeraies ont donc conduit à la contamination des sols agricoles (Snegaroff, 1977).

Par conséquent, depuis 1993, date d'interdiction définitive d'utilisation de la matière active aux Antilles, les sols pollués constituent le lieu initial de stockage à partir duquel la chlordécone est susceptible d'être diffusée dans les autres compartiments de l'environnement (Cadidoche et al, 2006). On parle alors de transfert.

Les études actuelles s'intéressent de près au transfert sol – plante, compte tenu des enjeux sanitaires qu'il représente. Les tubercules sont les premiers légumes concernés, mais l'ensemble des cultures consommées est étudié. En parallèle, la diffusion de la molécule dans les eaux de surface a également fait l'objet d'analyses mettant en évidence des teneurs en chlordécone supérieures à la limite maximale autorisée de 0,1 µg/L (DIREN, DSDS), avant traitement. Enfin, la contamination des organismes aquatiques, à proximité des côtes, a été démontrée sur de nombreuses espèces de poissons et crustacés, mais les mécanismes de transfert restent encore méconnus (Bocquéné et al, 2002).

Ce dernier point doit faire l'objet de recherches

scientifiques, dans la mesure où la population locale consomme ces produits de la mer, parfois fréquemment. **Il est donc essentiel d'identifier les voies de transfert de la chlordécone des sols aux organismes aquatiques marins.**

Nous proposons dans cet article de présenter une démarche scientifique en cours, démarche mise en place par le PRAM et l'Ifremer depuis février 2007, et dont l'objectif est le suivant : comprendre comment une molécule telle que la chlordécone, hydrophobe et terrestre, peut se retrouver à des teneurs parfois élevées dans les chairs d'espèces aquatiques marines.

Pour ce faire, nous présentons étape par étape les réflexions engagées par nos équipes dans le cadre d'un projet établi sur 2007-2009, de la définition des hypothèses de travail à la réalisation d'une instrumentation expérimentale in situ.

COMMENT LA CHLORDÉCONE SE RETROUVE-T-ELLE DANS LES ORGANISMES AQUATIQUES MARINS ?

La contamination des espèces herbivores d'eau douce et d'eau de mer

Une étude menée en Martinique en 2002 par l'Ifremer et la DSDS a mis en évidence la contamination des espèces aquatiques en eau douce et eau salée. Au total, 99 échantillons de coquillages bivalves, de crustacés et de poissons ont été analysés pour la recherche de teneurs en chlordécone.

Les résultats montrent que 14 échantillons contiennent de la chlordécone à des teneurs supérieures au seuil de détection, de 1 µg/kg de matière fraîche. Si les espèces d'eau douce présentent les teneurs les plus élevées (deux échantillons de Tilapias prélevés dans la Lézarde ont des teneurs de 386 et 186 µg/kg), certains poissons et crustacés du milieu marin contiennent également de la chlordécone.

Ainsi, quatre échantillons de langouste et deux de poisson chirurgical sont positifs, avec des teneurs entre 10 et 20 µg/kg pour les crustacés et 1 et 5 µg/kg pour les poissons. Or, tous ces individus ont été pêchés par casier à l'intérieur de baies abritées (Fort-de-France, Galion,

François). Des nouveaux prélèvements menés en 2007, en baie du Robert, on établit une contamination des langoustes pouvant atteindre 1060 µg/kg (Bocquéne et al, 2007).

La contamination des espèces aquatiques semble donc corrélée à la concentration en chlordécone du milieu : les échantillons positifs correspondent en effet à des espèces herbivores de rivières contaminées, ou de baies aux conditions hydrodynamiques qui limitent la dilution et le renouvellement des eaux et des sédiments.

Cependant, le dosage de la molécule parmi les espèces carnivores plus en aval des chaînes trophiques n'est pas à occulter. Il semble en effet que le caractère lipophile de la molécule permette une concentration dans les tissus adipeux des animaux, grâce à une accumulation à chaque maillon de la chaîne alimentaire.

La bioamplification' dans la chaîne alimentaire

Le caractère lipophile d'un polluant est évalué par le coefficient de partage octanol-eau, ou $\log K_{OW}$, compris pour la chlordécone entre 4,50 et 5,41 selon les auteurs. La molécule s'accumule ainsi préférentiellement dans les muscles, les viscères et les graisses des animaux contaminés. En l'absence de quasi-totale élimination métabolique, la chlordécone peut donc se bioamplifier dans les chaînes alimentaires aquatiques (Huckins et al, 1982).

La bioamplification provient du fait que le rendement énergétique entre deux niveaux trophiques successifs (d'une proie à son prédateur) est évalué à 10% environ. En d'autres termes, cela signifie que, pour les polluants, un facteur de concentration d'ordre 10 peut être envisagé entre deux niveaux de la chaîne alimentaire.

Si peu de résultats concernent les grandes espèces pélagiques (barracuda, thazard, etc.), certaines études ont mis en évidence la bioconcentration de la chlordécone en début de chaîne (herbivore-premier prédateur). La contamination des animaux carnivores aquatiques serait ainsi liée à leur âge et leur régime alimentaire.

En revanche, les déterminants de la contamination des premiers maillons (végétaux et herbivores), avérée par les analyses, nécessitent d'être précisés. C'est cet aspect de la contamination que nous allons étudier.

Hypothèse de travail : les apports terrigènes en chlordécone sont liés à l'érosion des sols

La problématique est la suivante : **comment les**

premiers herbivores aquatiques sont-ils contaminés ?

Pour répondre à cette question, deux modes de contamination peuvent être envisagés :

- 1 • la filtration branchiale ou, de manière plus générale, le contact direct entre l'organisme et la molécule solubilisée dans l'eau ; or la chlordécone est connue pour être peu soluble ;
- 2 • la bioconcentration à partir de l'ingestion de végétaux contaminés (algues) et de débris terrigènes. Se pose alors la question de l'origine de la chlordécone dans ces végétaux. Les études réalisées en matière de transfert sol – plante en milieu terrestre, permettent de faire l'hypothèse d'une contamination des végétaux via la couche sédimentaire superficielle sur laquelle poussent les herbiers. Les résidus terrigènes sont eux générés par les phénomènes érosifs au sein des bassins versants.

Il s'agit donc de comprendre comment les fonds marins littoraux peuvent être contaminés par la chlordécone. Nous savons que le substratum superficiel est composé de sédiments récents. Or ces particules solides sont d'origine terrestre : elles ont été transportées par les cours d'eau lors d'épisodes pluvieux plus ou moins forts, et sont issues de l'érosion des terres non protégées.

A partir de ces constats, notre hypothèse de travail est ainsi résumée : **la chlordécone, peu soluble, est majoritairement transférée des sols pollués au milieu marin par adsorption sur les particules solides érodées qui se déposent en fond de baie et peuvent contaminer les chaînes trophiques aquatiques.** La contamination du milieu côtier serait donc corrélée au transport solide par les cours d'eau, lequel transport est notamment déterminé par l'intensité de phénomènes érosifs sur les sols.

Pour vérifier cette hypothèse, il nous faut donc mettre en œuvre un dispositif expérimental sur un site d'étude aux caractéristiques particulières.

LE BASSIN VERSANT DE LA BAIE DU ROBERT : UN SITE D'ÉTUDE PROPICE

Quels critères sont à retenir ?

Les équipes du PRAM se sont associées à l'Ifremer pour proposer un projet dans le cadre d'un

(1) : d'après Ifremer, la bioaccumulation : bioconcentration + bioamplification avec les définitions suivantes :

• **Bioconcentration** : capacité d'un organisme à concentrer une substance persistante présente dans son environnement (bistope) [via la filtration branchiale dans les cas de poissons par exemple].

• **Bioamplification** : phénomène d'augmentation de la concentration de la substance le long de la chaîne trophique (*10 entre la proie et le prédateur environ).



appel d'offre du Ministère de l'Outre Mer. L'objectif est d'évaluer le mode de transfert de la chlordécone dans les cours d'eau contaminés, et de vérifier l'hypothèse d'un transport privilégié par adsorption sur les particules érodées.

Il s'agit ainsi d'identifier un site d'étude sur lequel pourront être effectuées les analyses. La première étape du projet consiste à lister les critères de sélection du site. Pour notre étude, il faut :

- établir les analyses sur un secteur sensible à l'érosion ;
- délimiter un bassin versant, afin d'identifier les surfaces qui contribuent à l'alimentation en eau et particules solides d'un exutoire donné ;
- quantifier précisément le stock de chlordécone dans les sols situés sur le bassin ;
- instrumenter l'exutoire, afin de collecter informations hydrologiques (pluie, débit) et échantillons d'eau (pour doser ensuite les teneurs en chlordécone sur les fractions liquide et solide collectées).

Le sous bassin de la rivière Mansarde : un secteur bananier soumis à l'érosion

Depuis 2004, le PRAM étudie en détail le fonctionnement d'un bassin versant côtier : le bassin versant de la baie du Robert (Figure 1). La mise en œuvre d'une démarche dite de Gestion Intégrée des Zones Côtières, en partenariat avec l'Ifremer, le bureau d'étude Impact Mer, l'Université des Antilles et de la Guyane, la municipalité, la DIREN et les acteurs locaux, nécessite un diagnostic précis des impacts environnementaux du milieu terrestre sur le milieu récepteur marin.

A ce titre, l'envasement de la baie est un des enjeux prioritaires. Une étude détaillée sur la sensibilité des sols du bassin versant à l'érosion hydrique a ainsi été menée en 2006. Cette étude a mis en évidence les zones les plus sensibles en matière d'érosion, et notamment le secteur de la rivière Mansarde, à l'ouest du bourg du Robert, zone principale de production bananière du bassin versant.

Sur ce sous bassin, une seconde étude a déterminé les facteurs explicatifs de l'érosion des sols, et plus précisément des sols cultivés en banane. Deux types d'érosion hydrique coexistent : l'érosion en nappe, diffuse sur toute la parcelle, liée à l'énergie cinétique des gouttes de pluie qui en tombant arrachent les particules de terre, et

l'érosion linéaire, induite par des flux d'eau déjà organisés en amont, qui entaillent les parcelles et forment des ravines de plus en plus larges et profondes (voir Cahiers du PRAM 2006).

L'effet conjugué de ces deux mécanismes érosifs n'a pas encore été quantifié en terme de masse de terre exportée, toutefois les enquêtes et observations de terrain suggèrent des apports massifs mais irréguliers (car liés à l'intensité et la fréquence des précipitations).

Identification d'un micro bassin expérimental

Sur cette zone, un micro bassin versant a pu être identifié (Figure 2). D'une superficie de 3,7 ha, ce micro bassin est occupé par 1,2 ha de bananeraies et 2,5 ha d'habitat diffus situés sur la partie amont du micro bassin. Une ravine à écoulement temporaire (durant la saison des pluies et les événements pluvieux importants) collecte et canalise les eaux drainées par l'ensemble du micro bassin. L'écoulement de cette ravine provient ainsi du ruissellement généré sur la zone d'habitat diffus auquel s'additionnent les écoulements provenant de trois parcelles de banane.

Ce micro bassin est intéressant d'un point de vue expérimental, dans la mesure où les flux d'eau provenant de l'habitat se concentrent avant les bananeraies en un seul exutoire, qu'il est possible d'instrumenter. Nous pouvons ainsi quantifier :

- les écoulements issus de la zone d'habitat au niveau d'un exutoire intermédiaire ;
- les écoulements totaux (zone d'habitat et zone agricole) au niveau de la ravine temporaire.

Evaluation du stock de chlordécone dans les sols du micro bassin

Des enquêtes de terrain sur l'historique agricole de la zone ont confirmé que ces parcelles avaient été plantées en banane pendant certaines « années chlordécone » (de 1974 à 1978 et de 1989 à 1993). Nous avons donc cherché à évaluer précisément le stock de chlordécone contenu dans les sols du micro bassin en juillet 2007.

Une méthodologie précise de collecte des échantillons de terre a été développée par le CIRAD. En effet, pour une évaluation rigoureuse de la teneur en chlordécone d'une parcelle donnée, un nombre minimum de prélèvements est nécessaire. Rappelons que le produit, sous forme solide, était épandu localement, au pied de chaque bananier. Il existe donc forte variabilité intra-parcellaire qu'il faut prendre en considération (Achard, 2004).

Figure 1: voir page 26.

Ainsi, le protocole utilisé préconise-t-il la construction d'un échantillon composite, à partir d'une vingtaine de prélèvements, espacés par un maillage régulier de la parcelle.

Une fois le plan d'échantillonnage préparé, la réalisation sur le terrain nécessite certaines précautions (nettoyage rigoureux du matériel, repérage sur les parcelles des points de prélèvement par des piquets, etc.).

Enfin, le conditionnement des échantillons composites en laboratoire pour une analyse en métropole passe par des phases successives de séchage, de broyage et de mélange.

Les résultats présentés par le **Tableau 1** montrent des teneurs inférieures à 1 mg/kg avec les horizons supérieurs qui sont plus contaminés. Ces valeurs sont plus faibles que celles relevées dans le Nord (entre 2 et 4mg/kg). Cependant, les sols présents sur le sous bassin versant Mansarde sont de type brun rouge à montmorillonite (nitisol) et ont un potentiel de relargage de la chlordécone intermédiaire, plus fort que celui des sols type andosols du Nord. Le stock global de chlordécone présent dans l'horizon 0-60 cm du bassin versant de Mansarde aval est de 3600 g (soit 2,9kg/ha). 79% de ce stock se trouve dans l'horizon [0-30], 21% dans l'horizon [30-60]. Les teneurs en chlordécone sont relativement homogènes entre les trois parcelles analysées (Nivet, 2007).

Tableau 1 : teneurs en chlordécone dans les sols des parcelles échantillonnées (Nivet, 2007).

N° de la parcelle	Superficie (en ha)	Teneur moyenne en chlordécone dans l'horizon 0-3, cm (en mg/kg)	Teneur moyenne en chlordécone dans l'horizon 30+60 cm (en mg/kg)
Parcelle 1	0,47	0,42	0,13
Parcelle 2	0,41	0,35	0,10
Parcelle 3	0,36	0,50	0,11

Le choix du micro bassin versant a donc été confirmé. Nous cherchons à présent, afin de valider ou infirmer notre hypothèse, à quantifier la part du transfert de chlordécone dans le cours d'eau s'effectuant via le transport solide (adsorbée aux particules), pour en déduire le mode prédominant de transfert de la molécule, entre l'adsorption et la mise en solution.

Cet objectif doit être traité grâce à l'instrumentation du micro bassin, qui permettra la compréhension et la quantification du mécanisme de transfert, par la récolte et l'analyse de données. Nous présentons en dernière partie l'installation du dispositif nécessaire à l'expérimentation.

L'INSTRUMENTATION DU MICRO BASSIN VERSANT : QUE SOUHAITE-T-ON MESURER ?

La mesure de la pluie

Du fait de l'hypothèse établie précédemment, le transfert de la chlordécone vers le réseau hydrographique devrait s'effectuer principalement lors des épisodes de crue. En effet, le ruissellement alors généré durant ces événements a une action dynamique qui induit le détachement ainsi que le charriage des particules de sol, entraînant alors en même temps les molécules fixées. Cette périodicité des départs de matériaux solides durant l'année a été soulignée par Douglas (1964) et Pinte (2006). Elle tient aux conditions climatiques saisonnières et à la réponse du bassin. Les départs de matériaux sont en effet rythmés par les pluies et apparaissent comme des épisodes limités dans le temps dont quelques uns seulement sont responsables de la majeure partie du transport solide annuel.

Pour confirmer cette dynamique, une mesure en continu des pluies associée à celle du débit du cours d'eau va permettre de comprendre la réponse du bassin aux impulsions pluvieuses successives. Notre micro bassin mesurant seulement 3,7 ha, nous pouvons considérer une répartition uniforme des pluies sur la zone d'étude. Ainsi, une seule prise de mesure des précipitations, par un pluviographe à augets basculeurs,

est représentative de la pluie précipitée sur le micro bassin.

La mesure du débit aux exutoires

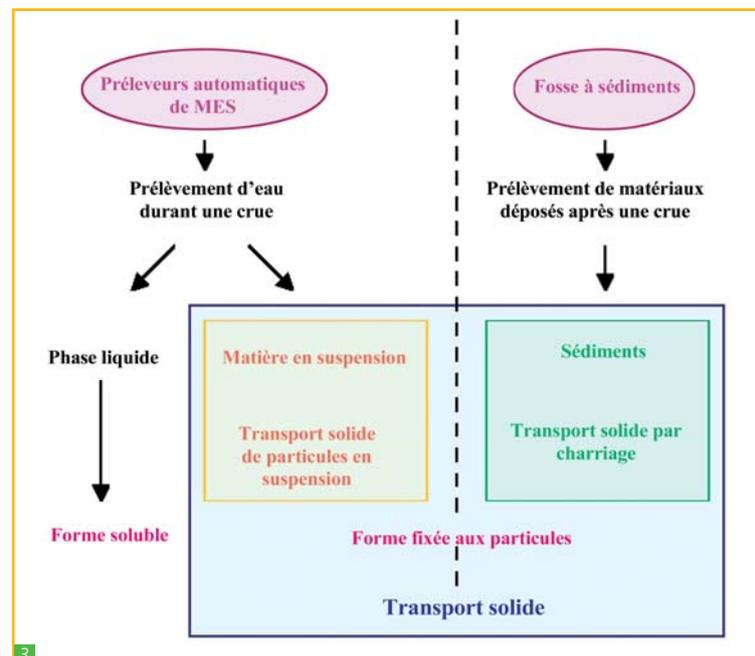
Le débit va être mesuré au niveau des deux exutoires du micro bassin grâce à un canal Venturi, dispositif conçu principalement pour des petits cours d'eau aux lits étroits, instables et à faible tirant d'eau. Le canal Venturi, de par sa forme trapézoïdale, est bien adapté à la forme de la ravine et convient à la gamme de débit qui a été évaluée en 2006 (entre 0,4l/s et 50 l/s pendant les événements majeurs mais non extrêmes).

Une graduation sur le canal permet d'obtenir



une mesure directe et ponctuelle du débit par un observateur. En revanche, pour mesurer en continu ce débit, une sonde de pression est utilisée. Le capteur mesure les variations de pression liées à la montée ou descente des eaux, variations qui sont directement corrélées à celles du débit grâce aux dimensions calibrées du canal.

Ainsi, après avoir établi les relations entre pression du capteur et débit dans le canal, ce dispositif général permet-il la mesure en continu des deux principaux facteurs de la réponse hydrologique (pluie et débit).



La mesure du transport solide

D'après la **Figure 3**, le transport solide a deux composantes : une composante fine, de matières en suspension (MES), et une composante plus grossière, charriée au fond du lit par la force du courant. Or, d'après les premières analyses du fonctionnement hydrologique des cours d'eau antillais, il semble que tout le transport solide arrive in fine en milieu marin. Les particules les plus lourdes, charriées, peuvent cependant se déposer à hauteur de zones dites tampons (zones plates, zones enherbées), mais ces éléments sont repris par les cours d'eau lors d'événements pluvieux plus importants que ceux qui les ont déposés. L'arrivée au milieu marin ne serait donc qu'une question de temps.

Pour les MES, les variations rapides de leurs teneurs lors d'une crue font qu'un seul prélèvement ou qu'un échantillonnage à intervalles réguliers ne permet pas d'être représentatif de

l'événement. L'échantillonnage doit répondre aux variations du débit : des prélèvements plus espacés en début et fin de crue, mais plus rapprochés autour du pic. Ces échantillonnages doivent donc être réalisés à l'aide de préleveurs automatiques asservis au débit. Le préleveur est relié à la sonde de pression qui fournit les informations nécessaires sur l'évolution du débit du cours d'eau. Grâce à ce dispositif, les intervalles de temps entre deux échantillons seront inversement proportionnels aux variations de pression enregistrées (intervalles rapprochés pour des variations de pression plus rapides).

Ces interactions entre appareils de mesure (pluviographe, sonde de pression et collecteur automatique) sont permises à ce titre par une centrale d'acquisition qui enregistre toutes les données et assure leur programmation en fonction de règles de décision telles que précisées ci-dessus. A ce jour, les préleveurs automatiques ne sont pas encore en place et les premières mesures ont eu lieu manuellement en étant présent sur le terrain lors de crues, en s'adaptant au débit. Les préleveurs devraient être installés en octobre 2008 car des travaux de rénovation ont eu lieu durant les mois de juin et

juillet 2008.

Pour les sédiments charriés, il est possible de les dissocier des MES, dès lors qu'un dispositif permettant de briser suffisamment l'énergie de l'écoulement est installé.

Dans notre cas, deux plages de sédiments en béton ont été installées en amont des canaux venturi. Cette plage en béton fait office de piège car elle permet de casser suffisamment l'énergie de l'écoulement pour faire déposer les matériaux grossiers tout en assurant l'évacuation du reste de l'écoulement (phase liquide et MES) dans le canal. La mise en place de deux plages, permet donc d'individualiser les sédiments provenant de l'amont et ceux des bananeraies.

La mesure de la contamination

Afin de répondre à la question de voie de transfert de la chlordécone, des analyses de la teneur en chlordécone seront réalisées sur eau

Figure 3 : dispositif pour l'analyse des composantes du transport solide en cours d'eau (Nivet, 2007).

brute, eau filtrée et sur les MES ainsi que dans les sédiments. Pour cela, on prélève des échantillons d'eau et de terre sur le terrain. Ces prélèvements sont réalisés lors d'épisodes

pluvieux déclenchant une crue, car en dehors de ces épisodes, l'érosion est moindre et peu de particules terrigènes sont entraînées. Une fois les échantillons prélevés, ils sont stockés au

Figure 1 : présentation du bassin versant de la baie du Robert (Pinte, 2007).

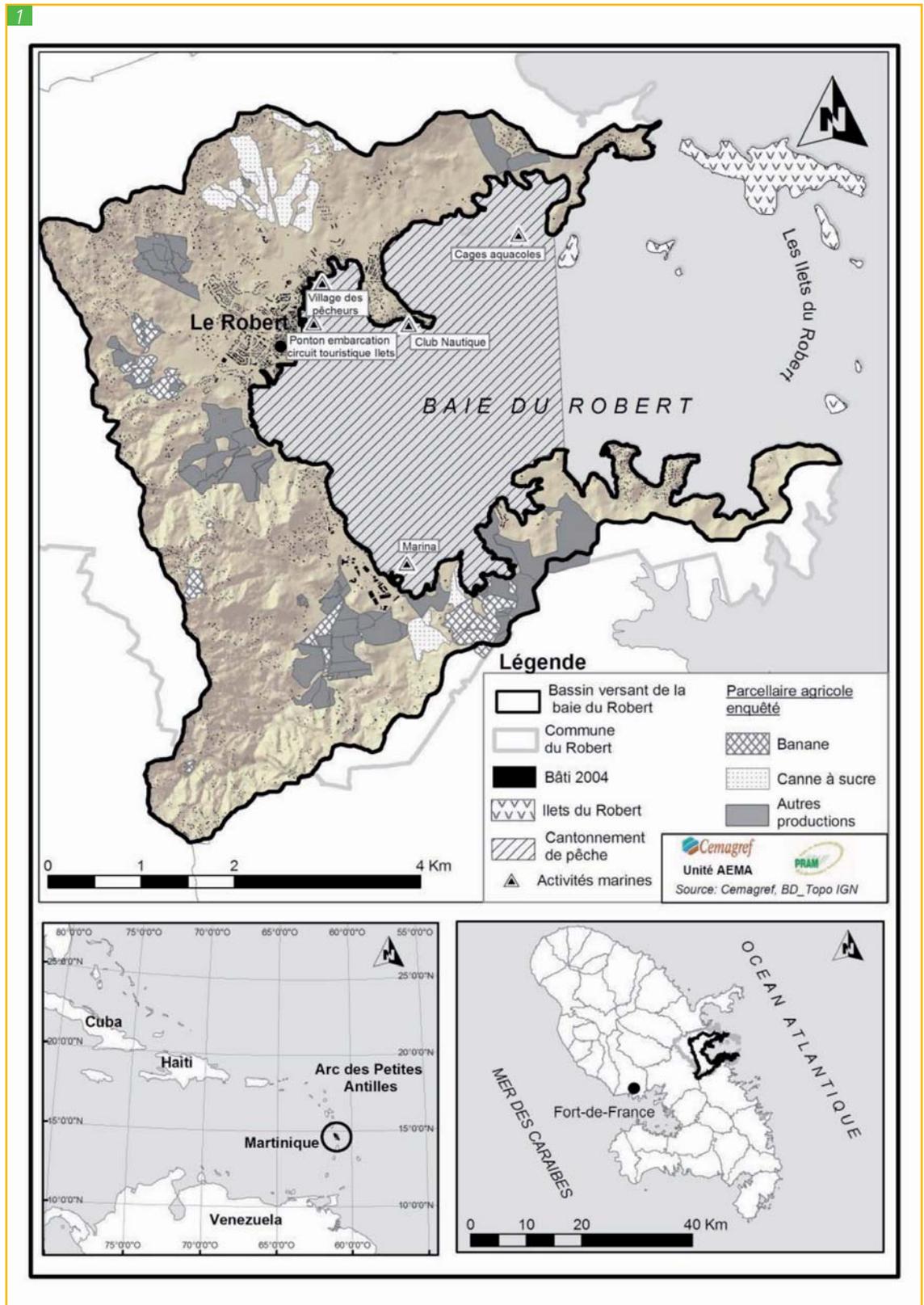
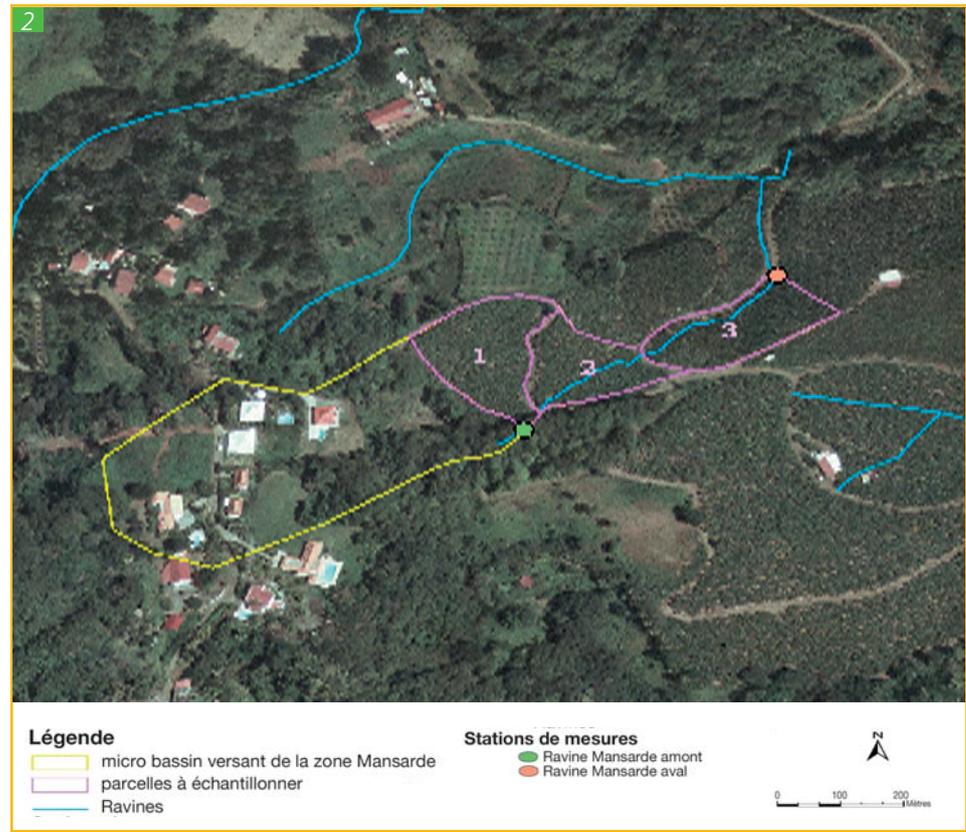




Figure 2 : occupation du sol du microbassin expérimental et localisation des exutoires instrumentés (Nivet, 2007).



congélateur puis envoyés pour analyse en métropole (LDA26) dans les plus brefs délais. La chlordécone étant réputée pour se fixer sur les matériaux plastiques, les bouteilles de prélèvements sont en verre et pour l'automatisation, un nouveau préleveur avec un flaconnage verre sera installé en aval afin de capter le début de crue de la ravine. Ce préleveur, composé de 12 flacons de 1L, permettra d'obtenir 4 échantillons (le laboratoire demande un volume de 3 L/ échantillon pour les mesures) puis des prélèvements manuels permettront de compléter le suivi de l'épisode de crue. A la fin de la crue, un échantillon de terre est prélevé pour analyse dans le piège à sédiments.

Ce suivi a débuté en juillet 2008 de manière manuelle mais les résultats ne sont pas encore disponibles à ce jour.

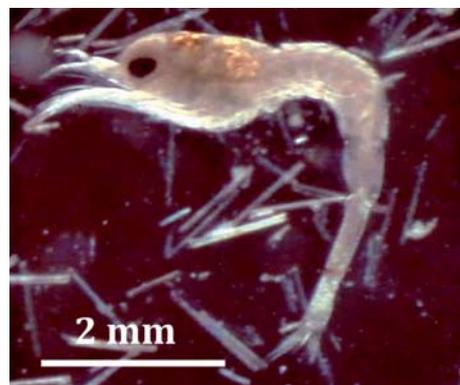
Conclusions et perspectives

La réalisation de ce dispositif a nécessité des interventions répétées : un premier dispositif a

été installé en août 2007 et il a été amélioré en juillet 2008. En effet, sur le terrain, le scientifique doit répondre aux imprévus (incompatibilité de certains appareils, dysfonctionnements de la sonde de pression, aléas relatifs au terrain, etc.). De plus la réception tardive (Août 2008) d'un préleveur adapté au suivi de la chlordécone, nous a obligé à commencer les mesures de manière manuelle et non automatique comme prévu au départ.

En septembre 2007, le dispositif général fonctionne d'un point de vue hydrologique. En octobre 2008, il sera opérationnel et automatisé. Les premiers suivis en crue n'ont débuté qu'en juillet 2008, ainsi les premiers résultats de concentration devraient être disponibles en décembre 2008. De plus, le suivi en continu, des débits et du transport solide permettra de quantifier les flux de chlordécone de la parcelle au milieu récepteur marin.

Figure 3 : prélèvement de poissons.





Dominique Monti
et Sophie Coat
EA926-DYNECAR,
Bâtiment Biologie
Marine,
Université des Antilles
et de la Guyane,
Campus de Fouillole,
BP 592, 97157
Pointe-à-Pitre cedex,
Guadeloupe
dominique.monti@univ-ag.fr
sophie.coat@univ-ag.fr

La contamination des espèces d'eau douce

Résumé :

Les pesticides contenus dans les eaux des rivières contaminent les espèces qui y vivent. Les résultats d'études menées en Guadeloupe et Martinique montrent que la chlordécone s'accumule très fortement dans la chair des crustacés et des poissons, et ceci à partir de faibles concentrations dans l'eau. Il n'existe pas d'éléments qui permettent de penser que cette molécule soit dégradée par les organismes contaminés. Les valeurs extrêmes rencontrées font de la **faune aquatique d'eau douce un compartiment particulièrement affecté dans la pollution par les pesticides.**



© Dominique Monti

Introduction :

Une contamination importante par des produits phytosanitaires de certaines ressources en eau potable a été mise en évidence en 1999 en Guadeloupe et en Martinique. En Guadeloupe, les

résultats d'analyse de la composition chimique des captages du sud est de la Basse-Terre ont alors révélé trois molécules détectées à des doses atteignant 100 fois la norme eau potable : la chlordécone, l'isomère β de l'hexachlorocyclohexane (β -HCH) et la dieldrine. En Martinique, des dépassements de la concentration limite admissible en chlordécone ont été observés sur 6 captages contaminés de façon chronique, dont 2 captages majeurs (rivière Capot, rivière Monsieur). Ces captages ont été rapidement pris en charge (voir Tableau I). Pour une revue des mesures et des actions menées en rapport avec la présence de chlordécone et autres pesticides organochlorés dans le domaine de l'eau douce aux Antilles françaises, l'on pourra se référer au rapport très complet IGE 04/056 de l'Inspection Générale de l'Environnement [1].

Après avoir eu connaissance de ces résultats, une évaluation de la contamination par les pesticides des eaux de surface (rivières ou étangs) a été réalisée par les Directions Régionales de l'Environnement (DIREN) des deux départements avec, en Martinique, 10 stations situées à l'exutoire de bassins versants soumis à une forte pression phytosanitaire auxquelles se sont superposées, en 2005, les 19 stations mises en place pour les mesures de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). En Guadeloupe, 10 stations de suivi des pesticides (réseau GREPP) ont été mises en place depuis 2003 et 20 s'y sont surajoutées depuis 2008, toujours dans le cadre de la DCE. Ces études ont révélé, à leur tour, **une contami-**

Tableau 1 : mesures prises concernant les ressources en eau potable.

	Commune	Source	Mesures prises
GUADELOUPE	Trois Rivières	Lumia	Fermeture en mars 2000
		Gommier	Traitement -octobre 2000
		La Plaine	Traitement -octobre 2000
	Vieux Fort	Soldat	Traitement -août 2000
	Gourbeyre	Belle-Terre	Fermeture du 10 au 20 avril
		Pont des Braves	Usage limité -20 avril
		Capes-Dolé	Fermeture -avril 2000
	Capesterre-Belle-Eau	Tabaco	Fermeture -avril 2000
Belle-Eau-Cadeau		Mélange avec d'autres sources	
MARTINIQUE	Basse-Pointe	Traitement -septembre 2001	
		Source Gradis	Fermeture en juillet 1999
		Forage Morne Balai	Recherche de sources de substitution
	Ajoupa-Bouillon	Forage Démare	Recherche de sources de substitution
		Forage Grande Savanne	Mélange avec d'autres sources
	Département	Source Marc Cécile	Recherche de sources de substitution
		Rivière Capot	Traitement provisoire par charbon actif en 2003, reconstruction station en 2005
CACEM	Rivière Monsieur	Mélange d'eau puis traitement par charbon actif en 2004	

Sources : DSDS
Guadeloupe et
Martinique in [1],
modifié.

nation importante des eaux de certaines rivières (Figures 2 et 3), et face aux propriétés connues

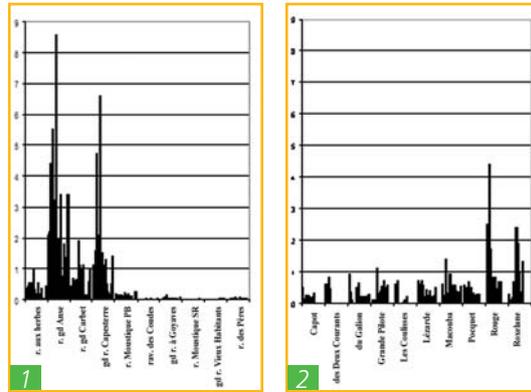


Figure 1 : mesures (répétées dans le temps) de la teneur en chlordécone de l'eau de 10 rivières, en Guadeloupe (µg/l). Données DIREN Guadeloupe, analyses IPG et LDA26.

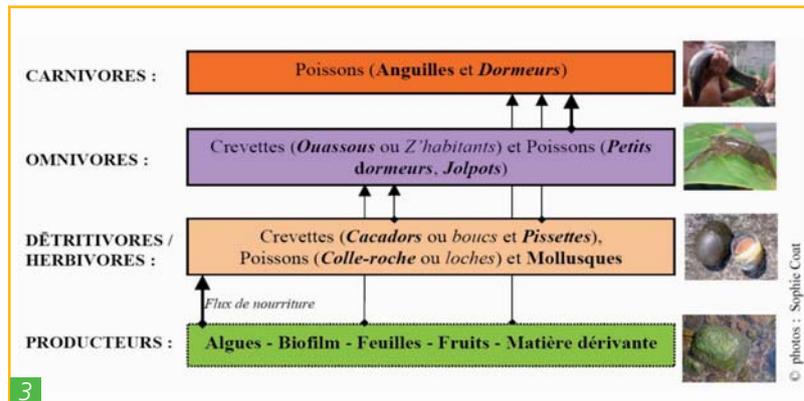
Figure 2 : mesures (répétées dans le temps) de la teneur en chlordécone de l'eau de 10 rivières, en Martinique (µg/l). Données DIREN Guadeloupe, analyses IPG et LDA26.

Figure 3 : structure du réseau trophique de rivière aux Antilles. Sources [2].

Figure 4 : contamination par la chlordécone des muscles de poissons et crustacés d'eau douce en Guadeloupe. Données [3], [4], [5], [6]. La ligne pointillée représente la limite maximale en résidus (LMS) à 200 µg/kg PF.

des molécules retrouvées, des études complémentaires ont été nécessaires pour évaluer au plus vite l'éventuelle charge en contaminants des espèces vivant en eau douce.

LA BIOCONTAMINATION



Terminologie et généralités

Le terme biocontamination sera employé comme terme général traduisant les propriétés du vivant à retenir les éléments polluants. Ces polluants ayant souvent une forte affinité pour les graisses, ils seront alors concentrés et conservés dans le vivant à des teneurs supérieures à celle de l'eau, de l'air ou des sédiments. Le facteur comparant les teneurs moyennes dans l'eau (ou l'air ou les sédiments) et les teneurs dans l'organisme sera appelé facteur de bioconcentration (BCF). De plus, si le polluant n'est ni dégradé, ni éliminé, il est alors souvent progressivement concentré vers le sommet de l'écosystème, on parlera

alors de biomagnification. La teneur en contaminant peut être exprimée soit en fonction de la matière grasse d'un organisme (mg/kg MG) ou encore de la matière sèche (mg/kg MS) ou encore, ce qui est recommandé, en fonction du poids frais (mg/kg PF). Cette dernière expression a l'avantage d'être compréhensible sans transformation.

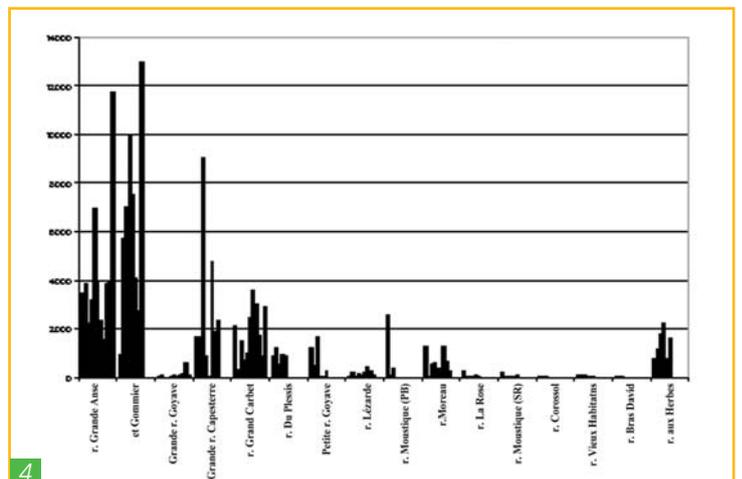
La variabilité dans les unités employées pour l'expression de la biocontamination provoque des difficultés dans la comparaison entre espèces ou milieux différents.

La figure 3 présente l'organisation d'un réseau trophique de rivière aux Antilles. De par la position respective des organismes dans le réseau, une contamination par une molécule non biodégradée et non éliminée se réalisant principalement par voie trophique (alimentaire), devrait moins affecter un mollusque que les espèces situées au sommet du même écosystème.

Les résultats

Une large évaluation de la contamination des organismes d'eau douce a été réalisée en Guadeloupe, sur l'île de la Basse-Terre, entre 2005 et 2007 [3], [4], [5], [6], et est programmée en Martinique. Ces travaux ont porté sur un total de 16 masses d'eau. Les résultats montrent une contamination

souvent très importante des poissons et des crustacés avec, parmi les molécules recherchées, la présence des molécules ou groupes de molécules suivants: la chlordécone (98% de résultats positifs), les dithiocarbamates (très largement pré-



4



Tableau 2 : facteur de bioconcentration de la chlordécone dans les organismes prélevés (moyenne des concentrations dans l'eau de rivière [source DIREN] et des concentrations observées dans les tissus des animaux de cette même rivière).

Source [3].

Tableau 3 : valeurs bibliographiques de bioconcentration (BCF) de la chlordécone par les organismes aquatiques.

Sources : [10], [11], [12], [13], [14].

sents), le HCH- β (largement présent) et la dieldrine (faiblement présente). Les résultats, pour la chlordécone, sont présentés figure 4. Les niveaux de contamination mis en évidence sont très supérieurs à la teneur maximale de 200 $\mu\text{g}/\text{kg}$ PF en chlordécone (définie par l'arrêté du ministère de l'agriculture et de la pêche du 5 octobre 2005) que ne doivent pas dépasser les denrées d'origine animale pour être reconnues aptes à la consommation humaine, seuil annoncé à la baisse dans un futur proche. Dès 2005, ces investigations ont donc abouti,

Tableau 2

	Riv. Gde Anse		Etang Gommier		Gde Riv. à Goyaves		Riv. de Capesterre		Riv. du Carbet	
	muscle	viscères	muscle	viscères	muscle	viscères	muscle	viscères	muscle	viscères
Crustacés										
<i>Atya sp.</i>	848	369								
<i>Guinotia sp.</i>			1 123	6 815						
<i>Macrobrachium sp.</i>	1 151	1 531			750	-	944	3 917	2 521	4 063
Poissons										
<i>Agonostomus sp.</i>					0	0				
<i>Eleotris sp.</i>	2 175	12 313			3 000	7 250			3 125	4 375
<i>Oreochromis sp.</i>			7 840	16 543	1 250	1 250				
<i>Poecilia sp.</i>			10 802						1 771	
<i>Sicydium sp.</i>										

en Guadeloupe, à l'interdiction, par arrêté préfectoral, de la pêche et de la commercialisation des poissons et crustacés provenant des rivières situées sur le territoire des communes de Petit-Bourg, Goyave, Capesterre-Belle-Eau, Trois-Rivières, Vieux-Fort, Gourbeyre, Basse-Terre, Saint-Claude, Baillif et Vieux-Habitants. En 2008, suite aux récents résultats, l'arrêté est élargi aux communes de Sainte-Rose et Lamentin, et reconduit pour une durée de cinq ans.

En Martinique, des analyses de pesticides réalisées sur espèces aquatiques ont révélé une biocontamination ponctuelle de tilapias par la chlordécone, avec des valeurs de 196 $\mu\text{g}/\text{kg}$ PF et 386 $\mu\text{g}/\text{kg}$ PF [7], [8] qui ont motivé une interdiction momentanée de la pêche dans la zone considérée.

Lieu de concentration du polluant, dans l'organisme

Ces données (figure 5) concernent la biocontamination de la masse musculaire des organismes, mais qu'en est-il pour d'autres tissus ou organes, plus riches en graisses ? La distribution préférentielle entre muscle et viscères (hépatopancreas ou foie), par espèce, a été recherchée par le calcul d'un facteur d'accumulation sélective [9]. La tendance, pour la chlordécone, est celle d'une présence généralisée avec une légère accumulation préférentielle (pour les

organismes échantillonnés) dans le muscle chez les cacadors (boucs) et dans l'hépatopancreas chez les crabes et le foie chez les poissons [3].

Facteur de bioconcentration

Les travaux bibliographiques internationaux antérieurs nous indiquent que la chlordécone s'accumule dans les chaînes alimentaires à partir de concentrations dans l'eau aussi faibles que 0,023 $\mu\text{g}/\text{litre}$ [10]. Le tableau ci-dessous (tableau II) présente les principaux résultats obtenus en Guadeloupe.

Les valeurs fournies par les travaux antérieurs sur la bioconcentration de la chlordécone diffèrent selon le mode, la durée d'exposition et les organismes considérés. En condition d'expérience, ces facteurs s'étagent le plus souvent entre x 10 et x 340 pour les expositions statiques et de

Tableau 3

Organisme	BCF	Exposition ($\mu\text{g}/\text{l}$)	Durée
Algues unicellulaires	230 - 800	100	24 h
Huitres	9278 - 9354	0,03 - 0,39	19 - 21 j
Crevette	425 - 933	12 - 121	96 h
Crevette	5127	0,023	28 j
Crevette	11 425	0,4	28 j
Poisson Scianidae	3 217	0,029	30 j
Poisson Scianidae	1 120	1,5	96 h
Poisson Cyprinidae	16 600	0,004	56 j
Poisson Cyprinidae juv. 21j	1 800	0,041	21 j
Poisson Cyprinidae juv. 42j	2 400	0,041	42 j

x 900 à x 16 600 ('record' bibliographique pour Pimephales promelas, Poisson, Cyprinidae) pour les essais dynamiques (voir tableau III).

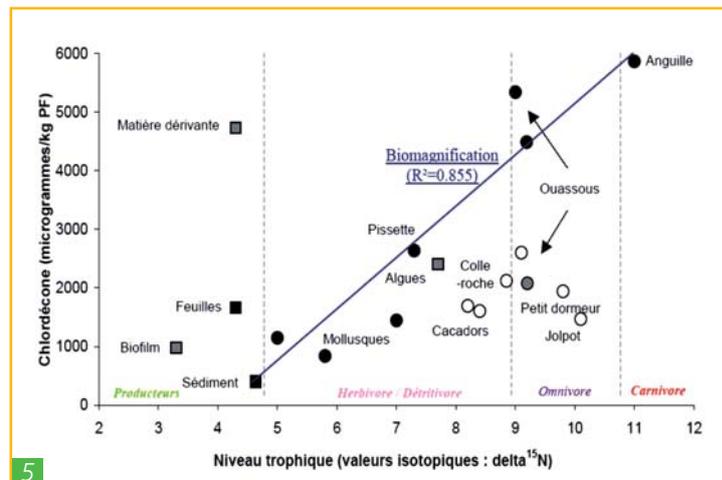
Les résultats des travaux menés en Guadeloupe valident les données antérieures et laissent présager une biocontamination des espèces lorsque cette molécule est décelée à des valeurs très faibles dans l'eau, de l'ordre de 0,03 $\mu\text{g}/\text{litre}$. Certains facteurs de bioconcentration observés aux Antilles sont dans la gamme des valeurs extrêmes avec x 10 802 et x 16 543 respectivement chez le guppy et le tilapia.

Figure 5 : contamination des organismes en fonction de leurs positions trophiques. Les symboles noirs représentent les espèces et producteurs de milieu calme (relié par une droite de tendance), les blancs ceux du milieu rapide. Les algues sont déclassées car enrichies en ^{15}N par rapport aux autres producteurs. Sources : [2], [19] modifié.

Figure 6 : jeune crevette d'eau douce, à peine éclos, recueillie au moment de sa dévalaison vers les eaux salées.

D'après la bibliographie, l'élimination de la chlordécone semble faible à très faible pour les poissons et crustacés, respectivement, et pourrait se réaliser à travers la mue ou la production d'œufs. C'est un composé présenté comme extrêmement stable qui subit peu de dégradation dans le milieu naturel. Certaines publications font état, cependant, d'une possible dégradation en monohydrochlordécone et dihydrochlordécone [15], [16], [17], [18] avec des mécanismes qui feraient intervenir le rayonnement solaire et la présence éventuelle d'éthylènediamine ou encore un métabolisme bactérien non encore maîtrisé. L'analyse de la teneur en 5b-hydrochlordécone rapprochée de celle de sa molécule mère dans nos échantillons, ne suggère pas de biodégradation, et ceci, toutes espèces et localisation confondues. La difficulté à éliminer la molécule chez les crustacés et les poissons est, aux Antilles, confirmée.

Le mode de contamination



La figure 5 présente à la fois la biocontamination et la position des organismes dans le réseau trophique de rivière (rappel figure 3). Ces résultats [2], montrent une concentration du polluant qui ne reflète pas fidèlement l'intégralité de la structure des relations du «qui-mange-qui». La concentration en chlordécone est significativement corrélée avec le niveau trophique pour les espèces vivant en milieu calme (symboles noirs) et la pente représente alors la biomagnification. En revanche, cette relation n'est plus visible pour les espèces de milieu rapide (symboles blancs). Ces données laissent présager plusieurs voies de contamination, dont une voie trophique et une voie métabolique ou de contact.

Les antécédents

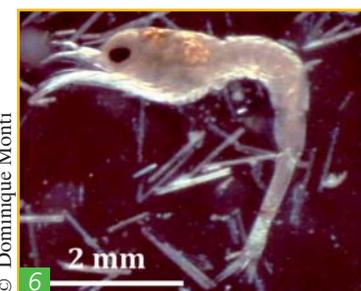
Les premiers effets de la chlordécone sur les po-

pulations aquatiques ont été observés lors du déversement chronique puis accidentel de cette molécule dans la James River (Virginie, Etats Unis), au voisinage de l'usine de fabrication. Les contaminations les plus élevées observées à l'époque (4 000 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{PF}$) provoquèrent la mise en place immédiate d'une interdiction totale de pêche. Dès 1988, cette interdiction totale fut remplacée par une alerte à la consommation, au vu de la décroissance des teneurs en résidus dans les organismes aquatiques consommés, qui tombaient sous la barre des 300 $\mu\text{g}/\text{kg}$ PF [niveau d'action de la Food and Drug Administration pour la consommation humaine des poissons et crustacés, (sauf crabes)]. En Septembre 2003, le cyclone Isabel, par une remise en suspension des sédiments, provoqua une réapparition de biocontaminations plus élevées. Dans la rivière James, la décroissance de la contamination par la chlordécone est principalement attribuée à un enfouissement temporaire de la molécule, ce qui la rend momentanément moins accessible pour la faune aquatique.

Une pêcherie de crabe bleu (*Callinectes sapidus*) a été décimée en aval des rejets [20] et ceci jusqu'à la Baie de Chesapeake, sans qu'à cette époque une cause précise ait pu être identifiée. Depuis, de nombreux tests en laboratoire ont démontré que différentes molécules xénotoxiques pouvaient interférer avec la physiologie des crustacés, et parmi ceux-ci les composés organochlorés comme la chlordécone [21] ont été trouvés modifiant la séquence des mues. Ces résultats ont été confirmés

par des travaux sur une enzyme responsable de la mise en place de la mue chez le crabe *Uca pugnator* [22].

LE CYCLE DE VIE DES ESPÈCES D'EAU DOUCE AUX ANTILLES



© Dominique Monti

Une très forte originalité et ses conséquences importantes

Les effets de la pollution sur les ressources aquatiques sous d'au-



Figure 7 : jeune alvin capturé à son retour en eau douce.

© Dominique Monti



tres latitudes sont souvent spectaculaires, avec des mortalités massives, une réduction de la diversité et des modifications de la composition des peuplements. Une rivière polluée de façon permanente manifeste donc, et de manière visible, la charge en polluant de ses organismes ou de ses eaux à travers une modification du nombre d'espèces présentes ou encore de leurs équilibres. La diversité est donc, habituellement, un bon indicateur « de ce qui ne va pas ». Les études menées dans des rivières antillaises dont les eaux sont fortement contaminées montrent qu'il n'existe pas de lien entre la richesse, la diversité des peuplements et la charge en pesticides des organismes [23] [24]. La raison en est la très forte originalité des cycles de vie des espèces d'eau douce aux Antilles.

Une seule espèce est connue pour effectuer la totalité de son cycle en eau douce (un crabe) et une crevette tropicale peut, dans quelques conditions particulières, compléter son cycle en eau douce stricte. Toutes les autres espèces, tant poissons que crustacés, exigent un passage en mer (diadromie) pour effectuer leur cycle de vie. Le plus souvent (espèces diadromes amphidromes) les larves sont, à l'éclosion, entraînées par le courant et dévalent la rivière vers les zones d'aval où elles effectueront une partie importante de leur cycle, dans une eau de mélange voire en zone marine. Les juvéniles retournent ensuite à l'eau douce à la faveur de régimes de pluies et de phases lunaires particulières.

Dans ces conditions :

- la biodiversité des peuplements d'eau douce est peu intégrative d'éventuelles contamina-

tions, même élevées,

- une pollution importante intervenant dans une partie limitée d'un cours d'eau intéressera l'intégralité du système,
- il n'existe pas de lien clair entre contamination et altitude : les organismes les plus contaminés ne se trouvent pas toujours en aval des rivières.

CONCLUSIONS PERSPECTIVES

Ce travail mené sur la faune d'eau douce aux Antilles a permis une première évaluation du niveau de contamination des espèces locales par la chlordécone et la prise de mesures administratives d'interdiction de pêche et de consommation. Les caractéristiques de la molécule, sa rémanence, son affinité pour la matière grasse animale, jointes à une grande difficulté à l'éliminer sont responsables d'une contamination des crustacés et poissons des rivières antillaises.

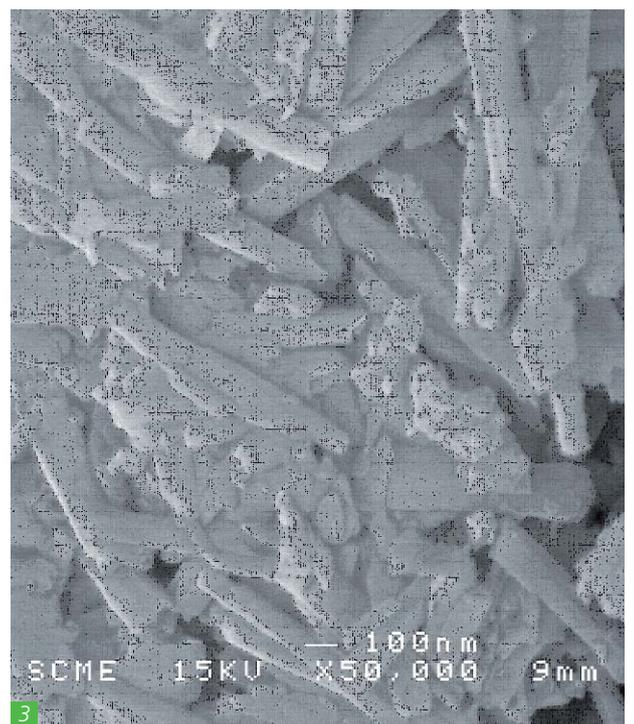
Très récemment, à l'occasion de la large couverture des milieux aquatiques de Guadeloupe [6] de très petites tailles de femelles de crustacés portant des œufs ont aussi été relevées. Ces tailles très inhabituelles, observées dans les eaux de deux rivières très chargées en pesticides, posent l'éventualité de perturbations dans la reproduction des organismes aquatiques provoquées par certaines molécules xénobiotiques s'y retrouvant fortement concentrées. La mue est un processus physiologique extrêmement important qui ne permet pas seulement la croissance de ces animaux portant une carapace rigide, mais qui permet aussi la métamorphose et la succession des stades larvaires durant les premiers stades du cycle de vie de ces espèces ainsi que leur reproduction en phase adulte. Les conséquences écologiques et les changements dans la biodiversité qui seraient attendus, suite à une modification des modalités de la reproduction des espèces aquatiques des Antilles, sont d'une importance primordiale.



*Figure 1 :
prélèvement de sol.*

*Figure 2 : structure
éponge de l'argile
allophane
(microscopie
électronique :
Thierry Woignier).*

*Figure 3 : structure
feuille de l'argile
halloysite
(microscopie
électronique
Thierry Woignier).*





Thierry Woignier
(IRD-UR seqbio-Pole
de Recherche Agro
environnementale
de la Martinique et
CNRS Montpellier),

Fabienne Reynaud
(IRD-UR seqbio-Pole
de Recherche Agro
environnementale
de la Martinique)

Luc Rangon (IRD-UR
seqbio Pole
de Recherche Agro
environnementale
de la Martinique)

Helène Doumenc
(CNRS Montpellier)

Figure 1 : diagramme
Pression-Température.

Influence de l'ajout de matière organique sur la structure poreuse de sols à allophane : étude préliminaire

Ce document présente les premiers résultats d'un programme de recherche financé par le Ministère de l'Outre Mer (MOM 2007-2008) intitulé «Impact des propriétés structurales et du statut organique des sols de Martinique sur les contaminations des eaux par les pesticides et leur transfert vers les cultures alimentaires. Cas de la chlordécone sur andosol et sol brun rouille à halloysite en Martinique».

Les filières agricoles de la Martinique font face à un problème de pollution des sols et des ressources en eau, par des pesticides. Certaines de ces pollutions résultent d'applications anciennes comme pour la chlordécone. Elles peuvent rendre impropres les sols pour des cultures de diversification comme les plantes à tubercules qui vont accumuler ces polluants. Cependant il est connu que la quantité de matière organique dans les sols peut bloquer le relargage dans l'eau de certains pesticides [1]. Ainsi l'incorporation de composts dans un sol pollué pourrait modifier ses caractéristiques physico chimiques et son comportement vis-à-vis de la chlordécone. Dans ce projet financé par le Ministère de l'Outre Mer nous avons proposé d'étudier l'effet de l'apport de matière organique sur les mécanismes de fixation et relargage de la chlordécone dans des sols caractéristiques de la Martinique (andosols). La stratégie du projet repose sur 2 axes : 1) Caractériser la structure poreuse des sols et son évolution sous l'effet de l'apport de matière organique. 2) Evaluer les conséquences de l'apport de matière organique sur les transferts sol/plantes de chlordécone. Cette étude s'intéresse à l'axe 1.

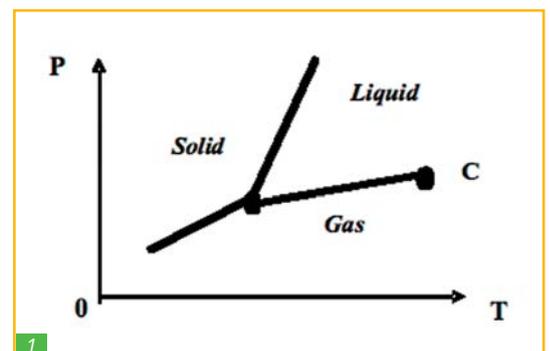
La compréhension des mécanismes de fixation relargage nécessite une caractérisation de la structure poreuse des sols. Nous savons que la structure des composés amorphes dans les andosols (les allophanes) présente un volume poreux important [2-5], une grande surface interne [6] mais une très faible perméabilité à l'échelle des agrégats d'allophane [7]. Les mécanismes d'adsorption-désorption de molécules chimiques sont généralement dépendants de la surface accessible. En outre, la perméabilité d'un milieu poreux favorise les transferts de fluides pouvant extraire des molécules fixées sur une surface. Il est donc possible que les propriétés de la structure à l'échelle microscopique (surface accessible et perméabilité) puissent être utile pour expliquer leur aptitude à fixer les pesticides (chlordécone), et les retenir.

Dans ce travail nous essaierons de mieux comprendre les conséquences de l'apport de matière organique sur la structure poreuse des sols et plus particulièrement des andosols de la Martinique. La structure poreuse sera caractérisée par les grandeurs : diamètre moyen des pores (D), distribution en taille de pores (DTP) et surface poreuse interne (S) aussi appelée surface spécifique.

Techniques de séchage hypercritique appliquées aux sols à allophanes

Les techniques physiques de caractérisation des solides poreux nécessitent généralement des échantillons secs. Cependant les phénomènes de retrait irréversible (liés aux forces capillaires) peuvent affecter la structure des pores, lors d'un séchage classique [9,10]. Plusieurs études [2,6,7,11-13] ont montré que dans le cas des andosols le phénomène de retrait irréversible est important lors d'un séchage classique et il est responsable de la modification des volumes poreux. Pour notre étude, il est donc indispensable de pouvoir conserver intacte la structure poreuse des sols après séchage afin d'en mesurer correctement les caractéristiques D, DTP et S. Pour cela, la technique de séchage hypercritique déjà utilisée pour les gels synthétiques nous paraissait tout à fait appropriée [9,10].

Le diagramme Pression-Température (figure 1) classique indique qu'au-dessus du point critique C il n'existe pas d'interface entre le liquide et sa vapeur ; les tensions capillaires et les retraits induits sont alors évités [9,10] (figure 1). Il est donc possible de sécher des systèmes poreux en passant au-dessus du point critique C du liquide présent dans les pores. Dans une étude préliminaire [6,7,14], cette technique a été appliquée avec succès à différents types de sols volcaniques allophaniques et non allophaniques. Les conditions de séchage hypercritique étaient : pression 10MPa et température 55°C.



L'ensemble de ces résultats démontre que la préservation de la porosité des sols est tout à fait réalisable par les techniques de séchage hypercritique qui s'avère être une technique indispensable pour une caractérisation juste et complète de la structure des sols.

Caractéristiques des sols

Pour cette étude 4 andosols (ou sols à allophane) ont été sélectionnés en raison de leur teneur variable en argiles allophaniques. L'étude sur les transformations des propriétés des sols induite

par l'apport de matière organique a été faite sur les horizons A de ces sols.

Les concentrations en allophanes (tableau 3) sont mesurées par les techniques de méthode Mizota et Van Reewijk [15]). Deux types de composts («Biogwa» et «Devseuil» fournis par la société VERDE (Guadeloupe) ont été testés ; ils seront par la suite désignés respectivement par A et B. Les caractéristiques physico chimiques données par le fournisseur : pourcentages en matières minérales, eau et matières organiques totales sont rassemblées dans le tableau 1 .

Tableau 1 : caractéristiques physico chimiques et hydriques des composts utilisés

	Biogwa (A)	Devseuil (B)
Eau	56,1 %	48,4 %
Matières minérales	28,4 %	29,6 %
Total matières organiques	15,5 %	22,1 %
Potentiel humique	31 %	36 %

Pour chaque sol 5 % en poids de compost ont été ajoutés ; 5 % correspondant à peu près au double de la quantité généralement utilisée dans le cas d'un épandage. Le taux d'humidité des sols a été ajusté pour atteindre 90 % de la capacité maximale de réhydratation (CMR) afin de ne pas sécher les sols d'une manière irréversible et de réaliser le traitement d'amendement dans des conditions identiques. Les sols amendés ont été placés dans une enceinte climatique dont la température était comprise entre 28 et 30°C durant 28 jours. Tous les 3 jours, la masse de chaque échantillon est mesurée et le taux d'humidité a été maintenu constant grâce à l'ajout d'eau distillée.

Nous avons utilisé la technique de « séchage hypercritique » des échantillons qui, comme nous l'avons expliqué, permet de préserver cette porosité généralement altérée par un séchage classique. Cette technique de séchage nécessite un système de contrôle de la température et de la pression et un autoclave permettant de travailler au-delà de 55°C et de 10 MPa. Cet équipement est disponible au PRAM. Ainsi tous les

échantillons de sols bruts (sans ajout de compost) et les échantillons traités en présence de compost A ou B ont été séchés dans les conditions hypercritiques, avant caractérisation.

techniques de caractérisation de la porosité des sols.

Nous avons mesuré les propriétés des volumes microporeux, de diamètre moyen, de surface interne des pores (surface spécifique) et de taille des pores par la technique d'adsorption-désorption d'azote [16, 17]. Ainsi la surface spécifique a été déterminée à partir de la droite BET [16] sur la courbe d'adsorption de l'azote et la distribution en taille de pores et le volume microporeux ont été extraits de la courbe d'hystérésis du cycle adsorption désorption (méthode BJH) [17]. Ces mesures ont été faites en collaboration avec l'université de Montpellier 2 et le CNRS Montpellier.

Résultats expérimentaux

Teneur en allophane et caractéristiques hydriques des sols prélevés et à saturation.

Tableau 2 : caractéristiques hydriques et teneur en allophane des andosols étudiés

Type de sols	Allophane%	Humidité de prélèvement %	Humidité /CMR
andosol	18.6	97	0.90
andosol	7.95	135	0.95
andosol	5.9	56	0.61
andosol	3.8	46	0.8

Le tableau 2 présente les résultats des mesures de teneur en allophane des andosols étudiés et les caractéristiques hydriques des sols: humidité

de prélèvement et le rapport entre cette humidité et la capacité maximale de réhydratation (CMR). Les andosols sont généralement des sols



contenant une forte proportion d'eau ce qui est confirmé dans ce tableau mais on note cependant que l'andosol contenant 3.8 % d'allophane et qui est un sol cultivé a perdu une partie de cette capacité à fixer l'eau. Le travail du sol a certainement entraîné une modification irréversible [13] (perte de porosité) qui se traduit par une moindre teneur en eau, comparativement aux autres andosols.

Dans les parties suivantes, nous présentons les

transformations des caractéristiques poreuses (surface spécifique, diamètre moyen de pores et distribution en taille de pores) mesurées après séchage hypercritique.

• Surface poreuse (spécifique)

Le tableau 3 ci-dessous recense les résultats de surfaces spécifiques (S) mesurées sur les sols bruts ou amendés avec A (et parfois B).

Ces résultats ne montrent pas de variation notable

Tableau 3 : surface spécifique des différents échantillons

Allophane (%)	S (m ² /g) Sol brut	S (m ² /g) avec A	S (m ² /g) avec B
3.81	48	43	46
5.90	58	51	50
7.95	80	72	Non mesurée
18.6	162	153	Non mesurée

de la valeur de la surface spécifique si ce n'est une légère diminution. Cependant, même si la diminution est limitée elle semble systématique avec l'ajout de matière organique ce qui traduit une réorganisation du réseau poreux et une transformation du volume microporeux.

En effet une diminution de surface spécifique

caractérise généralement la disparition des pores de petites tailles.

• Diamètre moyen de pores

Le tableau 4 ci-dessous recense les résultats de la valeur du diamètre moyen de pores (D) mesurée sur les sols bruts ou amendés par l'ajout de matière organique. L'ensemble de ces don-

Tableau 4 : diamètre moyen des pores des différents échantillons

Allophane (%)	D (nm) Sol brut	D(nm) avec A	D (nm) avec B
3.81	11,3	9	9,1
5.90	12,9	7,3	10, 3
7.95	9	18,6	Non mesurée
18.6	6,3	6,6	Non mesurée

nées est en accord avec les résultats de surface spécifique ; les valeurs du diamètre de pores ne sont que faiblement affectées par l'ajout des composts A ou B. Mais, dans ce cas aussi il y aurait une faible diminution du diamètre de pore ce qui signifierait (compte tenu de la diminution de la surface poreuse) que le volume microporeux a lui aussi diminué.

Distribution en taille de pores

Afin d'avoir une description plus précise des modifications éventuelles de la structure poreuse, nous avons caractérisé la distribution en taille des pores des différents échantillons bruts ou amendés. Cette comparaison des distributions en taille de pores nous permettra de connaître quel type de pores est affecté par l'ajout de matière organique. Par cette technique, le volume poreux que nous pouvons caractériser est le volume microporeux c'est-à-dire dans le domaine de taille proche ou inférieure à la centaine de nm.

La mesure sur l'échantillon 484A a été doublée afin de vérifier si nos résultats étaient reproductibles et si la technique était capable de « voir » de faibles modifications. Les courbes 484A et 484A bis sont en excellent accord ce qui confirme que la technique est reproductible et sera sensible à de faibles variations de volumes microporeux.

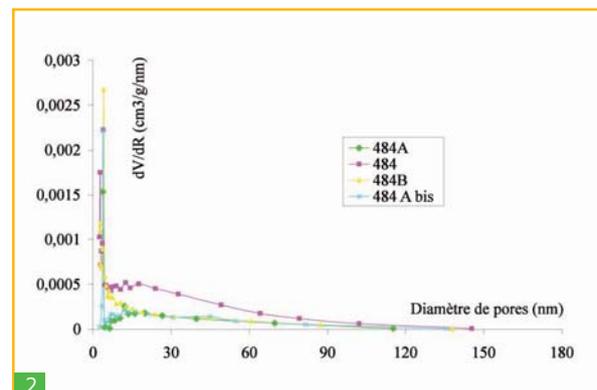
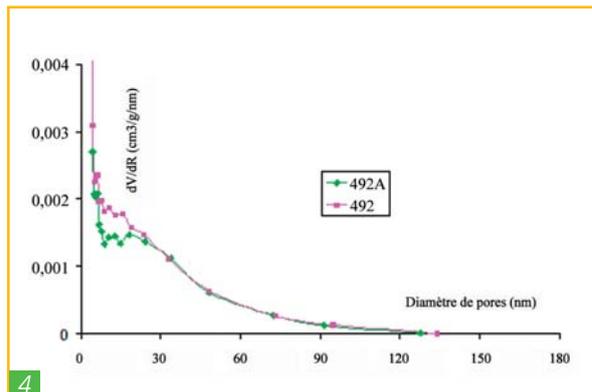
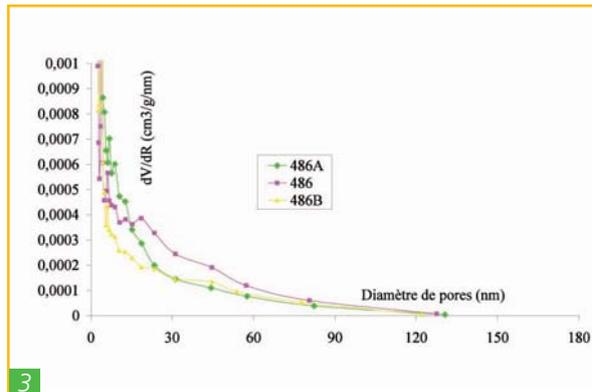


Figure 2 : distribution en taille des pores des échantillons de sols 484 (5,9 % allophane) bruts et amendés avec les deux composts 484A (484A bis) et 484B.

Figure 3 : distribution en taille des pores des échantillons de sols 486 (3,8% allophane) brut et amendé avec les deux composts 486A et 486B.

Figure 4 : Distribution en taille des pores des échantillons de sols 492 (18,6%) brut et amendé avec le compost A.

Les différentes courbes montrent une faible mais mesurable diminution du volume microporeux consécutif à l'ajout de matière organique. L'ajout de compost A et B modifie la structure microporeuse et en particulier les pores de petites tailles (< 20 nm qui ont totalement disparu).



Dans le cas de la figure 3 l'ajout de A et B diminue aussi le volume microporeux mais de manière plus homogène. La figure 4 confirme les résultats des figures 2 et 3 à savoir la perte d'une partie de la microporosité.

L'ensemble des courbes des figures 2 à 4 conduit une fois de plus à la conclusion que les sols ne sont que faiblement modifiés par l'ajout de compost A et B. Cependant, il y a systématiquement une diminution du volume microporeux et les pores de petites tailles (inférieures à 30 nm) sont les plus affectés par l'ajout de matière organique ; cette microporosité disparaît ce qui confirme la diminution de surface poreuse. En effet ce sont les micropores qui favorisent les valeurs de surface spécifique élevées, leur disparition se traduisant par une diminution de la valeur de S . La faible amplitude des modifications peut s'expliquer par 2 facteurs : 1) la durée choisie (28 jours) utilisée pour transformer la structure des sols est certainement

trop courte ; 2) les types de composts utilisés sont vraisemblablement trop minéraux manquant d'efficacité organique.

Conclusions

Ces résultats ne sont que partiels et souffrent de l'absence de données complémentaires comme

par exemple des mesures de labilité de la chlordécone dans les sols bruts ou amendés. Cela nous aurait permis de vérifier si, même une faible évolution de la structure poreuse pouvait affecter les mécanismes de fixation et relargage de la chlordécone. Ces mesures sont en cours

Cependant, l'ensemble des résultats convergent vers la conclusion que les propriétés physiques de porosité des sols bruts n'ont été que faiblement affectées par l'ajout des composts A et B. Il y a cependant une diminution de la surface spécifique, du diamètre moyen de pores, du volume poreux. Les pores les plus petits étant les plus fragiles.

Il est dommage que la durée choisie de mûrissement (1 mois) ait été si courte (car il est probable qu'une durée plus longue se traduise par des modifications plus profonde de la microstructure) et que le type de compost fourni ne soit pas assez chargé en matière organique. Ces 2 hypothèses sont en cours de vérification. Une nouvelle série de sols dont la période de mûrissement est de 3 mois et en présence d'un autre type de compost est actuellement à l'étude.

Le point positif de cette étude est qu'elle a montré que les techniques physiques de caractérisation des structures poreuses sont adaptées à l'étude des sols dans des domaines d'échelles (< 100nm) où ils sont rarement caractérisés. Les techniques d'adsorption- désorption d'azote (BET et BJH) sont sensibles et capables de « voir » des différences de volume microporeux, de tailles de pores, de surface poreuse, qui pourraient s'avérer utiles pour une compréhension plus globale des mécanismes de fixation et relargage de la Chlordécone. La perte d'une partie de la microporosité (si elle se vérifie) pourrait en partie expliquer pourquoi l'ajout de matière organique a pour effet généralement de bloquer le relargage des pesticides. En effet la structure à l'échelle microscopique étant moins accessible (perte de volume poreux, diminution de la taille des pores et diminution de la surface poreuse), les échanges entre l'eau et les pesticides présents dans la structure poreuse seront plus difficiles.



Stockage dans les sols et dissipation dans les eaux de la chlordécone, insecticide organochloré autrefois appliqué dans les bananeraies des Antilles Françaises

Cabidoche
Yves-Marie (1),
Clermont-Dauphin
Claridge (1),
Achard Raphaël (2),
Caron Audrey (3),
Cattan Philippe (2),
Chabrier Christian (2),
Lafont Antoine (1),
Lesueur-Jannoyer
Magalie (2),
Sansoulet Julie (1)

(1) INRA
Antilles-Guyane,
UR 135
Agropédologie
de la Zone Caraïbe,
Domaine Duclos,
97170 Petit-Bourg
cabidoch@antilles.inra.fr

(2) PRAM/CIRAD,
Petit Morne,
97285 Lamentin

(3) CIRAD UPR 26
banane, plantain,
ananas, Station
de Neufchâteau,
97130 Capesterre
Belle-Eau

Résumé :

L'INRA a mis en œuvre avec le CIRAD en 2003 des recherches sur la contamination des sols, des eaux et des légumes racines par la chlordécone aux Antilles. Cette recherche a montré que la capacité des sols de stocker cette molécule est élevée, et variable selon leur type. La bonne validité d'un modèle de lessivage par les eaux de percolation de la chlordécone polluant les sols laisse à penser qu'aucune dégradation, ni chimique ni biologique, n'a affecté la molécule depuis son apport, entre 1972 et 1993. Ainsi, selon les types de sols, la pollution persistera entre plusieurs décennies et plusieurs siècles. Elle ne sera que très lentement éliminée par le lessivage des sols, contaminant pour longtemps en aval les nappes d'eau et les rivières.

Introduction :

La molécule de chlordécone ($C_{10}Cl_{10}O$) a été appliquée en Guadeloupe et Martinique entre 1972 et 1993 pour lutter contre le charançon *Cosmopolites sordidus*, dont la larve attaque les bulbes des bananiers. Interdite aux USA dès 1976, son devenir n'a pas fait l'objet de recherches dans ce pays depuis les années 80. Malgré des alertes précoces sur son accumulation dans les sols et sa capacité à contaminer les eaux (Snegaroff, 1977) et les animaux (Kermarrec *et al.*, 1980), l'application de cette molécule a été autorisée entre 1982 et 1990 en France, uniquement dans les bananeraies (dérogation prolongée jusqu'en 1993). Aucun approfondissement des recherches en écotoxicologie n'a accompagné cette décision. Les données scientifiques concernant cette molécule sont donc rares et anciennes. Sa composition chimique laissait présumer :

- une stabilité thermodynamique élevée, et une résistance à la dégradation chimique ou biologique : photodégradation aux UV seulement après mobilisation par l'éthylènediamine, biodégradation minime par des *Pseudomonas* sp conduisant à une hydrogénation de 2 sur 10 des atomes de chlore, en milieu de culture (George et Claxton, 1988).
- une hydrophobie particulièrement élevée, entraînant une faible solubilité et une forte sorption sur la matière organique des sols : le coefficient de partage (*K_{oc}*) entre la fraction sorbée sur le carbone du sol et la

fraction en solution dans l'eau serait de 17 500 L kg⁻¹ (Kenaga, 1980).

La détection de multiples pollutions par la chlordécone des eaux captées aux Antilles (1998, DSDS) a été le point de départ de ce que l'on peut appeler la « crise chlordécone » aux Antilles. Des solutions efficaces de traitements des eaux par charbon actif ont immédiatement été mises en œuvre. Cependant, à Dunkerque en 2002, les douanes ont détecté un lot de patates douces importé de Martinique qui était contaminé par la chlordécone. Les plans de contrôle et de surveillance mis en place aux Antilles tant par les Services de Protection des Végétaux que par ceux de la Répression des Fraudes (Bertrand *et al.*, 2004), ont alors débouché sur deux amers constats : des surfaces importantes de terres, cultivées notamment en dachine en Martinique, en igname en Guadeloupe, étaient polluées par la chlordécone et contaminaient ces derniers. La crise chlordécone prenait alors un jour nouveau, avec une suspicion de contamination de l'ensemble des légumes-racines.

L'INRA et le CIRAD ont mis en œuvre en 2003 un projet de recherche sur les deux îles, co-financé par le programme « pesticides » du Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, destiné à fournir des éléments de diagnostic scientifique pour la gestion de cette crise de pollution des sols, des eaux et des végétaux aux Antilles françaises par ce pesticide organochloré persistant, la chlordécone. Il s'agissait en particulier d'apporter rapidement des réponses à des questions clés :

- La chlordécone se dégrade-t-elle dans les sols tropicaux volcaniques ?
- La chlordécone s'est-elle fortement stockée dans les sols en fonction des systèmes de culture, passés et actuels ?
- Quelles sont les zones polluées ?
- Quelle est l'incidence de la pollution des sols sur la contamination des racines ?
- Quelles sont les voies de décontamination des sols, et combien de temps cela prendra-t-il ?

Une méthode rapide : remplacer le suivi expérimental dans le temps par l'analyse de situations diverses, aux calendriers d'apports de chlordécone reconstitués («space for time»)

Dans une première phase, les sols ont été analy-

sés sur une sélection d'un réseau de parcelles de cultures bananières en andosols, dont le choix avait été antérieurement commandé par la diversité des systèmes de culture bananiers (Clermont-Dauphin *et al.*, 2004) : depuis les bananeraies renouvelées tous les trois ans après de profonds travaux du sol, recevant des quantités massives d'engrais et de pesticides, jusqu'à des bananeraies dites pérennes, dont on laisse les rejetons se relayer depuis plusieurs décennies, et parfois sans intrant. Sur les couches 0-30 cm, 30-50 cm, et parfois 50-80 cm ont été déterminés les densités apparentes, le pH, les teneurs en carbone (SOC) et en chlordécone. Des prélèvements de 6 échantillons par couche ont été réalisés sur deux positions topographiques de chaque parcelle : haut (plan ou convexe) et bas (plan ou concave), respectivement zone de départ et d'accumulation de terre en situation éventuelle d'érosion hydrique ou mécanique superficielles.

Dans un deuxième temps, des parcelles supplémentaires, déjà analysées par les Services de la Protection des Végétaux de Guadeloupe et Martinique, sur des sols différents, ont fait l'objet des mêmes analyses et enquêtes complémentaires.

La sélection a été orientée par la fiabilité et la diversité des chroniques rétrospectives d'apport de chlordécone et plus généralement d'itinéraires techniques pratiqués pendant et après la période d'apport. Finalement, 50 parcelles ont été retenues, pour lesquelles ont été reconstitués :

- les calendriers d'occupation des sols par la végétation naturelle ou spontanée et les cultures,
- pour ces dernières, les rythmes et profondeurs de travail du sol,
- les dates et doses d'apport de la chlordécone dans les périodes en bananeraies, de densité de plantation connue.

Un modèle simple de simulation du lessivage de la chlordécone dans les sols (WISORCH) a été développé (voir encadré). Cette régression multiple explique plus de 90% de la variabilité des teneurs résiduelles et intègre trois facteurs : teneur en carbone des sols, profondeur des labours, et quantités de chlordécone cumulées épandues (sans prendre en compte les dates d'épandage). Ce modèle rend compte de la stabilité de la molécule (pas de biodégradation), de sa très forte affinité pour la matière organique des sols, de la dilution mécanique plus ou moins forte du carbone et de la chlordécone par le travail du sol éventuel, et de son lent lessivage par les eaux de drainage, selon une cinétique de

premier ordre. Les eaux de drainage sont concentrées les 3 à 5 premières années sous les pieds de bananiers, près desquels la molécule avait été apportée.

Dans la collection de parcelles retenues, certaines étaient en culture de « racines », sur lesquelles un échantillonnage soigneux des plantes et du sol contaminé au contact a permis d'explorer la relation entre la contamination des « racines » et celle du sol. Sur deux de ces parcelles enfin, ont été menés des essais de culture de « racines » sur couches profondes peu contaminées, après excavation locale des couches contaminées (cultures en créneaux) (voir Achard *et al.*, dans ce numéro).

Les analyses de chlordécone ont toutes été effectuées au Laboratoire Départemental d'Analyses de la Drôme (LDA26).

Principaux résultats (Cabidoche *et al.*, 2006a) et conséquences

Il y a très peu de contamination entre parcelles, ou de transferts superficiels intra-parcellaires : la chlordécone est restée là où on l'avait épandue. Les parcelles n'ayant jamais reçu de chlordécone n'en contiennent pas, sauf quelques traces mesurables sur quelques dizaines de mètres dans les talwegs collecteurs des eaux de ruissellement contaminées en amont. Le ruissellement, rapide et fugace malgré une pluviométrie élevée, ne contient pas de quantité notable de chlordécone. Les transferts ne sont significatifs que si le ruissellement concentré transporte des agrégats. Les seuls transferts intra-parcellaires notés sont liés à l'érosion mécanique sèche, terme désignant la descente progressive de terre sous l'effet des travaux du sol, qu'il soit manuel ou mécanique. Les seules contaminations en solution depuis les sols de l'amont vers ceux de l'aval, faibles, sont associées à des zones d'émergence de nappes (arrière-mangroves, terrasses).

Le modèle de lessivage a été validé pour les andosols. La comparaison des teneurs en chlordécone calculées par le modèle et des teneurs mesurées dans les 30 premiers centimètres de sol (Figure 1) est remarquable pour les andosols des bananeraies pérennes, où l'essentiel de la chlordécone est contenu dans le premier décimètre, la couche 0-30 cm contenant la totalité détectable. Elle est encore très bonne, dans l'intervalle d'incertitude de profondeur de labour, pour des parcelles en bananeraie ou autres occupations, travaillées aux moins une fois. Les teneurs mesurées dans les eaux, sur

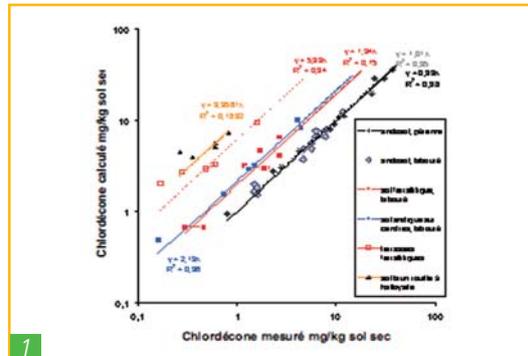


Figure 1 : Comparaison des teneurs en chlordécone calculées par le modèle «WISORCH» et des teneurs mesurées sur la couche 0-30 cm de sols contaminés de Guadeloupe et Martinique ($K_{oc} = 17500 \text{ L kg}^{-1}$).

Figure 2 : carte des sols du sud de la basse-Terre de Guadeloupe (d'après IRD) et valeurs des coefficients de partage de la chlordécone entre le carbone des sols et les eaux ($K_{oc}, \text{M}^3 \text{kg}^{-1}$).

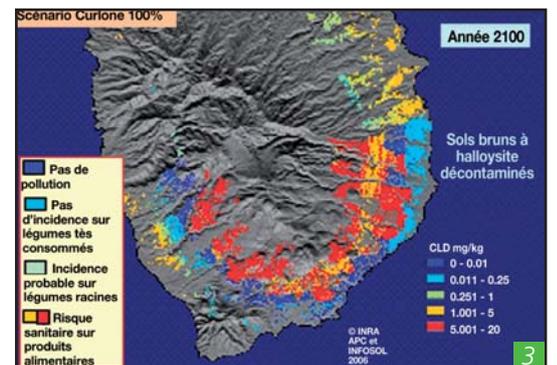
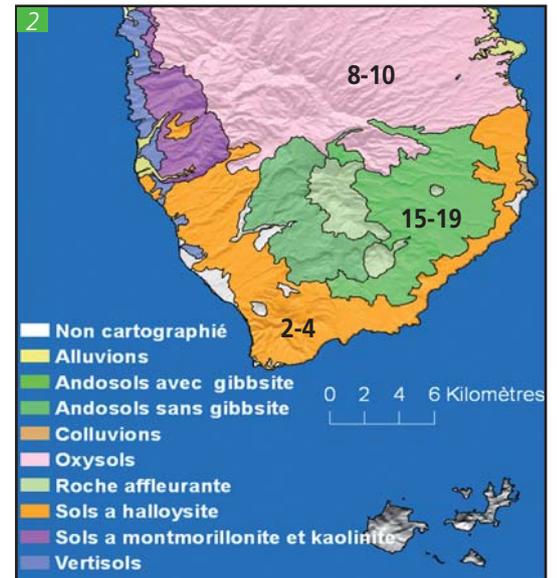
Figure 3 : simulation spatiale des niveaux de contamination, à la fin du siècle, des sols du sud de la Guadeloupe, en bananeraies durant la période «Curlone» .

lysimètres, sont conformes aux teneurs calculées. Le modèle reste valide pour les sols contenant des argiles vraies (phyllosilicates) à condition de leur attribuer des coefficients de



partage sol/solution plus faibles : l'inversion du modèle donne des K_{oc} de 15 à 19 $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ pour les andosols, 8 à 10 pour les sols ferrallitiques, 2 à 4 pour les sols argileux comme les sols brun-rouille à halloysite (Figure 2). Ces valeurs sont confirmées par des concentrations plus élevées dans les eaux de drainage, à mêmes concentrations dans les sols. Si les différences de coefficients de partage sols/solutions selon les matrices restent à expliquer, la validité de ce modèle de lessivage tend indirectement à montrer que nul phénomène de dégradation, en particulier biodégradation, n'a eu lieu depuis les épandages de la chlordécone, après 10 à 30 ans.

La validité du modèle a permis son extrapolation temporelle, qui montre que la contamination des sols est très durable. Même si les intervalles d'incertitude sont larges, il faudra entre 1 et 7 siècles, selon les types de sols ayant subi des apports pendant la période de commercialisation du «Curlone» (1982-93), pour descendre à une contamination négligeable, au seuil de quantification de $10 \mu\text{g} / \text{kg}$ de sol sec. Le croisement de la carte des risques de contamination et de la carte des sols, enrichi d'une simulation dynamique du lessivage de la chlordécone permet d'obtenir une carte des niveaux de contamination dans le temps. La figure 3 illustre à titre d'exemple l'évolution de la décontamination des sols du sud de la Basse-Terre de Guadeloupe à la fin du siècle (Cabidoche et al., 2006c). Les sols brun rouille seront décontaminés dans les parties hautes, et deviendront non ou peu contaminants des cultures dans les parties basses. A l'opposé, les andosols seront encore fortement contaminants pour les légumes-racines. Les sols ferrallitiques (ou oxysols), seront moyennement dépollués. Les affinités différentes des types de sols pour la



chlordécone impliquent que la nature du sol influence le risque de contamination des denrées et des milieux. S'il est vrai que les stocks sont différents à l'issue des apports, 4 à 5 fois plus faibles pour les sols brun-rouille à halloysite que pour les andosols, et s'il est aussi vrai, qu'à teneur de résidu égale aujourd'hui, un sol brun-rouille sera 5 fois plus vite décontaminé qu'un andosol, les sols à halloysite seront, à teneur initiale égale, beaucoup plus contaminants pour les eaux et les cultures. Autrement dit, ce n'est pas parce que les sols bruns-rouille sont moins pollués par les mêmes apports de chlordécone, que leur pouvoir contaminant est plus faible. Il en ressort que le diagnostic de la gravité de la pollution, notamment dans ses conséquences sur la contamination des nappes et des cultures, ne peut se faire sur le seul critère des teneurs résiduelles des sols ; il doit être affiné par le comportement de chaque type de sol. **Les décapages de couches de sols contaminées sont irréalistes** : à titre d'exemple, les labours ont incorporé en général la chlordécone à une profondeur telle (50 cm et plus) qu'il faudrait

décaper puis stocker (où ?) 25 millions de mètres de cube de terre à la Martinique, sans évoquer les risques d'infertilité et d'érodibilité des sols ainsi tronqués. Les cultures en créneaux sont techniquement possibles, mais les surfaces candidates combinant des possibilités de mécanisation et des contaminations superficielles sont très rares (voir Achard *et al.*, dans ce numéro).

Conclusion

La pollution des sols par la chlordécone aux Antilles est une contrainte supplémentaire très durable. Bien que la molécule ait été épandue depuis une vingtaine d'années, lors d'un passé déjà lointain, l'exceptionnelle stabilité de la molécule, sa forte affinité pour la matière organique des sols et l'incapacité de la flore microbienne à s'adapter pour la dégrader dans les sols bien aérés font qu'elle persistera pendant des décennies, voire des siècles pour les sols ayant reçu des traitements réguliers. Seul le lessivage de la molécule par les eaux de percolation des sols va faire lentement baisser les stocks, au prix d'une contamination inévitable des nappes, des rivières et des milieux côtiers.

Aucune solution de décontamination accélérée des sols n'est réaliste à ce jour car les épaisseurs à décaper sont trop importantes à la suite des

labours profonds du passé, la chlordécone n'est pas dégradable par la microflore aérobie, et pour l'instant aucune plante capable de l'absorber activement et de la bioconcentrer n'a été identifiée.

Pour mieux gérer cette pollution dans le long terme, un effort important de recherches est engagé par le CIRAD, l'INRA, l'IRD et l'UAG, selon les conclusions du Groupe d'Etude et de Prospective (Cabidoche *et al.*, 2006b), pour soutenir le Plan National d'Action «chlordécone». Elles s'attacheront à comprendre les affinités différentes des sols pour la molécule et leurs capacités et voies de contamination des eaux, des milieux d'eau douce et des cultures.

Enfin, la chlordécone n'a en général pas diffusé autour des zones où on l'a autrefois apportée. Les sols indemnes le resteront donc. Il convient, surtout sur ces sols indemnes qui constituent 2/3 des terres agricoles en Martinique, et 4/5^e en Guadeloupe, de ne pas répéter les erreurs du passé, et de mettre en œuvre des systèmes de culture dans lesquels des régulations biologiques permettent de diminuer drastiquement le recours aux intrants chimiques, tant en ce qui concerne la protection phytosanitaire des cultures (pesticides) que leur fertilisation (engrais).



Modèle de simulation du lessivage de la chlordécone dans les sols

**West-Indies Soils & ORgano-CHlorids*

On suppose que l'éluion d'un apport S_i (en kg ha^{-1}) effectué en année i suit une cinétique de premier ordre en fonction de la lame drainante annuelle D cumulée entre l'année i et l'année j , $\sum_i^j D$ (en mm), selon l'équation :

$$S_{ij} = S_i \times \exp\left(\frac{-10}{K_{oc} \times S_{soc}} \left(\sum_{n=i}^{i+a} D_{red} + \sum_{n=i+a+1}^j D_{bil} \right)\right)$$

où S_{ij} désigne le stock restant en année j de l'apport de l'année S_{ij} .

Les deux seuls paramètres sont S_{soc} , désignant le stock de carbone organique sur les 30 premiers centimètres (Mg ha^{-1}), qui ont fait l'objet des mesures de teneur en chlordécone, et K_{oc} , le coefficient de partage entre la chlordécone adsorbée sur le carbone, et celui en solution (L kg^{-1}). Le K_{oc} a été pris égal à 17500 L kg^{-1} (source : <http://www.risk.lsd.ornl.gov/cgi-bin/tox>). Le choix des 30 premiers centimètres a été orienté par les prélèvements effectués ailleurs par les Chambres d'Agriculture, en application des arrêtés préfectoraux de 2003, et par les Services de la Protection des Végétaux dans leurs plans de surveillance et de contrôle.

Concrètement, ce modèle suppose un système ouvert, où la fraction en solution est déplacée par l'excédent de bilan hydrique, puis immédiatement renouvelée en fonction du stock restant, selon le K_{oc} .

Le système de culture est pris en compte à deux niveaux :

- Si est l'apport de chlordécone, redistribué sur la profondeur d'un éventuel travail du sol (ztil), donnant alors un stock égal à $S_i \cdot 0.3/ztil$ si $ztil > 0.3$, pour les 30 premiers centimètres.
- Les a premières années suivant l'apport (3 ans pour les bananeraies labourées, 5 ans pour les pérennes), D est égal au drainage forcé D_{red} imposé au pied du bananier par son effet concentrateur de la pluie, précisément là où était épandu la chlordécone. $D_{red} = 1.2 \times P$ où P est la pluviométrie annuelle (mm) pour les bananiers en simples rangs ou en quinconce (Sansoulet et al, 2007), et $D_{red} = 1.5 \times P$ pour les bananiers en doubles rangs (données acquises dans le cadre du projet). La lame drainante annuelle est estimée par bilan hydrique, selon l'équation :

$$D_{bil} = P - ETR - R$$

où ETR est l'évapotranspiration annuelle (mm) approchée par l'ETP, calculée selon l'altitude et la pluviométrie selon les travaux de Robin (1990) et R le ruissellement (mm) pris comme 5% de la pluviométrie (Cattan et al, 2006), cette dernière étant évaluée par interpolation des données des pluviomètres positionnés sur des gradients locaux par Météo-France.

Les stocks restants des différents apports sont élués en parallèle, ce qui suppose qu'il n'y avait pas d'interaction entre eux et que l'on n'a jamais atteint la saturation de la capacité de stockage de la chlordécone par le carbone du sol, même en 20 ans d'apports effectifs. Cette hypothèse apparaît légitime car le rapport entre la quantité cumulée de chlordécone apportée et le stock organique ne dépasse pas 2%.

Le stock S_j (kg ha^{-1}) de chlordécone restant en année j est finalement :

$$S_j = \sum_{i=1971}^j \left[S_i \times \exp\left(\frac{-10}{K_{oc} \times S_{soc}} \left(\sum_{n=i}^{i+a} D_{red} + \sum_{n=i+a+1}^j D_{bil} \right)\right) \right]$$

Ce modèle permet le calcul d'un majorant du stock restant (en supposant une absence de biodégradation), selon le K_{oc} de chaque pesticide organochloré : 17500 L kg^{-1} pour la chlordécone, 10600 L kg^{-1} pour le dieldrine, 3380 L kg^{-1} pour le beta-HCH.

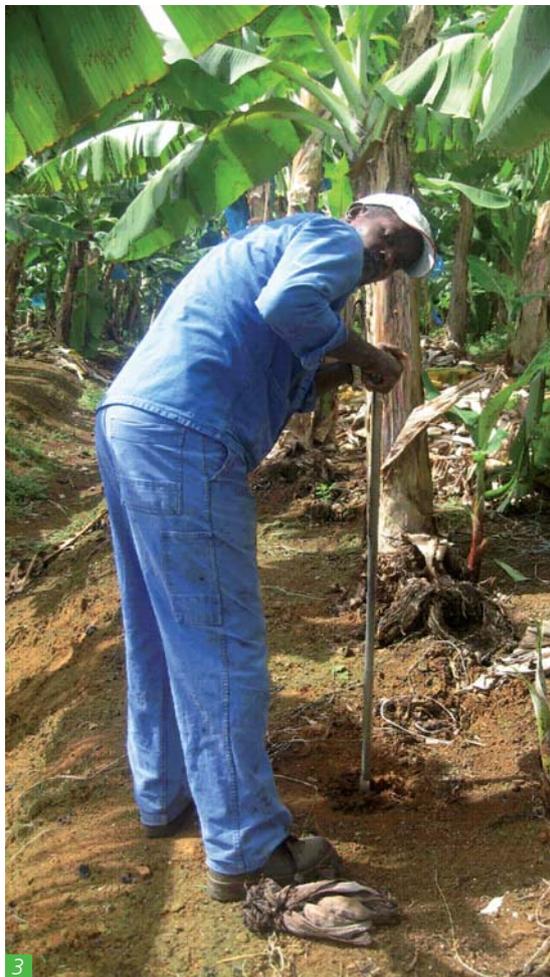


Figure 1 : contamination des racines et tubercules cultivés sur sol pollué par la chlordécone aux Antilles.

Figure 2 : équipe de prélèvement.

Figure 3 : prélèvement de sol à la carrière.



Achard Raphaël(1),
Cabidoche
Yves-Marie(2),
Caron Audrey (1),
Nelson Romuald(3),
Duféal Denise (3),
Lafont Antoine(2),
Lesueur-Jannoyer
Magalie(1)

(1)Cirad PRAM,
Petit Morne 97285
Le Lamenin,
achard@cirad.fr

(2)INRA, URAPC,
Domaine de Duclos,
97170 Petit Bourg,
cabidoch@antilles.inra.fr

(3)FREDON,
Pointe des Grives,
972 Fort-de-France

Contamination des racines et tubercules cultivés sur sol pollué par la chlordécone aux Antilles

Résumé :

Les racines et tubercules sont les productions les plus sensibles à la contamination par les organochlorés présents dans les sols des anciennes bananeraies aux Antilles. La contamination est principalement due à un contact direct entre la molécule de chlordécone et l'organe souterrain. La contamination dépend du type de sol, et de l'état hydrique de la parcelle. Elle est proportionnelle au niveau de contamination du sol. Les racines et tubercules analysés se comportent de manière comparable, leur sensibilité au transfert est équivalente. La contamination de la peau est très supérieure à celle de la pulpe. Des modèles simples indiquent que le niveau de contamination de la peau dépend de la surface de l'organe en contact avec le sol (forme de l'organe souterrain) et de la durée de la période de croissance dans le sol (temps de contact organe/sol). La diffusion au sein de la racine ou du tubercule est hétérogène.

La gestion de la pollution ne peut s'envisager, dans un premier temps et à court terme, qu'en prenant en compte le réservoir principal de la pollution, c'est-à-dire le sol, et en utilisant l'analyse de sol comme indicateur de son niveau de pollution. La relation linéaire existant entre contamination des racines et tubercules et niveau de pollution du sol et la fixation des Limites Maximales de Résidus (LMR) autorisées pour les aliments nous permettent de construire un outil d'anticipation du risque pour ces productions végétales. Grâce à cet outil, le producteur pourra évaluer quelles productions sont autorisées sur sa parcelle et choisir celles qui sont les moins à risque pour son exploitation.

Introduction :

En 2002, un lot de patate douce en provenance de la Martinique est saisi lors d'un contrôle à son arrivée à Dunkerque car il présentait une contamination par la chlordécone. Depuis lors, en collaboration avec les producteurs de la filière igname en Guadeloupe et ceux des filières dachine et patate douce en Martinique avec l'appui du Conseil Régional, des études ont été conduites afin de mieux comprendre le mode de contamination des racines et tubercules par la chlordécone.

Ces cultures vivrières sont parfois installées sur d'anciennes bananeraies dont les sols sont pollués. Un arrêté préfectoral (2003) a réglementé

leur production et rendu obligatoire l'analyse de sol avant plantation [1]. Lorsque l'analyse est négative, la production est sans risque. Lorsque l'analyse est positive, le risque existe jusqu'à un certain seuil, les producteurs qui prennent ce risque se voient dans l'obligation de contrôler leur produit à la récolte et si l'analyse du produit dépasse la limite maximale de résidu (fixée à l'époque à 50µg/kg MF) le produit ne peut être commercialisé. Les producteurs vivriers ont fortement collaborés, ce qui a rendu cet arrêté efficace et a permis d'offrir des produits conformes sur les marchés. En effet en 2007 à la Martinique, aucun contrôle de la DRCCRF n'a relevé de non conformité.

MODE DE CONTAMINATION DES RACINES ET TUBERCULES : LE CONTACT DIRECT AVEC LE SOL EST LA PRINCIPALE VOIE

Les recherches ont été conduites sous différentes formes sur les deux îles :

- des essais en conditions contrôlées, sur sol présumé homogénéisé (mélangé et tamisé), permettant de préciser la validité de l'hypothèse de contamination des racines et tubercules par contact direct avec le sol
- des essais et suivis en parcelles agricoles, de type enquête agronomique, permettant de préciser, via des échantillonnages adaptés, l'existence de relations entre contamination des sols et contamination des organes souterrains en conditions réelles de culture.

Les cultures analysées sont complémentaires d'une île à l'autre selon les habitudes de consommation, les pratiques agronomiques et la demande des producteurs (données igname obtenues en Guadeloupe, données dachine-madère obtenues en Martinique).

L'ensemble des résultats sont présentés dans les rapports finaux d'exécution du projet «Stockage dans les sols à charges variables et dissipation dans les eaux de zoocides organochlorés autrefois appliqués en bananeraies aux Antilles» : relation avec les systèmes de culture» soutenu par le MEDD [2] et du projet «Contamination des tubercules cultivés sur sols pollués par les organochlorés à la Martinique» soutenu par le Conseil Régional [3].

La contamination des racines et tubercules par la chlordécone est proportionnelle à celle du sol
Le niveau de contamination observé pour les ra-

cines et tubercules dépend directement du niveau de chlordécone qui est mesuré dans le sol à proximité de l'organe souterrain. Globalement cette relation est vérifiée pour l'ensemble des racines et tubercules : igname, dachine, patate douce, radis, navet, lorsque l'on regroupe l'ensemble des données acquises pour les différents essais (figure 1, tableau 1). Une relation linéaire rend compte de cette proportionnalité. Le niveau de pollution du sol par la chlordécone explique près de 75% de la variance de la contamination des racines et tubercules. Cependant, les paramètres de cette relation peuvent être modifiés si on considère un type de sol particulier et son état hydrique. L'ensemble des données obtenues sur racines et tubercules ne dépasse cependant jamais un certain niveau de transfert, calculé à 1/5 de la teneur du sol.

des surfaces cultivées et contaminées à la Martinique. Une corrélation existe entre la teneur en chlordécone du sol et celle des bulbes récoltés, mais la variable 'teneur en chlordécone du sol' n'explique pas toute la variabilité de la contamination des dachines (figure 2). La relation est plus étroite lorsque l'on considère le type de sol, mais la forte dispersion des points indique que le transfert de la molécule de chlordécone vers les cultures bien que dépendant de la teneur du sol est soumis à d'autres facteurs (cultureaux, pédologiques, climatiques, ...). Sur nitisols (sols brun rouille à halloysite et ferrisols), le nombre de points est insuffisant pour mettre en évidence une relation linéaire, cependant pour une même teneur en chlordécone dans le sol, une plus forte contamination de la plante est observée sur nitisol que sur andosol (figure 2).

Tableau 1 : Proportionnalité entre la teneur en chlordécone du sol et la contamination des produits récoltés suivant les types de culture et les types de sol (cas de racines et tubercules).

Culture ensemble des données racines et tubercules	type de sol tous	relation plante(y)/sol(x) $y = 0,026x$	r ² 0.73	Données
Patate douce	Andosol	$y = 0.015x$	0.723	Achard
Patate douce	Nitisol	$y = 0.031x$	0.896	Achard
Patate douce	Ferrallitique	$y = 0.037x$		Cabidoche
Dachine	Andosol	$y = 0.017x$	0.42	Achard
Dachine	Nitisol	Trop peu de données		Achard
Radis	Ferrallitique	$y = 0.025x$	0.728	Cabidoche
Navet	Ferrallitique	$y = 0.02x$	0.761	Cabidoche
Igname	Ferrallitique	$y = 0.025x \cdot 0.703$	0.869	Cabidoche

Figure 1 : proportionnalité entre la contamination observée pour les racines et tubercules (mg/kg Matière Fraîche) et la teneur en chlordécone du sol (mg/kg Sol Sec).

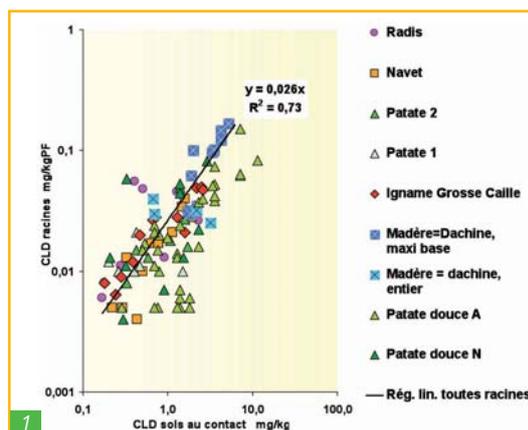
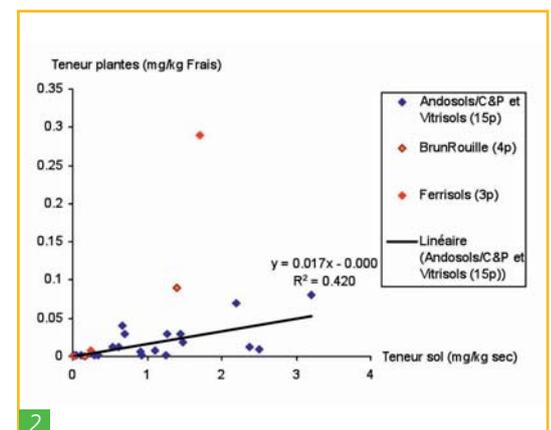


Figure 2 : relation entre le niveau de contamination du sol et celui des dachines selon le type de sol sur lequel les dachines sont cultivés (Enquête régionale, Martinique) (R Achard).

Effet du type de sol

Sensibilité des dachines (ou taro ou madères) (*Colocasia esculenta*) sur andosol et nitisol

Les résultats sont issus d'un dispositif d'enquête diagnostic effectué en collaboration avec les producteurs martiniquais (Cirad PRAM, UR26). 25 parcelles ont été analysées, la majorité (20 parcelles) sont situées sur des andosols, zone classique de culture du dachine, représentative



Sensibilité des patates douces (*Ipomea batatas*) sur nitisol et sur andosol

Cet essai a été couplé à une enquête régionale et conduit en conditions contrôlées (essai en pots sous serre) afin de réduire la variabilité spatiale de la teneur en chlordécone du sol et de tester l'effet du type de sol dans des conditions climatiques et agronomiques identiques (Cirad PRAM, UR26). Les patates douces ont été confron-



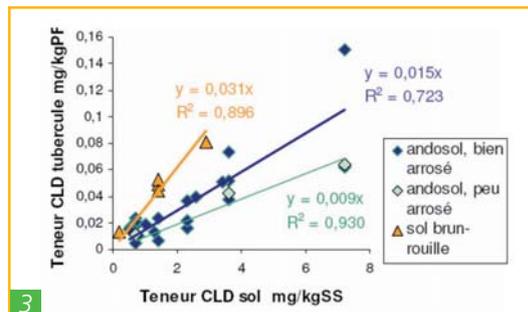
Figure 3 : Incidence de la teneur en chlordécone du sol, du type de sol et du régime hydrique sur la contamination de patates douces (R. Achard).

Figure 4 : Comparaison des contaminations des tubercules d'ignames "D cayenensis" développés dans un sol sain ou contaminé, avec un système racinaire initial développé en sol contaminé (dispositif split root) (YM Cabidoche).

Figure 5 : Comparaison des contaminations de patates douces en pot et en champ (enquête régionale) pour des sols brun rouille (nitisol) (R. Achard).

tées à des teneurs variables en chlordécone selon le type de sol. Pour les andosols sur cendres et ponces les teneurs variaient de 0.5 à 11.5 mg/kg sol sec ; pour les sols brun rouille à halloysite (nitisol) elles variaient de 0.5 à 2.9 mg/kg sol sec. Les patates douces ont été récoltées trois mois et demi après plantation des lianes.

Le premier résultat est que la variabilité de la contamination des patates douces est très élevée : pour chaque traitement, on observe un coefficient de variation des teneurs en chlordécone des organes souterrains de 50 à 70%. Cependant, la contamination de la patate douce est très fortement corrélée à la teneur du sol sur lequel elle est cultivée. Quel que soit le type de sol, la contamination des organes souterrains est proportionnelle à la teneur en chlordécone du sol (figure 3). Sur sol brun rouille, le transfert est plus efficace que sur andosol (figure 3), mais le nombre de points reste trop faible pour conclure.



Sensibilité des ignames (*Dioscorea cayenensis* cv *Grosse Caille*) sur sol ferrallitique

Deux expérimentations ont été conduites en Guadeloupe (INRA, Unité APC).

La première a utilisé des semenceaux contaminés (0.065mg/kg MF en moyenne) cultivés ensuite en pot sur sol sain. Après huit mois de développement, les ignames récoltées ne sont que très faiblement contaminées : les valeurs relevées sont très proches du seuil de détection (0.001 mg/kg MF soit 1µg/kg MF). Le sol en contact avec les tubercules montre également une contamination en fin d'expérience variable mais proche du seuil de détection (10 à 20µg/kg sol sec).

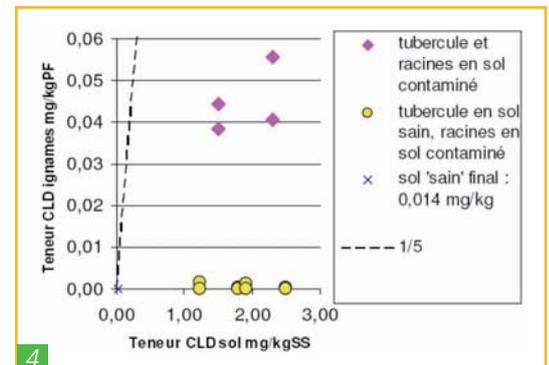
Le deuxième dispositif a utilisé des semenceaux sains cultivés ensuite en pot sur sol contaminé. La teneur moyenne du sol contaminé est de 1.68 mg/kg sol sec. Un premier lot d'ignames s'est développé entièrement au contact du sol contaminé, un deuxième lot n'a permis que le développement des racines en sol contaminé (dispositif split root, le tubercule lui-même s'est

développé dans du sol sain). Seuls les tubercules cultivés en sol contaminé montrent une contamination élevée (figure 4). L'hypothèse d'une contamination des tubercules par contact direct est ainsi confortée, car le transfert et l'accumulation au sein du tubercule via les racines sont trop faibles pour être mesurés.

Effet de l'irrigation

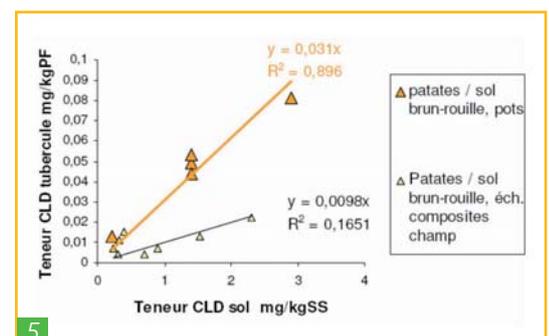
Quelques pots de l'expérimentation sur patate douce ont été conduits en conditions hydriques limitantes. Le déficit hydrique a été appliqué à partir du deuxième mois de culture et est resté modéré.

Sans que la démonstration soit formelle car le nombre de parcelles prélevées est très insuffisant, la tendance générale est que des conditions hydriques plus sèches limitent le transfert de la molécule entre le sol et la plante (figure 3). Des conditions humides semblent plus favorables au transfert de la molécule. Cette hypothèse devra être confortée par un essai spécifique comportant un nombre suffisant de répétitions.



Effet expérimentation

Les résultats obtenus en milieu contrôlé ont été confrontés à ceux obtenus lors de l'enquête régionale (Martinique). Les résultats de contamination des patates douces sont équivalents pour des faibles teneurs du sol en chlordécone mais ils sont plus faibles pour les sols en place les plus contaminés (figure 5). Cette différence pourrait



s'expliquer par le fait que les patates douces ont été récoltées en période sèche lors de l'enquête agronomique.

HÉTÉROGÉNÉITÉ DE LA CONTAMINATION AU SEIN DE LA PLANTE

Répartition pulpe/peau :

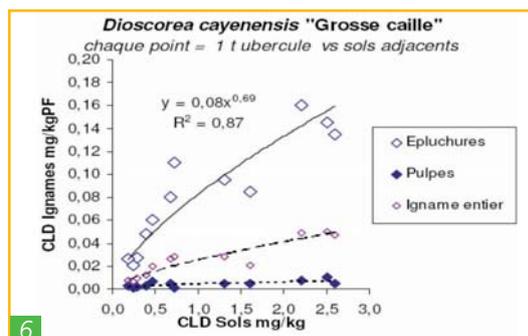
Deux expérimentations ont été conduites, sur igname en Guadeloupe (Inra, unité APC) et sur dachine à la Martinique (PRAM Cirad), afin d'explorer l'accumulation et la répartition de la molécule au sein du tubercule ou du bulbe. Pour ces deux expérimentations, les sols directement en contact avec les tubercules ou bulbes ont été analysés.

Dans le cas de l'igname cultivé sur un sol ferrallitique pollué (2,4 mg/kg sol sec), la contamination de la peau (2 mm d'épaisseur) est beaucoup plus élevée que celle de l'igname analysé entier et encore plus que celle de la pulpe du tubercule (figure 6). La contamination s'opère donc essentiellement par diffusion de la molécule du sol au contact direct vers le tubercule lors de sa formation. La diffusion radiale de la molécule reste très faible, seule la surface de contact est fortement contaminée. Ces résultats sont confirmés pour d'autres racines (navet, patate douce).

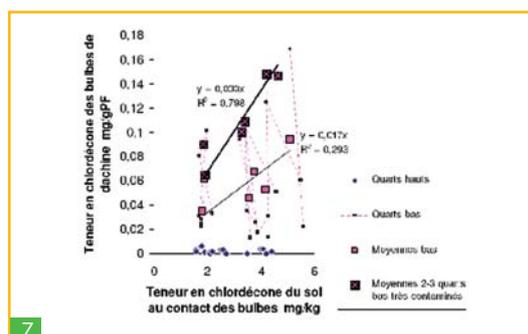
Figure 6 : Différence de la contamination des ignames cultivés sur sol contaminé entre la zone corticale (épluchure), la pulpe et l'igname entier (Y.M. Cabidoche).

Figure 7 : Contamination des différentes zones du bulbe de dachine en fonction de la teneur en chlrodécone du sol prélevé au contact sur 5 cm d'épaisseur (R. Achard).

Figure 8 : Efficacité de la contamination des racines et tubercules sur sol ferrallitique en fonction de la surface et du temps de contact de l'organe souterrain (Y.M. Cabidoche).



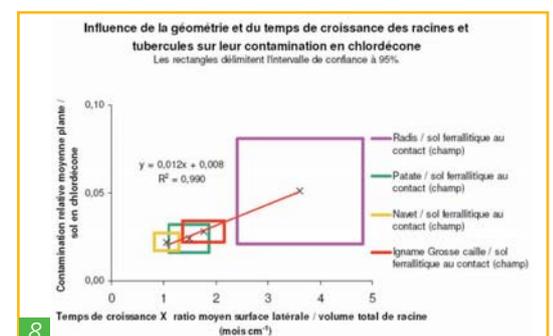
Dans le cas des dachines, mis en culture sur une parcelle d'andosol sur cendres et ponces, conta-



minée à 3.6 mg/kg sol sec, un gradient de la contamination est observé du bas vers le haut du bulbe, sans qu'un lien réel existe entre deux parties adjacentes (figure 7). La molécule diffuse peu au sein du bulbe mais la teneur du quartier considéré est proportionnelle à celle du sol en contact avec ce quartier de bulbe. Les parties les plus fortement contaminées sont les parties basses, les plus anciennes et en contact avec le sol sur une période plus longue.

Effet de la taille de l'organe d'accumulation et du temps de contact

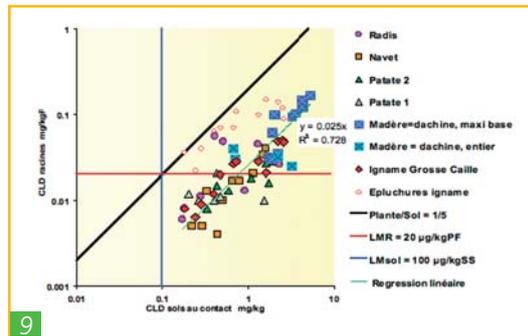
Deux variables élémentaires ont été retenues pour tester l'hypothèse d'une contamination plus intense pour une culture dont le temps et la surface relative de contact de l'organe souterrain avec le sol sont plus importants. Le rapport Surface du tubercule (S) / son Volume moyen au cours du remplissage ($V_{1/2}$), qui dépend de la forme et de la taille de la racine ou du tubercule et la durée (t) entre la formation et la récolte de cet organe. Leur produit $t \times S/V_{1/2}$ explique le niveau de contamination des différentes espèces (radis, navet, patate douce, igname) sur sol ferrallitique (figure 8). Les rectangles, représentant le degré d'incertitude sont d'autant plus grands que les formes et les volumes des organes sont hétérogènes et que l'épaisseur du sol prélevé est importante relativement à la taille de l'organe. Ce modèle est confirmé pour les dachines et les patates douces cultivées sur un andosol contaminé.



GESTION DES PARCELLES POLLUÉES ET ANTICIPATION DU RISQUE DE CONTAMINATION DES RACINES ET TUBERCULES

Intégration des données disponibles : une capacité de transfert maximale est observée

L'intégration de l'ensemble des données acquises dans le cadre d'expérimentations ou d'en-



quêtes agronomiques sur la contamination par la chlordécone des racines et tubercules montre un comportement et une sensibilité au transfert similaires (figure 8). Une courbe enveloppe du transfert maximal de la chlordécone vers les cultures est mise en évidence : aucune donnée ne montre une teneur en chlordécone des racines et tubercules au delà de 1/5 de celle du sol (figure 8). **Au-dessus de cette courbe, le risque de contamination est donc nul** (aucun point observé). Tous les points respectent l'inégalité :

$$y \leq 0.2 x \quad (1)$$

avec y : teneur en chlordécone de la plante (mg/kg MF) et x : teneur en chlordécone du sol (mg/kg sol sec)

Cette relation montre accessoirement qu'aucune des plantes testées ne peut être utilisée pour une dépollution par «phytoremédiation» (capture de la chlordécone par les plantes) : aucune n'a été capable d'extraire ne serait-ce que la chlordécone du volume de sol occupé par son organe souterrain récolté.

Mise au point d'un outil de gestion : traduction de la LMR denrée en LMR sol

Le sol est le réservoir principal de pollution, la gestion de la pollution passe par la prise en compte le plus en amont possible de cette variable. De plus, la teneur du sol en chlordécone explique la majorité de la contamination des racines et tubercules, cette variable est donc un indicateur de premier ordre du risque de contamination des cultures.

Un outil de gestion de la pollution des sols est proposé pour les producteurs, en utilisant, d'une part, la relation existant sur la capacité maximale de transfert entre la teneur du sol et celle des racines et tubercules et d'autre part la valeur de la LMR pour les denrées alimentaires. La relation du transfert sol/plante permet de traduire la LMR denrée en «LMR sol». D'après la relation (1), pour $y = 0.02$; $x \leq 0.1$. Ainsi, pour une

LMR fixée à 0.02 mg/kg MF (soit 20µg/kg MF), il n'y a pas de contamination des racines et tubercules pour des teneurs en chlordécone du sol en deçà de 0.1 mg/kg sol sec (figure 9).

Cet outil permet ainsi aux producteurs, à partir de l'analyse de sol sur leur parcelle, d'évaluer et d'anticiper le risque de contamination des productions telles que les racines et tubercules.

Recommandations aux producteurs et aux consommateurs

La confirmation d'une contamination majoritaire par contact direct entre le sol et le produit incite à une attention particulière lors de la récolte quels que soient les produits maraîchers et fruitiers. En effet, pour éviter toute contamination post récolte, il est recommandé de ne pas poser les fruits et légumes sur le sol et de les disposer dans des contenants propres, non souillés par des résidus de sol contaminé. L'utilisation de la «LMR sol» par les agriculteurs leur permet de se conformer à la réglementation en évitant une sanction à la récolte et donc limite la prise de risque à la plantation/mise en culture de la parcelle. A l'échelle de l'exploitation, la réorganisation des assolements est ainsi renseignée.

La chlordécone ne peut être nettoyée d'un légume-racine par un simple lavage, ou par la cuisson, même avec une longue ébullition. En revanche, la différence de teneur entre la pulpe et la peau des racines et tubercules contaminés milite pour la recommandation d'un **épluchage large et soigneux** des produits issus des jardins familiaux ou des circuits informels. Le simple fait de peler largement (épluchure d'au moins 2mm d'épaisseur) les racines et tubercules permet de réduire de manière très importante (10 à 100 fois selon les produits) l'exposition des consommateurs.

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

La contamination par **contact direct** entre le sol pollué et les organes souterrains est la voie de contamination privilégiée pour les racines et tubercules cultivés sur ce sol. La teneur en chlordécone du sol, la forme et la durée de contact des organes souterrains expliquent l'essentiel de la contamination des organes souterrains. Une efficacité maximale du transfert est observée pour les racines et tubercules, elle correspond au transfert de 1/5 de la teneur du sol. Cette relation indique qu'il **n'y a pas de phénomène de bioconcentration pour ces cultures**. Cette relation, en utilisant la valeur fixée pour la LMR, permet une anticipation du risque de contamination des cultures.

Figure 9 : Efficacité maximale du transfert de molécule entre le sol et les racines et tubercules. Au-dessus de la droite oblique noire, le risque de contamination est nul. Traduction de la LMR denrée (en rouge) en LMR sol (en bleu) (Y.M. Cabidoche).

Concernant les modalités de transfert et les facteurs qui l'influencent, des expérimentations complémentaires devront tester le rôle de l'état hydrique des sols. Un sol humide favoriserait plus le transfert qu'un sol sec.

L'outil de gestion devrait être élargi à l'ensemble des cultures. L'élaboration d'un tel outil nécessite plusieurs étapes : un grand nombre d'analyses pour vérifier l'existence d'une relation simple entre teneur en chlordécone du sol et teneur dans la plante (référentiels) selon le type de culture et le type de sol, la traduction de la LMR en limite de teneur du sol pour chaque culture et la formalisation de ces référentiels pour une utilisation simple par les acteurs agricoles.

REMERCIEMENTS :

Nous remercions particulièrement J. André, F. Burner, A. Mulciba, C. Palmier et F. Razan pour

leur précieuse contribution dans le suivi et les échantillonnages des essais conduits en Guadeloupe.

Ces résultats ont été obtenus grâce à la collaboration avec le Laboratoire Départemental de la Drôme (LDA26); grâce au partenariat avec les services de la Protection des Végétaux de la DAF Guadeloupe, et de la DAF Martinique, de l'Union des Producteurs de la Filière Igname de Guadeloupe (UPROFIG), des producteurs de racines et tubercules de la Martinique, de la Chambre d'Agriculture de la Martinique et grâce au soutien financier du Conseil Régional de la Martinique et du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (projet Banenvorch INRA-CIRAD dans le cadre du programme «réduction des pesticides» : «Stockage dans les sols à charges variables et dissipation dans les eaux de zoocides organochlorés autrefois appliqués en bananeraies aux Antilles : relation avec les systèmes de culture»).



Une manière d'amoindrir la contamination des légumes-racines par la chlordécone : la culture en créneaux

Prototypage : Y.-M. Cabidoche et A. Lafont

Principes :

- Ecarter latéralement la couche de surface la plus contaminée, pour que les tubercules ne soient pas en contact du sol le plus contaminé.
- Laisser le système racinaire aller chercher l'eau et les nutriments dans la couche fertile, repoussée sur les côtés.

Réalisation technique :

- Faire un sillonnage en accolant deux socs de versoirs opposés.
- Passer un outil à dent pour ameublir la couche profonde au centre du créneau et créer une saignée.
- Appliquer 4 à 5 kg de compost par mètre sur la saignée (+ chaulage sur sol trop acide).
- Isoler hydrauliquement la parcelle par un fossé de tête, pour éviter l'érosion.

Résultats pour l'igname :

- Rendement linéaire dans les créneaux et sur les billons voisins équivalents mais
- Plus d'attaques de vers blancs dans les créneaux.
- Rendement surfacique moindre, à cause d'une distance entre rangs d'au moins 2m (igname à associer avec une culture non contaminable, comme l'aubergine, menée sur les billons de déblais entre les créneaux).



Lesueur Jannoyer Magalie(1),
Ovide Claude(2),
Achard Raphaël(1),
Rizand Anne(3)

(1)Cirad PRAM,
Petit Morne, BP 214
97285 Le Lamentin,
jannoyer@cirad.fr

(2)Conseil Régional
de la Martinique,

(3)Cemagref PRAM,
Petit Morne, BP 214
97285 Le Lamentin

Diagnostic de pollution d'une exploitation : cas de l'habitation Balisier au Morne Rouge (Martinique)

Résumé :

L'exploitation agricole dénommée « Habitation Balisier », située sur le territoire du Morne Rouge, est une ancienne bananeraie sur laquelle la chlordécone a été appliquée pour lutter contre le charançon du bananier (*Cosmopolites sordidus*) pendant la période 1971 à 1993. Le Conseil Régional de la Martinique, ayant récemment acquis cette propriété, souhaite évaluer le niveau de pollution des parcelles, et ce, avant d'attribuer les terres aux agriculteurs. Une expertise a été conduite par le Pôle de Recherche Agro environnementale de la Martinique à la demande et en partenariat avec le Conseil Régional.

Après avoir réalisé une typologie des parcelles qui intègre leur historique retracé entre 1991 et 1993 ainsi que les itinéraires techniques appliqués sur cette période, et des mesures in situ selon la typologie, l'expertise aboutit à un diagnostic du niveau moyen de pollution des parcelles. Ce premier diagnostic permet également de prodiguer des recommandations en terme de valorisation agricole des parcelles et des cultures possibles ou à risques, compte tenu de la contamination potentielle des produits qui seront récoltés. Une évaluation de la contamination des productions complètera ce diagnostic et consolidera les connaissances sur les transferts sol/plante nécessaires à l'élaboration d'outils de gestion de la pollution par la chlordécone.

Introduction :

L'habitation Balisier est située sur la commune du Morne Rouge, dans une zone identifiée comme à fort risque de pollution par le BRGM [1]. Le Conseil Régional de la Martinique, qui a fait l'acquisition de cette propriété dans le cadre d'une « banque de terre » agricole destinée à préserver le foncier, souhaite évaluer le niveau de pollution du parcellaire, ce, avant d'attribuer les terres aux agriculteurs.

La superficie totale est de 90 Ha dont seulement 45 sont cultivables. Les sols sont de type andosol, c'est-à-dire des sols jeunes à allophanes [2]. Cette exploitation est représentative des anciennes exploitations bananières de la région. Par conséquent, les résultats obtenus à « Balisier » seront aisément transposables aux exploitations voisines ayant produit des bananes sur la période 1970-1993.

Le Morne Rouge, zone très humide, est propice

au développement du charançon. Les bananeraies ont été infestées, augmentant ainsi le nombre de traitements au Curlone®, nom commercial de l'insecticide à base de chlordécone. Par ailleurs et de plus, les andosols ont la propriété de fixer fortement la molécule de chlordécone [3], à la fois du fait de leur teneur en allophane mais aussi de leur teneur élevée en matières organiques, les niveaux de concentration dans les sols risquent donc d'être élevés.

DES HISTORIQUES CULTURAUX RETRACÉS PAR ENQUÊTE

Un parcellaire bien organisé

L'exploitation est découpée en 5 grands ensembles de parcelles (Houssette, Cacao, Jardin, Grand Fond et Pointe Fine), eux même subdivisés en unités de culture de 1 à 4 Ha. Chaque ensemble correspond à une zone géographique de l'exploitation (figure 1). La propriété est entourée de cours d'eau crevassés et délimitée par des costières constituées principalement de bambous.

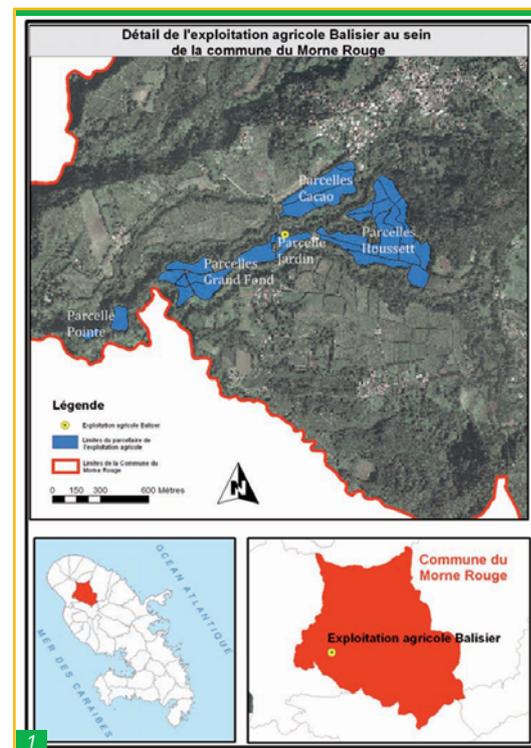


Figure 1 : descriptif
du parcellaire
de l'habitation Balisier,
Morne-Rouge,
Martinique.

Des pratiques culturelles classiques pour une exploitation bananière Type de productions

De 1967 à 1972, les parcelles « Houssette »

étaient cultivées en ananas pour l'exportation et la transformation. Puis un système de production intégrant la rotation canne / banane a été introduit lors de la crise de la filière ananas. A partir de 1974, la propriété a été cultivée essentiellement en bananiers, à l'exception de la parcelle Cacao 4, transformée en verger d'avocatiers.

A partir de la fin des années 1990 et du début des années 2000, la rotation avec la canne a été remplacée par une jachère d'un an, pour les parcelles dont le rendement chutait en dessous de 30 t/Ha/cycle, souvent après le 3^e cycle de production de la bananeraie (parcelles Cacao).

Les stratégies d'introduction de la jachère variaient cependant selon les parcelles en fonction du niveau de production : cas des parcelles Houssette ayant un rendement plus régulier et supérieur à 45 t/Ha/cycle pour lesquelles la jachère était pratiquée moins fréquemment. L'introduction de vitroplants de bananiers après jachère a été généralisée tardivement (2000), après plusieurs tentatives qui n'ont pas été très concluantes au départ. Occasionnellement, la jachère pouvait être constituée par une culture maraîchère telle la tomate (introduite en 1995 sur la parcelle Grand Fond). La culture de bananiers, pour de la production de bananes d'exportation, s'est poursuivie jusqu'en 2005 sur cette exploitation.

Travail du sol

Le sous-solage a été introduit à partir de 1990 afin d'aérer le sol et le sillonnage, parfois jusqu'à 60 cm, était également pratiqué avant la mise en culture d'une parcelle pour limiter l'asphyxie des racines de bananier en période d'hivernage. Certes, une amélioration des rendements a été observée mais en procédant ainsi, les horizons superficiels de sol ont été mélangés. D'après l'enquête, toutes les parcelles ont été labourées et sous-solées au moins une fois, entre 1991 et 1993. Ces pratiques ont contribué à l'homogénéisation de la teneur de chlordécone dans le profil cultural (de 0 à 60 cm de profondeur).

Pratiques phytosanitaires chlordécone

En matière de traitements phytosanitaires, les historiques de culture et de pratiques ont pu être évalués par groupe de parcelles sur la base d'entretiens et de documents (relevés des pratiques sur la période 1991-1993).

Un minimum d'un épandage annuel de Curlone®

à la dose recommandée (30g/pied de bananier soit 3 kg de matière active/Ha) a été effectué pour la période 1990-1993. Il n'a pas été possible de retrouver des données pour la période antérieure. Après analyse des relevés de parcelles et des enquêtes, la charge polluante totale en chlordécone (quantité totale de matière active appliquée), apportée sur la période 1991-1993, a été calculée. Cet indicateur intègre la fréquence d'apport et la dose, retraçant ainsi l'itinéraire technique « chlordécone » pour chaque parcelle. Si les pratiques semblent classiques et comparables d'une parcelle à l'autre, cet indicateur révèle une variabilité dans l'itinéraire technique des parcelles (tableau 1), probablement liée à la pression parasitaire.

Typologie des parcelles

La typologie des parcelles de l'exploitation a été réalisée selon l'itinéraire technique « chlordécone », le nombre de traitements réalisés et la charge polluante en chlordécone appliquée entre 1991 et 1993 étant les variables indicatrices (tableau 1). On distingue ainsi : type 0, parcelles sans charge polluante (1 parcelle) ; type 1, parcelles à charge très faible < 1 kg/Ha (1 parcelle) ; type 2, parcelles à charge moyenne de 1 à 6 kg/Ha (5 parcelles) ; type 3, parcelles à charge élevée de 6 à 10 kg/Ha (9 parcelles) ; type 4, parcelles à charge très élevée > 10 kg/Ha (5 parcelles). Les quantités totales de chlordécone épandues, et par conséquent la charge polluante calculée, renseignées à partir des relevés de parcelles, diffèrent de l'itinéraire technique déclaré lors de l'enquête. La charge polluante calculée semble plus fiable que celle du nombre de traitements.

UNE VALIDATION DES RÉSULTATS PAR DES MESURES

Prélèvements de sol réalisés en fonction de la typologie des parcelles

Afin de valider la typologie et les classes de risque de pollution des parcelles, des prélèvements ont été réalisés selon une méthodologie spécifique [4] tenant compte de la typologie des parcelles et de leur niveau de risque potentiel. Des niveaux moyens de pollution des parcelles ont été mesurés sur l'exploitation. Chaque type a été répété au moins deux fois lors de l'échantillonnage, lorsque le nombre de parcelles était suffisant.

Une grande hétérogénéité des résultats est observée par rapport aux classes de niveau de risque indiquées par la cartographie (tableau 1).



Tableau 1 : Typologie des parcelles en fonction de l'historique, de leur charge polluante appliquée (kg de Matière Active/Ha) et de la teneur en chlordécone mesurée (en mg/kg Sol Sec) pour les parcelles de l'exploitation agricole « Balisier ».

Type	Parcelles	Nombre de traitements (1991-1993) enquête	Charge polluante épanchée (kg de mat.active /Ha) calcul	Teneur en chlordécone (mg/kg SS) mesure
Type 0	1 parcelle	0	0	0
Type 1	1 parcelle	2	<1	-
Type 2	5 parcelles	2	1 à 6	6.2 à 13.6
Type 3	9 parcelles	2-3	6 à 10	3.1 à 8.5
Type 4	5 parcelles	3	>10	3.4 à 6.1

Les résultats de l'enquête ne sont pas cohérents avec les mesures effectuées : les parcelles de type 4 sont moins fortement polluées comparativement à celles du type 2 alors que leur charge polluante est beaucoup plus élevée ; à l'inverse celles du type 2 ont des niveaux de pollution des sols élevés tandis que leur charge polluante est «modérée».

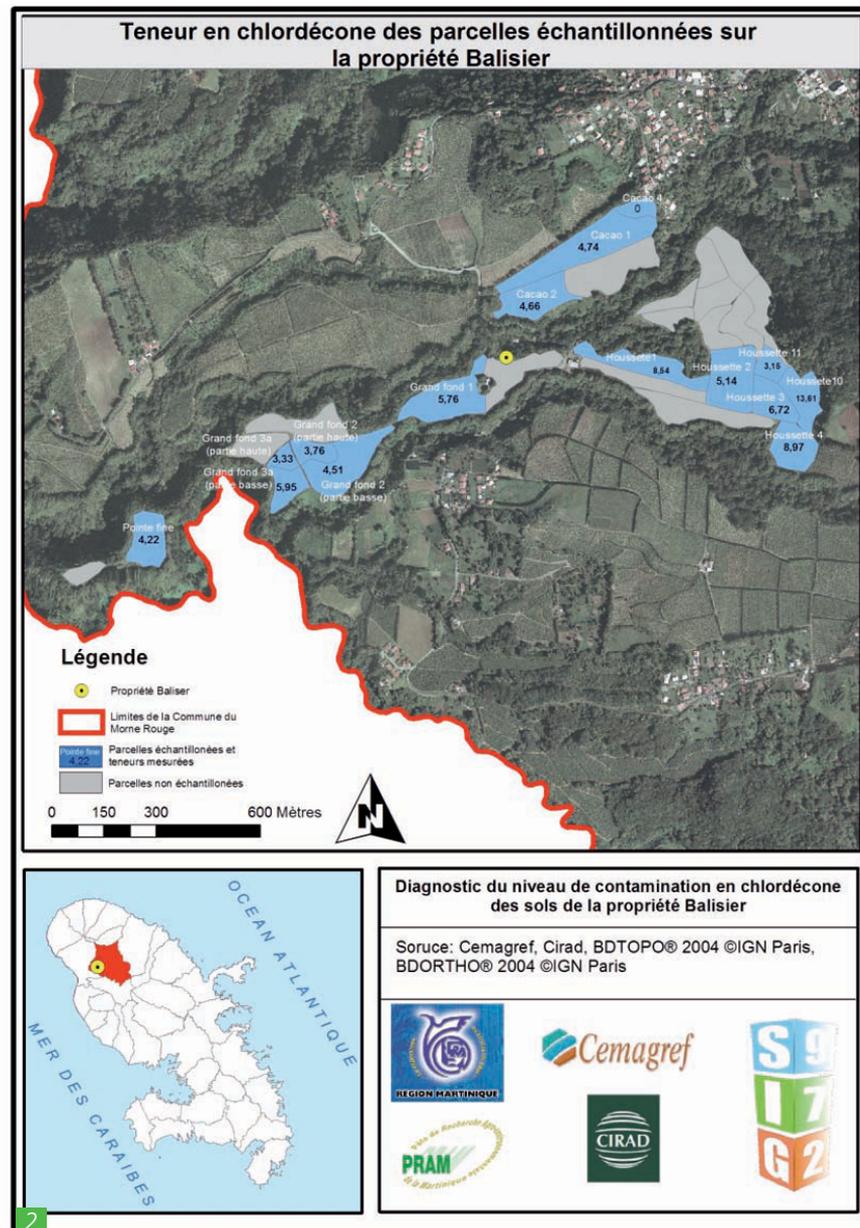


Figure 2 : Spatialisation des résultats des teneurs moyennes en chlordécone du sol sur l'exploitation Balisier au Gros Morne (K Pinte)

Il nous semble cependant que la typologie des parcelles peut être un outil pertinent si les déclarations et les données récoltées sont fiables. Elle ne dispense pas de l'analyse de sol mais pourrait en limiter le nombre, sur de grandes exploitations en particulier, en ciblant les parcelles par type.

Cartographie de la pollution sur l'exploitation

A l'échelle de l'exploitation, les résultats ont été spatialisés (figure 2), ce qui permet de mieux visualiser les résultats, mais ne permet en aucun cas de les généraliser par zone géographique.

Le niveau de risque de présence de chlordécone a été comparé à celui établi par la cartographie BRGM [1]. On remarque que si la cartographie du risque est valable à l'échelle globale du territoire, elle doit être nécessairement renseignée plus finement pour une utilisation à l'échelle de la parcelle.

CONCLUSIONS PERSPECTIVES

L'analyse de sol est actuellement le **seul indicateur fiable du niveau de pollution d'une parcelle** lorsque l'on souhaite procéder à un diagnostic parcellaire.

Pour une évaluation de la pollution à l'échelle de l'exploitation, la typologie des parcelles établie sur la base des historiques et les pratiques phytosanitaires (fréquence et dose de traitement à la chlordécone) doit découler de renseignements recueillis eux aussi fiables.

Cependant, cet indicateur (teneur en chlordécone du sol) ne rend pas compte de la disponibilité de la molécule et de son transfert potentiel vers les cultures ou le milieu : il est à

améliorer en intégrant le type de sol, la fraction organique du sol et sa teneur en eau. Le niveau de pollution observé est élevé, cependant ce type de sol (sol jeune à allophane) a une forte capacité de rétention et certaines cultures sont peu sensibles au transfert de chlordécone. Un travail complémentaire sur les transferts observés entre le sol et les plantes devra être réalisé par famille de culture afin de pouvoir conseiller, de manière pertinente et avec le moindre risque, les producteurs s'installant sur cette propriété.

REMERCIEMENTS :

Nous remercions tout d'abord les personnes enquêtées qui ont bien voulu participer à cet exercice difficile qui consistait à se replonger dans leur passé professionnel sur cette exploitation, permettant ainsi de mettre à jour des renseignements précieux pour cette étude.

Nous remercions également le Conseil Régional pour avoir pris la mesure de la problématique engendrée par la présence de chlordécone dans les sols martiniquais grâce à son soutien financier et technique.

Enfin, nous remercions toutes les personnes qui ont contribué aux prélèvements parfois très laborieux, sur les parcelles en friche dans des conditions difficiles, en particulier Marielle Sainte Rose (Cirad Martinique), Albert Arimone, Grégory Lucas et Anne Claire Nivet (Cemagref Martinique), sans oublier celles qui ont contribué de loin ou de près à cette étude-diagnostic de la propriété dénommée «Habitation Balisier».

Quelques faits marquants

VISITES OFFICIELLES

- 17 février 2006** Visite de M. Jean-Yves Perrot, PDG de l'IFREMER et président du B2C3I.
- 3 avril 2006** Visite d'une délégation du Conseil Général conduite par M. Christian de Verclos, Directeur général adjoint des services départementaux, chargé des Services techniques et économiques.
- 25 avril 2006** Visite de Mme Marie-France Pagnier, Ambassadeur de France à Cuba et Cécile Pozzo di Borgo, Ambassadeur de France en République Dominicaine.
- 22 juillet 2006** Visite de M. Dominique Bussereau, Ministre de l'Agriculture et de la Pêche.
- 23 nov. 2006** Visite de Mme Marie-Georges Buffet, Secrétaire nationale du PCF.
- 3 février 2007** Visite de M. Hervé Deperrois, Secrétaire général du Cirad.
- 15 février 2007** Visite d'une délégation du Conseil de la Culture de l'Education et de l'Environnement (CCEE) du Conseil Régional.
- 8 mars 2007** Visite de M. Roger Bambuck, Directeur de la Délégation à l'outre-Mer de l'IRD.
- 13 mars 2007** Visite de Mme Marie-France Pagnier, Ambassadeur de France à Cuba.
- 19 avril 2007** Visite d'une délégation de l'INRA Antilles Guyane conduite par sa présidente, Mme Danielle Célestine-Myrtil-Marlin.
- 2 mai 2007** Visite d'une délégation conduite par M. Michel Petit, ancien directeur du département Agriculture et Développement rural de la Banque mondiale.
- 15 mai 2007** Visite des Délégués Régionaux à la Recherche et à la Technologie (DRRT) : Mme Agnès Lézin (Martinique), Mme Lisiane Kéclard-Christophe (Guadeloupe), M. Paul Lecomte (Guyane).
- 12 juillet 2007** Visite des trois directeurs généraux des trois organismes constitutifs du PRAM : M. Viné (Cemagref), M. Matheron (Cirad), M. Laurent (IRD).
- 15 janvier 2008** Visite de M. Jacques Le Guen, député du Finistère et président du «Comité de suite» sur la chlordécone utilisée dans les bananeraies.
- 29 avril 2008** Visite de M. Ange Mancini, Préfet de région Martinique.
- 7 juin 2008** Visite de M. Jérôme Frouté, directeur de l'Agriculture et de la Forêt de Martinique.
- 29 oct. 2008** Visite des membres du Conseil scientifique «Chlordécone».

Quelques faits marquants

MANIFESTATIONS

- **26 avril 2006** Participation à la 7^e Journée technique de l'Association Martiniquaise pour le Développement des Productions Agricoles (AMADEPA).
- **26 avril 2006** Participation à la 7^e Journée technique de l'AMADEPA.
- **11 juillet 2006** Matinée technique sur la Pitaya organisée par le Cirad.
- **2-6 oct. 2006** Participation à l'Atelier régional sur la cercosporiose noire en Guadeloupe.
- **5 oct. 2006** Journée Portes ouvertes organisée entre le Pôle Agroalimentaire Régional de la Martinique (PARM), le Pôle de Recherche Agro-environnementale de la Martinique (PRAM) et le Centre Technique de la Canne et du Sucre (CTCS).
- **9-15 oct. 2006** Participation à la Fête de la science.
- **4-5 nov. 2006** Participation à la 3^e édition du Village de l'Ecologie et des alternatives à Sainte-Anne, Martinique.
- **7-8 nov. 2006** Participation aux ateliers de coopération régionale à Ste-Lucie, organisés par le Cirad, le Cardi, l'IICA, l'UNDP, l'OECS et le Ministère de l'agriculture de Sainte-Lucie.
- **12-16 nov. 2007** Organisation d'Ateliers de coopération régionale au PRAM.
- **15-17 nov. 2007** Participation à la Fête de la science.
- **3-5 avril 2007** Participation à la Semaine du développement durable.
- **20 mai 2007** Participation au Festival de l'ananas.
- **13 juin 2007** Participation à la 8^e Journée technique de l'AMADEPA.
- **23-27 juin 2008** Organisation au PRAM d'une formation intitulée «Impact agronomique et environnemental de la gestion des matières organiques en milieu tropical : formation des agents du développement agricole et information publique».

Quelques faits marquants

DIVERS

17 nov. 2006

Départ de M. Daniel Barreteau, directeur Centre IRD Martinique, chargé de mission auprès du PRAM.

12 juillet 2007

Signature d'un accord cadre de collaboration avec le Conseil général de Martinique par les Directeurs généraux du Cemagref, du Cirad et de l'IRD.

24 août 2007

Départ de M. Thierry Goguey, directeur régional du Cirad.

15 sept. 2007

Nomination de Mme Anne Rizand à la présidence du PRAM.

25 sept. 2007

Réception du bâtiment phytosanitaire du PRAM.

1^{er} janvier 2008

Nomination de M. Christian Chabrier à la direction régionale du Cirad Martinique.

24 avril 2008

Conseil d'orientation du PRAM .

1^{er} sept. 2008

Nomination de M. Patrick Quénéhervé à la présidence du PRAM.

1^{er} sept. 2008

Prise de fonction du Directeur du Cemagref Martinique, M. François-Xavier de la Foye.



Visite des trois directeurs généraux des organismes constitutifs du PRAM.



Visite du Préfet, A. Mancini



Missionnaires, atelier de coopération régionale.



Visite du DAF, J. Frouté.

Chapitre 1

•
Synthèse
des conclusions
du Groupe d'Etude
et de Prospective
Pollution
par les organochlorés
aux Antilles
Aspects agronomiques

[1] Cabidoche YM, Lesueur Jannoyer M. et Vannière H, (2006), Conclusions du Groupe d'Etude et de Prospective «Pollution par les organochlorés aux Antilles». Aspects agronomiques. Contributions CIRAD - INRA remises aux Ministères en charge de l'Agriculture, de l'Ecologie, de l'Economie, de la Santé, et de l'Outre-mer, 55p. + annexes. www.cirad.fr/fr/prest_produit/pdf/pollution_par_les_organochlores_aux_Antilles-juin2006.pdf"

[2] AFSSA, (2003), Avis du 10 décembre 2003, Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif à l'évaluation des risques liés à la consommation de denrées alimentaires contaminées par la chlordécone en Martinique et en Guadeloupe, Afssa – Saisines n° 2003-SA-0330, 2003-SA-0132 et 2003-SA-0091, Maison Alfort, 8p <http://www.afssa.fr/Documents/RCCP2003sa0330.pdf>

[3] Bonvalot N., Dor F., (2004). Insecticides organochlorés aux Antilles : identification des dangers et valeurs toxicologiques de référence (VTR). Etat des connaissances. Institut de Veille Sanitaire, Paris, 50p.

[4] Achard R et Chabrier C (2004), Cartographie du risque de pollution des sols par les organochlorés. Fiche technique de mode opératoire : prélèvement d'un échantillon de sol, CIRAD, 2p.

[5] BRGM / RP-53262-FR, • Achard R. Perrier X., Chabrier C. et Lassoudière A., (2003) Cartographie du risque de pollution des sols de Martinique par les organochlorés Rapport Phase1 Méthodologie d'échantillonnage à la parcelle, BRGM, 28p.

• Desprat JF., Comte JP., Perian G. (2003) Cartographie du risque de pollution des sols de Martinique par les organochlorés Rapport Phase2, BRGM, 26p.

• Desprat JF., Comte JP., Chabrier C. (2004) Cartographie du risque de pollution de ssols de Martinique par les organochlorés Rapport Phase3, BRGM, 25p.

[6] AFSSA, (2007), Actualisation de l'exposition alimentaire au chlordécone de la population antillaise, Evaluation de l'impact de maîtrise des risques, Document technique AQR/FH/2007-219, Maison Alfort, 79p <http://www.afssa.fr/Documents/RCCP-Ra-ChlAQR2007.pdf>.

[7] Arrêté du 30 juin 2008, (2008) relatif aux limites maximales applicables aux résidus de chlordécone que ne doivent pas dépasser certaines denrées alimentaires d'origine végétale et animale pour être reconnues propres à la consommation humaine, NOR : AGRG0816067A, JORF du 4 juillet 2008, texte 19/134, 2p + annexes (8p).

Chapitre 2

•
Quelques éléments clés
sur l'origine et le mode
de pollution des eaux
par les produits
phytosanitaires
utilisés en agriculture

[1] Charlier, J.B., (2007), Fonctionnement et modélisation d'un petit bassin versant cultivé en milieu tropical volcanique, Thèse de l'Université de Montpellier II, Ecole Doctoral SIBAGHE, 246p.

[2] Cabidoche YM, Achard R, Clermont Dauphin C, Caron A, Lafont A, Sansoulet J, P Cattan, C Chabrier, (2006). Stockage dans les sols à charges variables et dissipation dans les eaux de zoocides organochlorés autrefois appliqués en bananeraies aux Antilles : relation avec les systèmes de culture, Rapport final d'exécution, Programme «Evaluation et réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides» du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, (mai 2006), Inra Guadeloupe, 99p.

Chapitre 3

•
Mise en place
d'un dispositif
expérimental
pour comprendre
les modalités
du transport
de la chlordécone
dans les cours d'eau

[1] Achard R. et Chabrier C., (2004), Cartographie du risque de pollution des sols par les organochlorés. Fiche technique de mode opératoire : prélèvement d'un échantillon de sol, CIRAD, 2p.

[2] Bocquene G.; Franco A.; Akcha F.; Gros-Jean P.; Coat S.; Godard E., (2002), Bilan ponctuel de la présence et des effets des pesticides en milieu littoral martiniquais en (2002). Nantes : IFREMER - DIREN. 34 p.

Cabidoche Y.M.; Clermont-Dauphin C.; Cattan P.; Achard R.; Caron A.; Chabrier C., 2004, Stockage dans les sols à charges variables et dissipation dans les eaux de zoocides organochlorés autrefois appliqués en bananeraies aux Antilles : Relation avec les systèmes de culture. INRA - CIRAD-flhor. 52 p. Cabidoche Y.M.; Jannoyer M.; Vannière H., (2006), Conclusion du groupe d'étude et de prospective : Pollution par les organochlorés aux Antilles. INRA - CIRAD-flhor. 52 p.

[3] Huckins, J. N., Stalling, D. L., Petty, J. D., Buckler, D. R. & Johnson, B. T. (1982). Fate of Kepone and mirex in the aquatic environment. J. Agric. Food Chem., 30 (6), 1020 1027.

[4] Pinte K., (2006), Diagnostic de l'érosion sur le bassin versant de la baie du Robert en Martinique. Mémoire de Master « Agronomie-Environnement » : INA P-G. 52 p. + annexes.

[5] Snegaroff J., (1977), Les résidus d'insecticides organochlorés dans les sols et les rivières de la région bananière de Guadeloupe. [Phytatrie-Phytopharmacie]. N°26. p. 251-268.

[6] Vilardebo & al., (1974), Chlordecone et autres insecticides dans la lutte contre le charançon du bananier *Cosmopolites sordidus* GERM. Fruits, vol. 29, N° 4, 267-278.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Chapitre 4

La contamination des espèces d'eau douce

- [1] Gaumand C., de Verdolon X., Gravaud A., Vernerey M. (2005). Évaluation des actions menées en rapport avec la présence de chlordécone et autres pesticides organochlorés en Guadeloupe et en Martinique. Inspection ministérielle. La Documentation française, rapports publics, <http://www.ladocumentationfrancaise.fr/rapports-publics/054000630/index.shtml>
- [2] Coat S. (Doctorat en cours, soutenance prévue 2009). Contamination par les pesticides organochlorés du réseau trophique de rivière en milieu tropical. EA-926 DYNECAR, UAG.
- [3] Monti D. (2005). Etude du niveau de contamination des organismes aquatiques d'eau douce par les pesticides, en Guadeloupe. Convention Direction Régionale de l'Environnement Guadeloupe. 35 pages + annexes, juin 2005.
- [4] Monti D. (2006). Evaluation de la contamination de crustacés et de poissons dans 4 cours d'eau des communes de Petit-Bourg et Goyave (Guadeloupe). Convention Direction Régionale de l'Environnement Guadeloupe. 12 pages + annexes, novembre 2005.
- [5] Monti D. (2006). Compléments d'étude : Recherche multirésidus de pesticides dans les crustacés du système rivière Bras-David/Grande rivière à Goyaves. Convention BIOS/Parc National de la Guadeloupe, 13p + annexes.
- [6] Monti D. (2007). Evaluation de la biocontamination en Chlordécone, -Hexachlorocyclohexane et Cadusaphos de crustacés et poissons de 14 masses d'eau douce en Guadeloupe. Convention Direction Régionale de l'Environnement Guadeloupe, 58 pages, juillet 2007.
- [7] Coat S. (2002). Caractérisation de l'exposition de la population martiniquaise aux pesticides organochlorés par la consommation de ressources aquatiques. Mémoire de l'Ecole Nationale de Santé Publique, Formation des Ingénieurs du Génie Sanitaire, ENSP Rennes. 56 pages + annexes.
- [8] Coat S., Bocquené G., Godard E. (2006). Contamination of some aquatic species with the organochlorine pesticide chlordécone in Martinique Aquat. *Living Resour.* 19 (2) : 181-187.
- [9] Erdogrul O., Covaci A., Schepens P. (2005). Levels of organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls, and polybrominated diphenyl ethers in fish species from Kahramanmaraş, Turkey. *Environment International* 31 (2005) 703-711.
- [10] Bahner, L.H., Wilson, A.J., Jr, Sheppard, J.M., Patrick, J.M., Jr, Goodman, L.R., Walsh, G.E. (1977). Kepone bioconcentration, accumulation, loss, and transfer through estuarine food chains. *Chesapeake Sci.*, 18 : 299-308.
- [11] Walsh G.E., Ainsworth K., Wilson A.J. Jr. (1977). Toxicity and uptake of Kepone in marine unicellular algae. *Chesapeake Sci.*, 18 : 222-223.
- [12] Schimmel S.C., Wilson A.J. Jr. (1977). Acute toxicity of Kepone to four estuarine animals. *Chesapeake Sci.*, 18: 224-227.
- [13] Huckins J.N., Stalling D.L., Petty J.D., Buckler D.R., Johnson B.T. (1982). Fate of Kepone and mirex in the aquatic environment. *J. agric. food Chem.*, 30 : 1020-1027.
- [14] Goodman L.R., Hansen D.J., Manning C.S., Faas L.F. (1982). Effects of Kepone on the sheepshead minnow in an entire lifecycle toxicity test. *Arch. environ. Contam. Toxicol.*, 11: 335-342.
- [15] Carver R.A., Borsetti A.P., Kamps L.R. (1978). Gas-liquid chromatographic determination of Kepone residues in finfish, shellfish, and crustaceans. *J. Assoc. Off. Anal. Chem.*, 61 : 877-883.
- [16] Orndorff S.A., Colwell R.R. (1980). Microbial transformation of Kepone. *Appl. environ. Microbiol.*, 39 : 398-406.
- [17] George S. E., King L. C., Claxton L. D. (1986). High-performance liquid chromatography separation of chlordécone and its metabolites. *Chromatographia*, 22 (1-6) : 165-167.
- [18] George S. E., Claxton L.D. (1988). Biotransformation of chlordécone by *Pseudomonas* species. *Xenobiotica*, 18(4) : 407-416.
- [19] Coat S., Monti D., Lepoint G. (2007). Trophic transfer of organochlorine compounds: use of stable isotopes for evaluation of chlordécone and β -HCH biomagnification in a tropical river (Guadeloupe). Colloque international de la Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) Europe, 20-24 mai 2007, Porto (Portugal).
- [20] Perry H. M., Mc Ilwain T. D. (1986). Species Profiles: Life Histories and Environmental Requirements of Coastal Fishes and Invertebrates (Gulf of Mexico), the blue crab. Biological Report 82(1155), National Coastal Ecosystems Team, U.S. Fish and Wildlife Service, Gulf Coast Research Laboratory, Ocean Springs, MS 39564.
- [21] Schimmel S. C., Patrick Jr. J. M., Faas L. F., Oglesby J. L., Wilson Jr. A. J. (1979). Kepone®. Toxicity to and bioaccumulation by blue crabs. *Estuaries* 2 : 8-14.
- [22] Zou E., Bonvillain R. (2004). Chitinase activity in the epidermis of the fiddler crab, *Uca pugilator*, as an in vivo screen for molt-interfering xenobiotics. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C* 139 : 225-230.
- [23] Coat S., Monti D. (2006). Lack of significance of usual ecological indicators in predicting pesticides contamination : specificities of tropical island freshwaters. 15th meeting of the Caribbean Academy of Sciences, 21-23 mai 2006, Guadeloupe.
- [24] Coat S. (2005). Éléments sur la contamination par les pesticides de la faune aquatique des rivières de Guadeloupe. Recherche d'incidences sur l'écologie d'une espèce de Crustacé Palaemonidae : *Macrobrachium faustinum*. DEA Environnement tropical et valorisation de la biodiversité. Université des Antilles et de la Guyane. Juillet 2005. 42 pages + annexes.

Chapitre 5

•
L'influence de l'ajout
de matière organique
sur la structure poreuse
de sols à allophane :
étude préliminaire

- [1] Kanazawa J. *Environ* (1989), *Toxicol. Chem.*, 8, 477.
- [2] Feller C. Beare M.H. *Geoderma* (1997), 79, 49.
- [3] Wada K.J. (1985), (ed.) *The distinctive properties of Andosols*, Springer Verlag.
- [4] Boudot J.P.; Hadj B.A.B ; Chroné T., *Soil Biol. Biochem.* (1986), 8, 457
- [5] Basile-Doelsch, I. Amundson, R. Stone, W.E.E. Borschneck, D. Bottero, J.Y. Moustier, S. *Geoderma* (2007) 137, 47.
- [6] Woignier T., Braudeau E., Doumenc H., Rangon L.J. (2005), *Sol-Gel Sci. Techn*, 36, 61.
- [7] Woignier T., Duffours L., Dieudonné P.J. (2007), *Sol-Gel Sci. Techn*, 41, 25.
- [8] Brinker J.F., Scherer G.W. (1990), *Sol-Gel Science*, Acad. Press Inc, San Diego.
- [9] Kistler, S.S. J. (1932), *Phys. Chem*, 34, 52.
- [10] Phalippou J., Woignier T., Prassas M. J. (1990), *Mater. Sci.*, 25, 3111.
- [11] Poulencourt I, Bartolli F, Burti G., *Eur. J.*, (2002), *Soil Sci*, 53, 563.
- [12] Gray C. W., Allbrook R., *Geoderma*, (2002), 108, 287.
- [13] Dorel M., Roger-Estrade J., Manichon H., Delvaux B. (2000), *Soils use and Management*, 16, 133.
- [14] Woignier T., Primera J., Duffours L., Dieudonné P., Raada A., (2008), *Micropor. Mesopor. Mat.*, 109, 370.
- [15] Mizota C., Van Reewijk L.P. (1989), *Soil Monograph n°2*, International Soil Reference and Information Center, Wageningen., p185.
- [16] Brunauer S., Emmet P.H., Teller E., *J. Amer. Chem. Soc.*, 60, 309.
- [17] Barret E.P. Joyner L.G., Halenda P., *J. Amer. Chem. Soc.*, 73, 373.

Chapitre 6

•
Stockage dans les sols et
dissipation dans les
eaux de la chlordécone,
insecticide organochloré
autrefois appliqué
dans les bananeraies
des Antilles françaises

- [1] Bertrand P., Audinay A., Bourbon B., Quenel P., Camy D., Delaunay A., Avril E., Chabrier C., Nelson R., (2004). *Organochlorés en Martinique : état des lieux dans les denrées et milieux, mesures d'évaluation et gestion du risque. Phytoma, la défense des végétaux*, 573, 36-40.
- [2] Cabidoche Y-M, Achard R, Clermont Dauphin C, Caron A, Lafont A, Sansoulet J, Cattani P, Chabrier C, (2006 a). *Stockage dans les sols à charges variables et dissipation dans les eaux de zoocides organochlorés autrefois appliqués en bananeraies aux Antilles : relation avec les systèmes de culture. Rapport final d'exécution, Programme « Evaluation et réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides » du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, mai (2006), Inra URI35, Petit-Bourg, 99p. www.antilles.inra.fr/informer_et_former/dossiers_et_documents/un_point_sur_la_pollution_par_la_chlordecone_et_les_perspectives_des_recherches*
- [3] Cabidoche Y-M, Jannoyer M, Vannière H, (2006 b). *Conclusions du Groupe d'Etude et de Prospective « Pollution par les organochlorés aux Antilles ». Aspects agronomiques. Contributions CIRAD - INRA remises aux Ministère en charge de l'Agriculture, de l'Ecologie, de l'Economie, de la Santé, et de l'Outre-mer, 55p. + annexes. www.cirad.fr/fr/prest_produit/pdf/pollution_par_les_organochlores_aux_Antilles-juin2006.pdf*
- [4] Cabidoche Y-M, Lehmann S, Martin M, Tillieut O, (2006 c). *Spatialisation du risque de contamination des sols par un pesticide organochloré rémanent autrefois appliqué sur des sols tropicaux volcaniques : la chlordécone aux Antilles françaises. Journée GISsol, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Paris, 20 novembre (2006). (Conférence Invitée, Diaporama).*
- [5] Cattani P, Cabidoche Y-M, Lacas J-G, Voltz M, (2006). *Occurrence of runoff on high infiltrability andosol under two banana cropping systems. Soil Tillage Research*, 86 (1) : 38-51.
- [6] Clermont-Dauphin C, Cabidoche Y-M, Meynard J-M, (2004). *Effects of intensive mono-cropping of bananas on properties of volcanic soils in the uplands of the French West Indies. Soil Use and Management*, 20, 105-113.
- [7] George S E, Claxton L D, (1988). *Biotransformation of chlordécone by Pseudomonas species. Xenobiotica*, 18, 4, 407-416.
- [8] Kenaga E E, (1980). *Predicted Bioconcentration Factors and Soil Sorption Coefficients of Pesticides and Other Chemicals. Ecotoxicology and Environmental Safety*, 4: 26-38.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

[9] Kermarrec A et al, (1980). Niveau actuel de contamination des chaînes biologiques en Guadeloupe : pesticides et métaux lourds. INRA Antilles-Guyane, rapport de contrat avec le Ministère de l'Environnement, 155p.
www.antilles.inra.fr/informer_et_former/dossiers_et_documents/un_point_sur_la_pollution_par_la_chlordecone_et_les_perspectives_des_recherches

[10] Robin P, (1990). Bilan hydrique des sols : quantification de la variabilité spatiale et de l'incertitude. Thèse de Docteur de l'Institut National Agronomique Paris-Grignon et de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, 21 mai 1990, 141p.

[11] Sansoulet J, Cabidoche Y-M, Cattan P, (2007). Adsorption and transport of nitrate and potassium in an Andosol under banana (Guadeloupe, French West Indies). *European Journal of Soil Science*, 58: 478-489.

[12] 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.
www.antilles.inra.fr/informer_et_former/dossiers_et_documents/un_point_sur_la_pollution_par_la_chlordecone_et_les_perspectives_des_recherches

Chapitre 7

•
Contamination des racines et tubercules cultivés sur sol pollué par la chlordécone aux Antilles

[1] Arrêté préfectoral n°030725 du 20 mars 2003, Préfecture de la Martinique et Arrêté préfectoral n°1496-2003 du 20 novembre 2003, Préfecture de la Guadeloupe.

[2] Cabidoche YM, Achard R, Clermont Dauphin C, Caron A, Lafont A, Sansoulet J, P Cattan, C Chabrier, (2006). Stockage dans les sols à charges variables et dissipation dans les eaux de zoocides organochlorés autrefois appliqués en bananeraies aux Antilles : relation avec les systèmes de culture, Rapport final d'exécution, Programme «Evaluation et réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides» du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, mai 2006, Inra Guadeloupe, 99p.

[3] Achard R, Caron A, Nelson R, Perrier X, Dubois C, Duféal D, Chabrier C, (sous presse) Contamination des tubercules cultivés sur sols pollués par les organochlorés à la Martinique. Etude du transfert sol/plante en parcelles de production, Rapport final d'exécution, Projet du Conseil Régional de la Martinique, janvier 2007, Cirad Martinique, 47p.

Chapitre 8

•
Diagnostic de pollution d'une exploitation : cas de l'habitation Balisier au Morne-Rouge (Martinique)

[1] BRGM/RP-53262-FR,

- Achard R, Perrier X, Chabrier C. et Lassoudière A., (2003). Cartographie du risque de pollution des sols de Martinique par les organochlorés. Rapport Phase1 Méthodologie d'échantillonnage à la parcelle, BRGM, 28p.
- Desprat JF, Comte JP, Perian G. (2003). Cartographie du risque de pollution des sols de Martinique par les organochlorés. Rapport Phase2, BRGM, 26p.
- Desprat JF, Comte JP, Chabrier C. (2004). Cartographie du risque de pollution de ssols de Martinique par les organochlorés. Rapport Phase3, BRGM, 25p.

[2] Colmet Daage. (1969)., Carte des sols à 1/20 000 de la Martinique, Feuille n°4, Office de la recherche Scientifique et technique Outre Mer, 29p.

[3] Cabidoche, Y.-M., C. Clermont-Dauphin, P. Cattan, R. Achard, A. Caron et C. Chabrier (2004). Stockage dans les sols à charges variables et dissipation dans les eaux de zoocides organochlorés autrefois appliqués en bananeraies aux Antilles : Relation avec les systèmes de culture, Institut National de la Recherche Agronomique (INRA) - CIRAD, Département Flhor : 52 p.

[4] Achard R., Chabrier C. (2004). Cartographie du risque de pollution des sols par les organochlorés. Fiche technique de mode opératoire : prélèvement d'un échantillon de sol, CIRAD, 2p.



Culture de dachines.



Transport des matières en suspension.



Site Internet
www.pram-martinique.org

LES CAHIERS DU PRAM N°7

Edité par le Pôle de Recherche Agro-environnementale de la Martinique (PRAM)

Directeur de la publication : Patrick QUÉNERHERVÉ, Président du PRAM

Coordination : Magalie LESUEUR-JANNOYER (Cirad)

Comité de lecture : Christian CHABRIER (Cirad), François-Xavier DE LA FOYE (Cemagref), Magalie LESUEUR-JANNOYER (Cirad)
Justine LORDINOT (IRD), Marc MORELL (IRD)

Photographies : PRAM

Conception, photogravure, impression :  05 96 75 14 15

Tirage : 500 exemplaires - Décembre 2008

N° ISSN : 1638-3974



Institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement



Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement



Institut de recherche pour le développement



Pôle de Recherche Agro-environnementale de la Martinique

Quartier Petit-Morne - BP 214 - 97285 Le Lamentin Cedex 2 - Tél. 05 96 96 42 30 00 - Fax 05 96 42 31 00

Site Internet : pram-martinique.org

