



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'éthylène-diamine, 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

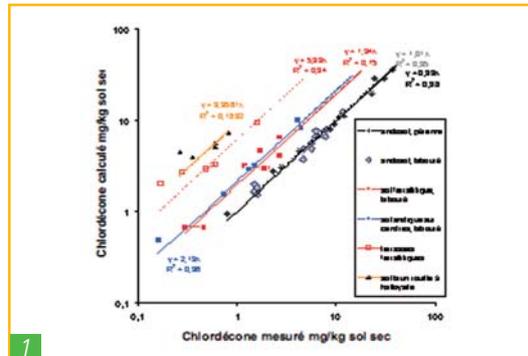


Figure 1 : Comparaison des teneurs en chlordécone calculées par le modèle «WISORCH» et des teneurs mesurées sur la couche 0-30 cm de sols contaminés de Guadeloupe et Martinique ($Koc = 17500 \text{ L kg}^{-1}$).

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 ($Koc, \text{M}^3 \text{ kg}^{-1}$).

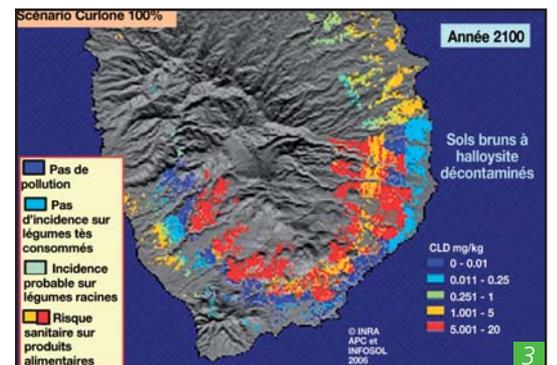
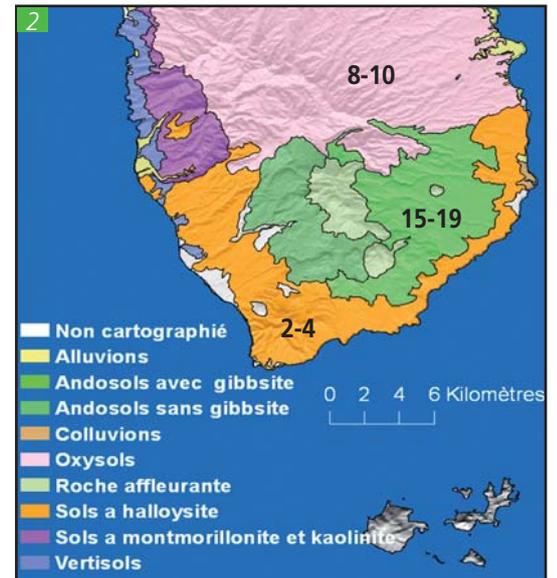
Figure 3 : simulation spatiale des niveaux de contamination, à la fin du siècle, des sols du sud de la Guadeloupe, en bananeraies durant la période «Curlone» .

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 Koc 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 dégradée 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 adsorbé 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 tarière.