HAL open science

What are the stakes for fodder in the management of the chlordecone crisis in the French West Indies ?

Cyril Feidt, Claire Collas, Mantran M., Liber Y., Régis Tournebize, Stefan Jurjanz, Fourcot A., Guido Rychen, Agnes Fournier, Jean-Philippe Bedell

To cite this version:

Cyril Feidt, Claire Collas, Mantran M., Liber Y., Régis Tournebize, et al.. What are the stakes for fodder in the management of the chlordecone crisis in the French West Indies ?. Fourrages, 2022, 249, pp.9-18. hal-04144170

HAL Id: hal-04144170

https://hal.inrae.fr/hal-04144170

Submitted on 16 Nov 2023

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

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

Titre

Quels enjeux pour les fourrages dans la gestion de la crise chlordécone aux Antilles françaises ?

Auteurs

Cyril Feidt[1], Claire Collas[1], Murielle Mantran[2], Yohann Liber[3], Régis Tournebize[4], Stefan Jurjanz[1], Aurore Fourcot[1], Rychen Guido[1], Agnès Fournier[1], Jean-Philippe Bedell[5]

1 Université de Lorraine - INRAE ; URAFPA, F-54000 Nancy

2 Géomatik Karaïb, F-97190 Le Gosier, Guadeloupe

3 DEAL, Saint-Phy, F-97102 Basse-Terre, Guadeloupe

4 INRAE, UR1321, ASTRO, F-97170 Petit-Bourg, Guadeloupe

5 Univ Lyon, Université Claude Bernard Lyon 1, CNRS, ENTPE, UMR 5023 LEHNA, F-69518, Vaulx-en-Velin, France

Mots clés
Chlordécone, contamination, transfert, andosol, nitisol, pâturage, bovin, modèle, risque

Contexte
Une situation de crise sanitaire et environnementale sévit actuellement aux Antilles françaises. Elle résulte de l'utilisation passée d'un pesticide organochloré : la chlordécone, utilisée sur bananeraies. Rémanente dans les sols, elle contamine un cinquième de la surface agricole utile. Le pâturage est une voie de contamination des animaux d'élevage.

Résumé
La hauteur de récolte des fourrages semble être un facteur déterminant de la contamination des bovins par la chlordécone (CLD), celle-ci étant non quantifiée dans la partie de la plante au-dessus de 10 cm. Les simulations basées sur un modèle toxicocinétique montrent que pour respecter la valeur maximale chez le bovin il faut une teneur dans le fourrage inférieure à 10 $\mu g.kg^{-1}$. Cette valeur est inférieure au seuil de gestion actuellement utilisé pour les fourrages qui est aligné sur la LMR des produits végétaux (20 $\mu g.kg^{-1}$). En ce qui concerne la limite de quantification chez le végétal (1 $\mu g.kg^{-1}$), elle est suffisante pour la gestion de la plante entière mais ne permet pas à l'heure actuelle de progresser sur la connaissance de la contamination des parties hautes, alors que la bibliographie montre un transfert potentiel chez les graminées jusqu'à l'extrémité des feuilles. Dans l'attente de résultats complémentaires la recommandation est de ne pas réaliser de coupe (par pâturage ou fauche) trop basse.

Introduction

La contamination des sols antillais par la chlordécone (CLD) génère une contamination des animaux d'élevage notamment ceux élevés en plein air (Anonyme, 2020). Afin de protéger le consommateur,

des valeurs maximales dans les denrées animales (ci-après citées comme LMR : Limites Maximales de Résidus) ont été fixées. Elles sont actuellement de 20 $\mu g.kg^{-1}$ de poids frais (PF) dans le muscle et le foie, et de 27 $\mu g.kg^{-1}$ dans le tissu adipeux périrénal (TAPR) pour les bovins (JORF, 2019). Lors des contrôles effectués en abattoir sur le TAPR, les carcasses dépassant la LMR sont saisies puis détruites. Il en résulte une perte sèche pour l'éleveur et la filière. La maîtrise de la contamination du bétail est donc importante d'un point de vue économique d'autant que la confiance dans les produits locaux a été ébranlée et que les consommateurs réclament des aliments dits « zéro chlordécone ». La contamination des bovins au pâturage a été constatée (Anonyme, 2020) mais le rôle des fourrages n'est pas bien défini (Jurjanz *et al.*, 2017 ; Collas *et al.*, 2019, 2020). Le lien n'est pas évident car il dépend des pratiques de pâturage, des espèces fourragères présentes et de leur stade physiologique, ainsi que des caractéristiques du sol. Ce dernier point est à souligner car les parcelles contaminées sont sur des ferralsols, andosols ou nitisols, dont les propriétés de rétention de la molécule diffèrent significativement (Achard *et al*., 2007). L'objectif de l'article est de caractériser la contamination des fourrages en examinant l'origine celle-ci et ses conséquences en termes de contamination des bovins. La difficulté pour répondre au premier objectif vient des deux origines potentielles de contamination : directe par absorption racinaire et translocation, ou indirecte par projection de particules de sol contaminé. Au cours des dernières années, plusieurs études ont mis en évidence des facteurs qui peuvent être évoqués pour expliquer la capacité de la plante à absorber puis transférer les contaminants organiques hydrophobes, dont la chlordécone, vers ses parties aériennes ou dans les organes consommés des plantes (Achard *et al*., 2007 ; Jannoyer *et al*., 2009 ; Clostre *et al*., 2014, 2017, 2015 ; Cabidoche et Lesueur-Jannoyer, 2012).

Deux expérimentations distinctes ont été conduites basées sur des prélèvements de végétaux, l'une sur des pâtures contaminées et l'autre sur des sites plus hétérogènes à savoir bananeraies, friches et jardins créoles. Ces résultats sont discutés en fonction de connaissances sur le transfert sol-plante et sur l'ingestion de sol par des bovins pâturant au piquet. A partir de ces données ainsi que d'éléments bibliographiques relatifs à l'ingestion de sol par des bovins créoles au pâturage, des scénarios d'exposition sont établis et introduits dans un modèle de bioaccumulation chez l'animal. Un modèle de transfert au bovin est utilisé pour déduire des valeurs à ne pas dépasser dans les fourrages pour garantir la conformité des denrées animales Ces simulations permettent de discuter de la gestion du pâturage et de l'affourragement tout en mettant à jour les lacunes actuelles.

1. Matériel et méthodes

1.1 Etude sur la contamination des fourrages prairiaux par la chlordécone (Projet Chlordepan)

Dans le cadre du projet Chlordepan (2008-2011) qui concernait l'élaboration d'un référentiel pour la gestion du risque de transfert de la CLD sols-légumes et de bioaccumulation dans les animaux d'élevage, une étude a été menée sur la contamination des ressources fourragères sur la Basse-Terre en Guadeloupe. A partir de la déclaration des surfaces en prairie de 2008 croisée avec la carte des risques de contamination des sols par la CLD (Tillieut, 2006), 225 parcelles en prairie contaminées ont été identifiées, sur les trois types de sol de la sole bananière (andosol, ferralsol, et nitisol). Les prélèvements ont été réalisés sur des placettes d'un mètre carré. Le sol a été échantillonné en triplicats (horizon 0-30 cm) et la partie aérienne des végétaux a été prélevée puis séparée en fonction de la distance au sol : 0 à 10 cm, 10 à 40 cm et supérieure à 40 cm. Les prélèvements sont au nombre de 20 pour les sols et de 43 pour les végétaux. Les parcelles échantillonnées se situent sur les communes de Goyave, Capesterre-Belle-Eau et Gourbeyre.

Des particules de sol pouvant souiller le fourrage, ce dernier a été lavé à l'eau claire avant envoi au laboratoire départemental de la Drôme pour recherche de CLD. Les échantillons de sol comme de

fourrage ont été congelés avant envoi en mode réfrigéré. Après broyage, la teneur en CLD a été quantifiée par chromatographie en phase liquide couplée à la spectrométrie de masse (LC-MS) selon la norme NF EN 12880 par le laboratoire départemental de la Drôme avec une limite de quantification (LQ) de 1 $\mu g.kg^{-1}$ de matière sèche (MS).

1.2 Approche prospective de la contamination de la flore spontanée de Guadeloupe

1.2.1 Échantillonnage et préparation

L'échantillonnage a été effectué dans les bassins versants des rivières des Pères et du Pérou au sud de l'île de Basse-Terre, en Guadeloupe. En première approche, nous avons décidé de nous intéresser aux parcelles étudiées dans le cadre de travaux issus de l'Observatoire de la Pollution Agricole aux antilLEs, (OPALE) pour lesquelles au moins une mesure de sol avait détecté des concentrations supérieures à 5 $mg{\cdot}kg^{-1}$. Trois types de sites ont été identifiés. Premièrement, les plantations de bananes et de canne à sucre. Ces parcelles étant encore utilisées, l'échantillonnage s'est concentré sur les adventices et les arbustes poussant entre les rangées. Deuxièmement, les jardins créoles, un système horticole traditionnel basé sur des cultures multipliées par voie végétative et une couverture végétale permanente (Degras, 2005). Troisièmement, les anciennes bananeraies, à présent abandonnées et recouvertes d'une végétation spontanée, abritant une grande variété d'espèces végétales. Pour chacun de ces faciès, deux sites ont été retenus, soit en tout 6 sites investigués et 18 couples sol-plante échantillonnés. A l'issue de la sélection des sites basée sur la typologie et les données disponibles, toutes les parcelles identifiées ont été parcourues et cartographiées. Un premier état des lieux visuel de la diversité floristique a été dressé. L'échantillonnage et l'inventaire floristique (Fournet, 2002) de la végétation ont ensuite été réalisés selon la méthode des quadrats (Neldner *et al*., 2004). Un quadrat représente un carré de 1 m^2 placé aléatoirement sur le site à prospecter. Le recensement des espèces débute alors dans l'aire délimitée par le quadrat. Quand toutes les espèces ont été identifiées, un second quadrat est formé de manière adjacente au premier, mais avec une aire doublée. Le recensement reprend alors et la procédure est répliquée jusqu'à ce que plus aucune nouvelle espèce ne soit identifiée et que l'aire minimale soit atteinte (i.e. la plus petite surface permettant de représenter la plupart des espèces). Pour chaque espèce échantillonnée, environ 250 g de biomasse aérienne fraîche ont été collectés. Chaque échantillon a été formé à partir de la biomasse d'un seul individu sauf pour les plus petites plantes, pour lesquelles plusieurs individus ont été regroupés pour obtenir la biomasse requise pour les analyses. Le sol correspondant a été prélevé sur 30 cm de profondeur à l'aide d'une tarière puis stocké dans des bacs en aluminium de 1 L. De l'eau distillée a été utilisée pour nettoyer les échantillons en trois étapes successives : (1) dans un premier bain, les grosses particules ont été éliminées à la brosse, (2) un second bain a été utilisé pour laver et décanter à la main les particules de poussière les plus fines, et 3) un dernier bain a été utilisé pour rincer les échantillons. Seule l'eau du dernier réservoir a été changée entre les différents échantillons.
Tous les échantillons ont été séchés à l'étuve à 70°C pendant 72 h afin de déterminer leur teneur en matière sèche (MS). Les échantillons de sol ont été tamisés à 2 mm et broyés et les échantillons de plantes ont été broyés en une poudre à l'aide d'un concasseur à mâchoires avec un tamis de 0,2 mm. Comme précédemment, la teneur en CLD a été quantifiée par le laboratoire départemental de la Drôme, avec une LQ de 0,5 $\mu g.kg^{-1}$ de MS.

1.2.2. Paramètres de classification des plantes collectées

Les caractéristiques des plantes ont été classées en quatre variables binaires et trois variables continues : la voie de photosynthèse (métabolisme C3 ou C4), le type de racine (systèmes racinaires

fasciculés ou de stockage), le stade phénologique (floraison ou végétatif), le mode de croissance (croissance érigée ou prostrée), la concentration de CLD dans les tissus de la pousse (µg·kg^{-1} MS), la biomasse totale récoltée (g MS) et la quantité totale de CLD accumulée (µg).
Chaque parcelle a été géolocalisée et superposée sur une carte pédologique détaillée (ORSTOM, 1981) afin d'identifier sa classification spécifique. Sur la base de cette classification et de la littérature (Dorel *et al.*, 2000), trois variables dérivées ont été construites : (1) le type de sol [i.e. (i) Nitisols groupant des sols ferralitiques à halloysite et à faible teneur en matière organique, (ii) Andosols, y compris les andosols à allophane, sols bruns andiques et andosols], (2) la teneur en matière organique du sol (%) et (3) la teneur du sol en allophane (%). Les caractéristiques du sol ont été complétées en mesurant la concentration en CLD dans les échantillons de sol (µg·kg^{-1} MS). La CLD a été détectée et quantifiée dans tous les échantillons de sol analysés.

1.3 Estimation de la charge maximale en CLD du fourrage pour obtenir des carcasses bovines conformes

Afin de discuter d'un niveau à ne pas dépasser dans le fourrage pour que la LMR bovine soit respectée, des scénarios ont été établis à partir du modèle développé dans la thèse d'A. Fourcot (Fourcot, 2020). Le modèle toxicocinétique à base physiologique développé chez la brebis a été adapté au bovin, il permet de simuler des teneurs en CLD dans 4 compartiments que sont le sérum, le foie, le muscle et le tissu adipeux périrénal (TAPR). Les scénarios proposés s'appuient sur les travaux de Collas *et al*. (2020) pour l'ingestion de fourrage à hauteur de 2,1 kg de MS par 100 kg de poids vif (PV) et introduisent une ingestion de sol variable allant de 0 à 10% de l'ingéré total. Ces données d'ingestion de sol correspondent aux mesures effectuées par Jurjanz *et al*. (2017) et Collas *et al*. (2019) auxquelles la modalité 0% est ajoutée afin de simuler une alimentation à l'auge par exemple. Un deuxième facteur de variation est introduit, il concerne la concentration en CLD du sol, les simulations le font varier de 0,05 à 1 mg.kg^{-1} MS. A chacune de ces modalités, il est possible d'associer une dose de CLD ingérée par l'animal *via* le sol, réduisant ainsi le budget CLD allouable à l'exposition *via* le fourrage. Ces simulations ont été réalisées pour obtenir des valeurs de CLD inférieures à la LMR, 27 et 20 µg.kg^{-1} dans le TAPR et le foie respectivement.

2. Résultats

2.1 Etude sur la contamination des fourrages prairiaux par la chlordécone (Projet Chlordepan)

L'effet de la hauteur par rapport au sol est très net puisqu'aucun fourrage prélevé au-dessus de 10 cm ne montre de quantification de CLD alors que pour les fourrages prélevés entre 0-10 cm, 90 % présentent une contamination en CLD supérieure ou égale à 1 µg.kg^{-1} MS (tableau 1). Pour les 10 % dans lesquels la CLD n'est pas quantifiée, il faut souligner que la teneur dans le sol au pied de ces fourrages était égale à la LQ de 10 µg.kg^{-1} MS. La teneur moyenne dans ces 18 échantillons est de 155 ± 238 µg.kg^{-1} MS. Pour le sol, la valeur moyenne de contamination est de 322 ± 488 µg.kg^{-1} MS (médiane = 105 µg.kg^{-1}). Les andosols étant plus contaminés avec une moyenne respectivement à 469 µg.kg^{-1} MS (médiane 310 µg.kg^{-1}) que les nitisols dont la moyenne est de 206 µg.kg^{-1} MS (médiane 20 µg.kg^{-1}). Le facteur de bioconcentration (BCF) moyen (ratio de la concentration dans le végétal sur la concentration dans le sol exprimées en MS) est proche de 0,5. Parmi les 16 couples de données avec un sol contaminé au-delà de 0,01 mg.kg^{-1} MS, et un végétal dont la teneur en CLD est supérieure à 1 µg.kg^{-1} MS, les couples correspondant soit à un andosol, soit à un nitisol ont été sélectionnés. Une régression linéaire a été établie entre la teneur du sol (x) et celle du fourrage (y) pour les 8 andosols, d'une part et pour les 8 nitisols, d'autre part. Sur un graphe en double échelle logarithmique, la relation s'écrit :

$y = 0,41\ x + 1$ (r^2=0,976) pour les andosols, et $y = 0,73\ x – 1$ (r^2=0,978) pour les nitisols. Ces relations linéaires montrent l'importance du type de sol sur le transfert vers les plantes fourragères.

2.2 Approche prospective de la contamination de la flore spontanée de Guadeloupe

14 espèces végétales différentes à vocation fourragère potentielle ont été prélevées sur 3 principaux types de sol : sols bruns andiques, nitisols, et andosols (tableau 2).
Les concentrations dans les sols montrent une grande variabilité avec certaines concentrations très élevées (tableau 2). Les valeurs de CLD dans les sols sont comprises entre 22 et 6767 $\mu g \cdot kg^{-1}$ MS. Les concentrations mesurées dans les nitisols varient de 74 à 5738 $\mu g \cdot kg^{-1}$ MS avec une médiane à 641 $\mu g \cdot kg^{-1}$ MS tandis que les concentrations mesurées dans les andosols varient de 22 à 6767 $\mu g \cdot kg^{-1}$ MS avec une médiane à 1361 $\mu g \cdot kg^{-1}$ MS.
La variabilité des concentrations mesurées dans les parties aériennes des plantes (tableau 2) est moindre que celle des concentrations observées dans les sols (30 fois moins en moyenne). Les concentrations mesurées dans la biomasse aérienne des plantes varient de 1,5 à 259 $\mu g \cdot kg^{-1}$ MS avec une médiane à 20 $\mu g \cdot kg^{-1}$ MS. Cependant, seulement 6 plantes ont montré dans leurs parties aériennes des valeurs inférieures à la limite de détection (LD= 0,5 $\mu g \cdot kg^{-1}$) de la CLD sur tous les échantillons végétaux. Ceci démontre le transfert potentiel de la molécule dans les parties aériennes des plantes fourragères spontanées.

2.3 Estimation de la charge maximale en CLD du fourrage pour obtenir des carcasses bovines conformes

Avec une ingestion de sol nulle, il ne faut pas dépasser une concentration de CLD de 9,5 $\mu g.kg^{-1}$ MS dans le fourrage afin que la carcasse de bovin soit conforme (figure 3) contre 1,9 $\mu g.kg^{-1}$ MS pour que le foie soit conforme (figure 4). Cet écart est cohérent puisque le foie est un tissu très fortement bioaccumulateur de CLD (Lastel *et al*., 2016).
Lorsque l'ingestion de sol augmente, quel que soit le tissu cible, la concentration maximale dans le fourrage décroît et ce d'autant plus vite que le sol est contaminé. Ainsi, pour la conformité de la carcasse (basée sur le TAPR) avec 1 % de sol ingéré contaminé à 0,05 $\mu g.kg^{-1}$ MS, la contamination du fourrage doit rester inférieure à 9 $\mu g.kg^{-1}$ MS alors que lorsque la concentration du sol atteint 0,5 $\mu g.kg^{-1}$ MS, celle du fourrage doit rester inférieure à 4,5 $\mu g.kg^{-1}$ MS. Une multiplication par 10 de la concentration dans le sol nécessite une contamination du fourrage deux fois moins élevée. Mais quand l'ingestion de sol atteint 4%, cette contrainte sur le fourrage correspond à un doublement de la concentration dans le sol qui passe de 0,05 à 0,11 $\mu g.kg^{-1}$ MS. Le graphique montre en effet une augmentation de la pente qui relie teneur dans le sol et teneur dans le fourrage lorsque le taux d'ingestion de sol augmente.
Ainsi, plus l'ingestion de sol est forte plus la concentration de CLD dans le sol réduit la concentration limite dans le fourrage. Or, la contamination potentielle du fourrage augmente avec la teneur en CLD du sol, notamment pour les parties aériennes proches du sol. Ceci implique que lorsque les pratiques de pâturage (ou de coupe) favorisent l'ingestion de sol (en interaction avec les conditions climatiques) elles accentuent le risque *via* deux effets : l'augmentation de particules de sol adhérées à la végétation et la teneur intrinsèque en CLD du fourrage (la masse de CLD transloquée vers les parties aériennes augmente avec la teneur du sol). Un constat similaire peut être fait pour la conformité du foie (figure 4).

3. Discussion

3.1 Transfert sol-plante

Dans l'étude sur les prairies de Basse-Terre, le BCF moyen obtenu de 0,5 sur les 10 premiers cm des végétaux analysés cache des disparités entre les deux principaux types de sol. Pour les andosols, il est de 0,37 et pour les nitisols de 0,63. Ce moindre transfert sol-plante dans les andosols apparaît déjà dans les écarts de pente observés dans la relation linéaire entre les concentrations dans la plante en fonction du sol, avec des pentes de 0,41 et 0,73 pour les andosols et les nitisols respectivement. Sur la base des résultats de la deuxième étude, la matrice de corrélation (figure 1) ne permet pas d'isoler de facteurs explicatifs de la teneur dans la plante. Le BCF est négativement corrélé avec la CLD du sol ce qui peut s'expliquer par l'effet du type de sol. Le nitisol est le moins contaminé mais la CLD y est plus biodisponible générant un BCF élevé, alors que l'andosol est plus contaminé mais avec une biodisponibilité de la CLD moindre, le BCF est donc plus faible. Ceci est cohérent avec la bibliographie qui montre que les andosols ont un pouvoir de séquestration supérieur aux nitisols. Ce BCF devient similaire entre ces deux types de sol lorsque la concentration totale de CLD du sol est remplacée par la concentration biodisponible (Achard *et al*., 2007).

Les valeurs de BCF obtenues pour un type de sol donné dans la deuxième étude sont très variables (tableau 2) ce qui peut s'expliquer par le prélèvement de la plante entière qui introduit un facteur de variation lié à la biomasse totale prélevée et à sa distance au sol. En effet dans la première étude, cette source de variation est supprimée puisque seuls les 10 premiers cm prélevés sont contaminés et que les BCF ont été calculés pour cette biomasse.

L'entrée des contaminants organiques dans les plantes s'explique principalement par i) l'adsorption des dépôts atmosphériques sur la cuticule des feuilles et la diffusion des contaminants associés dans le système vasculaire de la plante (Franzaring et van der Eerden, 2000) ; ii) l'absorption racinaire et la translocation vers les parties aériennes sous l'effet du flux d'évapotranspiration (Gent *et al*., 2007). En ce qui concerne la CLD, sa très faible volatilité rend non significative la voie de dépôt atmosphérique suite à une volatilisation. C'est donc l'absorption racinaire suivie d'une translocation qui explique sa présence dans les parties aériennes. L'absorption des composés organochlorés par la plante dépend principalement de l'espèce végétale, des propriétés physicochimiques du contaminant et des conditions environnementales (Schroll *et al*., 1994). Plusieurs facteurs sont évoqués pour expliquer la capacité de la plante à absorber puis transférer les contaminants organiques hydrophobes vers ses parties aériennes :

— les facteurs racinaires tels que la libération d'exsudats (enzymes, acides organiques, etc.) ou l'existence de protéines membranaires spécifiques (protéines de charge des vaisseaux conducteurs, aquaporines, major latex-like proteins, etc.) (Goto *et al.*, 2019 ; Iwabuchi *et al.*, 2020)

— les facteurs liés aux flux dans la plante tels que le flux de transpiration, les flux de circulation dans les tissus internes (apoplastique ou symplastique) ou les voies de chargement des tissus supérieurs (xylémien ou phloémien) (Berger *et al.*, 2012 ; Gent *et al.*, 2007).

La translocation de la CLD vers les parties aériennes présente un gradient décroissant vers l'apex (figure 2), lié à un phénomène d'adsorption de la CLD et/ou de diffusion radiale au cours de sa circulation ascendante suivant le flux xylémien (Marie et Chopart, 2012). La distribution peut être qualifiée d'acropète (Liber, 2020). Cette circulation dans le flux xylémien peut paraître paradoxale compte-tenu des propriétés lipophiles de la molécule mais en milieu aqueux elle se trouve sous forme hydratée (gem-diol) ce qui la rend moins hydrophobe que sa valeur théorique.

Les transferts de la CLD dans les organes consommés des plantes ont été largement étudiés au cours des dernières années (Achard *et al*., 2007 ; Jannoyer *et al*., 2009 ; Clostre *et al*., 2014, 2017, 2015 ; Cabidoche et Lesueur-Jannoyer, 2012), mettant en évidence les principaux paramètres modulant la contamination. Quel que soit le type de sol, la contamination des tubercules semble proportionnelle à la quantité de CLD dissoute par unité de volume de sol, autrement dit par la biodisponibilité de la molécule (Cabidoche et Lesueur-Jannoyer, 2012). La capacité de contamination des nitisols apparaît supérieure à celle des andosols. Cela s'explique par une différence de porosité au sein de la

microstructure de ces deux types de sols en interaction avec la teneur en matière organique (Woignier *et al*., 2013). Chez la courgette (*Cucurbita pepo*), les BCF du fruit varient de 0,02 à 0,09 sur andosol et de 0,51 à 1,22 sur nitisol. La CLD est donc plus disponible dans le nitisol, effet similaire à celui observé pour les fourrages entre 0 et 10 cm dans l'étude Chlordepan. L'effet de l'espèce végétale a été démontré par Cabidoche et Lesueur-Jannoyer (2012) chez la tomate *versus* la courgette. Sur deux sols ayant la même concentration dissoute en CLD, les fruits de la tomate n'étaient pas contaminés alors que ceux de la courgette l'étaient fortement. Chez les cucurbitacées, la courgette et le giraumon (*Cucurbita maxima*) ressortent comme étant plus contaminées que le concombre (*Cucumis sativus*) qui transloque très peu de CLD vers les fruits (Clostre *et al*., 2014). La proximité taxonomique n'empêche donc pas une différence significative dans l'aptitude à absorber et à transférer la CLD.

Ainsi, les différences interspécifiques observées dans les deux études sur le fourrage apparaissent cohérentes avec les connaissances acquises chez d'autres espèces végétales plus étudiées.

Chez les Poacées, Liber *et al*. (2020) ont utilisé des réseaux bayésiens pour mettre en évidence certaines hypothèses et pour identifier et quantifier les relations entre les facteurs physiques, anatomiques et environnementaux qui pourraient favoriser l'extraction de la CLD du sol et son accumulation dans les plantes. Ainsi, aucune relation robuste entre la concentration de CLD dans le sol et dans la plante n'a été trouvée, ce qui suggère que les transferts de CLD vers la plante sont davantage liés à la biodisponibilité de la CLD dans le sol qu'à sa concentration relative dans la plante (Liber *et al*., 2020). De plus, les réseaux bayésiens testés ont permis de montrer que le rôle du contact entre le sol et la plante dans la contamination des espèces prostrées peut être une explication des valeurs observées chez ces espèces. En effet, les plantes à croissance prostrée bioaccumulent significativement plus de CLD que les plantes à croissance érigée. Cet effet peut s'expliquer par l'adsorption de CLD sur la cuticule suite à la projection de particules de sol (qualifiée de « splash ») sous l'effet de la pluie. Cette projection de particules de sol est proportionnelle au carré de l'intensité de la pluie exprimée en $mm.h^{-1}$ (parfois très importante aux Antilles), mais inversement proportionnelle à la solidité des agrégats du sol et à la couverture du sol (Dunne *et al*., 2010). Le surpâturage dégradant le couvert et modifiant le sol en surface peut contribuer à une forte amplitude de ce phénomène, engendrant une contamination extrinsèque élevée du fourrage.

3.2 La contamination extrinsèque, ou comment le fourrage peut être une source indirecte d'ingestion de sol

En dehors de l'abreuvement, l'exposition et la contamination des animaux à la CLD se fait *via* l'ingestion de matrices contaminées telles que le sol et les fourrages. Des travaux récents, conduits sur le domaine Duclos du centre INRAE Antilles-Guyane (UE PTEA) dans le cadre du projet INSSICCA, ont permis de quantifier l'ingestion de sol dans différentes conditions de pâturage (Jurjanz *et al.*, 2017 ; Collas *et al.*, 2019, 2020) et d'évaluer la réponse de l'ingestion de sol à différents facteurs de variation. Le pâturage au piquet est largement pratiqué aux Antilles par les éleveurs possédant peu de surfaces et d'animaux car il permet de valoriser des terres marginales comme les bords de route, les bords de parcelles (canne à sucre, bananeraies, …) ou encore les zones de friches. Chez des jeunes bovins de race Créole de Guadeloupe au pâturage au piquet (avec déplacements quotidiens du piquet sur une nouvelle zone non pâturée), il a été observé qu'une réduction de l'offre fourragère (par la réduction de la surface accessible) entraînait un pâturage plus proche du sol se traduisant par une augmentation de l'ingestion de sol. En effet, lorsque l'offre fourragère passe de 2,0 à 3,6 kg de MS par 100 kg de PV et par jour, l'ingestion de sol décroît de 9 ,3 à 4,4 % de l'ingéré total (équivalents à 98 et 78 g MS de sol par 100 kg de PV et par jour respectivement). La hauteur d'herbe en sortie était de 3,3 et 5,2 cm respectivement montrant un pâturage moins ras dans la deuxième modalité (Jurjanz *et al*., 2017). Cette même tendance a été relatée par Collas *et al.* (2019) pour une offre fourragère variant de 2,8 à 8,4 kg de MS par 100 kg de PV et par jour. Cette dernière modalité

d'offre fourragère qui peut être considérée comme *ad libitum* entraîne néanmoins une ingestion de sol significative bien que réduite. Lorsque la surface du sol est saturée en eau (conditions obtenues par arrosage nocturne expérimental), le piétinement de l'animal ainsi que les glissements de la chaîne d'attache sur le sol entraînent une salissure de l'herbe plus importante avec des dépôts de particules de sol qui adhérent sur la végétation (Collas *et al*., 2019 ; Mahieu *et al*., 2019). Cette charge en particules a été décrite par Pinder *et al*. (1991) comme responsable de la contamination en radionucléides de l'herbe de Bahia (*Paspalum notatum*) en Floride. Une forte humidité de la surface du sol peut ainsi amplifier les quantités de sol ingérées puisque l'ingestion de sol peut être à la fois directe (l'animal prélève du sol en pâturant très ras) et indirecte (ingestion de sol *via* l'ingestion d'herbe souillée). Lorsqu'ils ont pâturé pendant plusieurs jours sur une herbe initialement très haute (> 50 cm) sans déplacement du piquet, l'ingestion de sol par les bovins Créoles n'a pas augmenté significativement restant en moyenne à 1,4 % de l'ingéré total (Collas *et al*. 2020). Les longues tiges d'herbe ont été couchées au sol sous l'effet des activités de l'animal (piétinement, couchage, …) ce qui a constitué une zone tampon (environ 14 cm de hauteur) limitant les contacts entre l'animal et le sol et résultant en une ingestion de sol plus faible que lors des études décrites précédemment.
La quantité d'herbe disponible rapportée au besoin des animaux, la structure de la végétation (hauteur) ainsi que l'humidité de la surface du sol sont ainsi des facteurs qui influencent la contamination extrinsèque du fourrage par le phénomène d'adsorption de particules de sol contaminé sur la cuticule (figure 5).

3.3 Discussion sur la gestion du système fourrager sur sol contaminé

Les teneurs de CLD observées dans les fourrages prélevés dans le croissant bananier de la Basse-Terre lors des deux études de terrain présentent des concentrations bien plus élevées que les limites établies par le modèle bovin (a minima < 10 $\mu g.kg^{-1}$ MS). L'utilisation des ressources fourragères sur sol contaminé apparaît donc potentiellement incompatible avec l'obtention d'animaux aptes à la consommation humaine.
Les fourrages de l'étude Chlordepan présentent sur les 10 premiers cm des teneurs en CLD bien supérieures (moyenne = 173 $\mu g.kg^{-1}$ MS et médiane = 29 $\mu g.kg^{-1}$ MS) aux valeurs limites proposées suite au simulations effectuées avec le modèle bovin. La teneur est cependant inférieure à la LQ dès que les prélèvements sont réalisés au-dessus de 10 cm, ainsi la recommandation de ne pas exploiter de fourrage en dessous des 10 premiers cm paraît être protectrice. Néanmoins sur plantes entières, les données de la deuxième étude montrent un nombre important de fourrages dont la teneur est supérieure à 10 $\mu g.kg^{-1}$ MS, dépassant parfois les 100 $\mu g.kg^{-1}$ MS (moyenne = 59 $\mu g.kg^{-1}$ MS et médiane = 24 $\mu g.kg^{-1}$ MS). Une telle teneur est difficilement attribuable à la biomasse des 10 premiers cm. Ceci montrerait que la recommandation simple à appliquer est utile, mais sans doute pas suffisante. Des données acquises sur la canne à sucre permettent de confirmer cette limite. En effet, la canne peut être utilisée comme fourrage, or sur des sols riches en CLD, ses parties aériennes peuvent être contaminées (Cabidoche et Lesueur-Jannoyer, 2011 ; Marie et Chopart, 2012). Comme chez les autres espèces végétales décrites précédemment, le trajet à parcourir en suivant le flux d'eau xylémien semble déterminer un gradient de contamination, celle-ci diminuant quand le trajet s'accroît, l'hypothèse étant une adsorption progressive sur les tissus cellulosiques ou lignifiés. Après 8 mois de culture, pour trois andosols dont la contamination est comprise entre 6 et 7 $mg.kg^{-1}$ MS, la teneur dans les racines est proche de celle du sol (8,5 $mg.kg^{-1}$ MS en moyenne) puis diminue fortement dans les tiges souterraines (0,88 $mg.kg^{-1}$ MS en moyenne) et enfin dans les parties aériennes. Dans le bas de la tige (< 10 cm), les concentrations demeurent néanmoins élevées, comprises entre 0,2 et 0,4 $mg.kg^{-1}$ MS (Marie et Chopart, 2012). Cabidoche et Lesueur-Jannoyer (2011), rapportent une teneur allant jusque 0,13 $mg.kg^{-1}$ MS dans cet intervalle puis au-delà des teneurs inférieures à la limite de détection (0,001 $mg.kg^{-1}$ MS). Marie et Chopart (2012) montrent

quant à eux une diminution progressive en fonction du rang des entre-noeuds avec des concentrations de 0,010, 0,001 et 0,003 $mg.kg^{-1}$ MS pour les entre-noeuds 1-5, 6-10 et 11-20 respectivement. Ceci montre bien que sur des sols fortement contaminés (> 5 $mg.kg^{-1}$ MS) même des parties aériennes de la canne éloignées du sol (>> 10 cm) peuvent atteindre des concentrations proches ou supérieures aux valeurs maximales issues des simulations du modèle bovin. Si une recommandation simple comme une hauteur minimale de récolte s'avère protectrice, elle n'est donc pas suffisante pour couvrir l'ensemble des situations de terrain et assurer à coup sûr un niveau dans les denrées animales qui satisfont aux exigences sanitaires propres à la santé humaine.

4. Conclusion

Les données actuellement disponibles sur la contamination en CLD du fourrage sont très peu nombreuses alors qu'elle est avérée, tant sous la forme d'une translocation racines-parties aériennes, que par adhésion de particules de sol contaminé. Compte-tenu du nombre important de facteurs en interaction qui modulent la contamination, il est donc impossible de prédire la contamination du fourrage en fonction de celle des sols, tout comme il est difficile d'établir des recommandations de gestion de pâturage auprès des éleveurs. La seule recommandation empirique aujourd'hui disponible est d'éviter une consommation trop à ras du sol (< 10 cm), mais elle ne suffit pas forcément à empêcher une contamination au-delà des taux admissibles des bovins.

Cette étude fait néanmoins pour la première fois le lien entre la contamination des fourrages par la chlordécone et celle des bovins. Ce lien est permis par l'utilisation d'un modèle toxicocinétique qui permet de relier une exposition de l'animal adulte à la teneur dans ses tissus et par là même aux enjeux sanitaires humains. Les simulations montrent qu'il ne faut pas dépasser la valeur de 10 $\mu g.kg^{-1}$ MS dans les fourrages pour obtenir une carcasse conforme, or la valeur de gestion actuellement retenue est du double. Une meilleure connaissance du transfert sol-fourrage en fonction non seulement de l'espèce mais également du mode d'exploitation permettrait d'affiner les simulations ainsi que les recommandations de gestion.

Comme perspectives de recherche méthodologique, il apparaît qu'un abaissement de la LQ dans le fourrage pourrait permettre de mieux caractériser la contamination des parties hautes (> 10 cm), et qu'une étude des conditions de lavage du fourrage pourrait discriminer la contamination par adhésion de particules de celle par translocation racines-parties aériennes. L'ensemble des inconnues discutées dans cet article sont autant de pistes de recherche à entreprendre pour élucider l'importance relative des différents facteurs qui modulent la contamination intrinsèque du fourrage.

Références bibliographiques

Achard R., Y. Cabidoche, A. Caron Audrey, R. Nelson, D. Duféal, A. Lafont, M. Jannoyer, 2007. Contamination des racines et tubercules cultivés sur sol pollué par la chlordécone aux Antilles. Les Cahiers du PRAM (7) : p. 45-50.

Anonyme, 2020. Plan d'action contre la pollution par la chlordécone en Guadeloupe et en Martinique - Comité de pilotage local Martinique – 23 septembre 2019. https://www.martinique.gouv.fr/Politiques-publiques/Environnement-sante-publique/Chlordecone/Comites-de-pilotage-Locaux/COPIL-local-chlordecone-du-23-septembre-2020.

Berger, W. A., Mattina, M. I., White, J. C., 2012. Effect of hydrogen peroxide on the uptake of chlordane by Cucurbita pepo. Plant and Soil, 360 (1-2), 135–144.

Cabidoche Y-M. et Lesueur-Jannoyer M., 2011. Pollution durable des sols par la chlordécone aux Antilles : comment la gérer ? Innovations Agronomiques, 16, 117-133.

Cabidoche, Y.M. et Lesueur-Jannoyer, M., 2012. Contamination of Harvested Organs in Root Crops Grown on Chlordecone-Polluted Soils. Pedosphere, 22 (4), 562–571.

Collas, C., Mahieu, M., Tricheur, A., Crini, N., Badot, P.M., Archimède, H., Rychen, G., Feidt, C., Jurjanz, S., 2019. Cattle exposure to environmental contaminants through soil intake. The case-study of tropical grazing practices in French West Indies. Sci. Total Environ., 668, 161–170.

Collas C., Mahieu, M., Badot, P.-M., Crini, N., Rychen, G., Feidt, C., Jurjanz, S., 2020. Dynamics of soil ingestion by growing bulls during grazing on a high sward height in the French West Indies, Scientific Reports, 10:17231. https://doi.org/10.1038/s41598-020-74317-0.

Clostre, F., Cattan, P., Gaude, J.-M., Carles, C., Letourmy, P., Lesueur-Jannoyer, M., 2015. Comparative fate of an organochlorine, chlordecone, and a related compound, chlordecone-5b-hydro, in soils and plants. Science of The Total Environment, 532, 292–300.

Clostre, F., Letourmy, P., Lesueur-Jannoyer, M., 2017. Soil thresholds and a decision tool to manage food safety of crops grown in chlordecone polluted soil in the French West Indies. Environmental Pollution, 223, 357–366.

Clostre, F., Letourmy, P., Turpin, B., Carles, C., Lesueur-Jannoyer, M., 2014. Soil Type and Growing Conditions Influence Uptake and Translocation of Organochlorine (Chlordecone) by Cucurbitaceae Species. Water, Air, & Soil Pollution, 225 (10). 00002.

Degras L., 2005. Le jardin créole - Repères culturels, scientifiques et techniques. Jasor éd., 312p.

Dorel, M., Roger-Estrade, J., Manichon, H., Delvaux, B., 2000. Porosity and soil water properties of Caribbean volcanic ash soils. Soil Use and Management, 16 (2), 133–140.

Dunne T., Malmon D.V., Mudd, S.M., 2010. A rain splash transport equation assimilating field and laboratory measurements. J Geophys. Res. F : Earth Surface, 115 (1), F01001.

Fourcot A., 2020. Distribution et élimination de la chlordécone chez les animaux d'élevage – modélisation des processus. Université de Lorraine.

Fournet, J. (2002). Flore illustrée des phanérogames de Guadeloupe et de Martinique. CIRAD, Gondwana éd., 2532p.

Franzaring, J. et van der Eerden, L. J. M., 2000. Accumulation of airborne persistent organic pollutants (POPs) in plants. Basic and Applied Ecology, 1 (1), 25–30.

Gent, M. P., White, J. C., Parrish, Z. D., Isleyen, M., Eitzer, B. D. et Mattina, M. I., 2007. Uptake and translocation of p, p-dichlorodiphenyldichloroethylene supplied in hydroponics solution to Cucurbita. Environmental Toxicology and Chemistry, 26 (12), 2467–2475.

Goto, J., Iwabuchi, A., Yoshihara, R., Kodama, N., Matsui, T., Hirota, M., Eun, H., Inui, H., 2019. Uptake mechanisms of polychlorinated biphenyls in Cucurbita pepo via xylem sap containing major latex-like proteins. Environmental and Experimental Botany, 162, 399–405.

Iwabuchi, A., Katte, N., Suwa, M., Goto, J., Inui, H., 2020. Factors regulating the differential uptake of persistent organic pollutants in cucurbits and non-cucurbits. Journal of Plant Physiology, 245, 153094.

Jannoyer, M., Achard, R., Cattan, P., Cabidoche, Y.-M., 2009. A decision tool to manage food safety and cropping systems : Study case of pollyterd fields by the pop chlordecone in the French West Indies. In : *Farming Systems Design 2009. International symposium on Methodologies for Integrated Analysis of Farm Production Systems, Monterey, USA, August 23-26 2009*. 2 p.

Journal Officiel de la République Française (JORF), 2019. Arrêté du 25 janvier 2019 modifiant l'arrêté du 30 juin 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.
https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000038062740/

Jurjanz, S., Collas, C., Lastel, M.L., Godard, X., Archimède, H., Rychen, G., Mahieu, M., Feidt, C., 2017. Evaluation of soil intake by growing creole steers in common grazing systems in the French West Indies. Animal, 11, 1363–1371.

Liber Y., Letondor C., Pascal-Lorber S., Laurent F., 2018. Growth parameters influencong uptake of chlordecone by *Miscanthus* species. Sci. Total Env., 15 (624,) 831-837.

Liber Y., 2020. Étude des déterminants biologiques de l'absorption de la chlordécone par la plante. Université de Lyon – ENTPE. 226p.
(https://www.researchgate.net/publication/343774890_Etude_des_determinants_biologiques_de_l'absorption_de_la_chlordecone_par_la_plante/link/5f3ed51f92851cd3020bcb1b/download)

Liber Y., Cornet D., Tournebize R., Feidt C., Mahieu M., Laurent F., Bedell J.-P., 2020. A Bayesian network approach for the identification of relationships between drivers of chlordecone bioaccumulation in plants. Environmental Science and Pollution Research 27, 41046–41051. https://doi.org/10.1007/s11356-019-07449-0.

Mahieu M, Arquet R, Tricheur A, Collas C, Jurjanz S., 2019. Suivi du pâturage avec un appareil photo grand public et des logiciels libres : méthode et validation. Fourrages, 240, 335-340.

Marie P., Chopart J-L, 2012. Répartition de la chlordécone dans les composantes des biomasses aériennes et souterraines de cinq variétés de canne à sucre dans un sol volcanique de Guadeloupe. Programme REBECCA. Note scientifique n°10 du CIRAD, juillet 2012. https://agritrop.cirad.fr/567654/1/document_567654.pdf

Neldner, V. J., Kirkwood, A. B., Collyer, B. S., 2004. Optimum time for sampling floristic diversity in tropical eucalypt woodlands of northern Queensland. The Rangeland Journal, 26(2), 190–203.

OPALE, Observatoire de la Pollution Agricole aux antilLEs,
https://www.recotox.eu/Dispositifs-et-sites/OPALE-Observatoire-de-la-Pollution-Agricole-aux-antilLEs.

ORSTOM (Office de la recherche scientifique et technique outre-mer), 1981. Carte des sols n°2838. (IN) Les ressources en eau de surface de la Guadeloupe : figures - annexes / dressée par P. Chaperon ;

d'après la carte des sols de F. Colmet Daage, http://sphaera.cartographie.ird.fr/carte.php?num=2838

Pascal-Lorber S., Letondor C., Liber Y., Jamin E.L., Laurent F., 2016. Chlordecone Transfer and Distribution in Maize Shoots. J Agric Food Chem., 20; 64 (2), 409-415.

Pinder J.E., McLeod K.W., Lide R.F., Sherrod K.C., 1991. Mass loadin of soil particles on a pasture grass/ J. Environ. Radioactivity, 13, 341-354.

Schroll, R., Bierling, B., Cao, G., Dörfler, U., Lahaniati, M., Langenbach, T., Scheunert, I., Winkler, R., 1994. Uptake pathways of organic chemicals from soil by agricultural plants. Chemosphere, 28 (2), 297–303.

Tillieut O., 2006. Cartographie de la pollution des sols de Guadeloupe par la chlordecone. Rapport Technique 2005-2006. https://daaf.guadeloupe.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/071005_DAF-SPV-OT_cartographie-pollution-sols-Guadeloupe-chlordecone_cle8da565.pdf

Woignier T., Fernandes P., Soler A., Clostre F, Carles C., Rangon L., Lesueur-Jannoyer M., 2013. Soil microstructure and organic matter : keys for chlordecone sequestration. J. Hazar. Mater., 15, 262, 357-364.

Tableau 1 : Contamination des fourrages selon l'espèce et les parties prélevées ainsi que la hauteur par rapport au sol, et contamination du sol associé. Estimation du facteur de bioconcentration (BCF) par ratio entre ces 2 contaminations. La coloration de la colonne concentration en CLD du sol est fonction du type de sol : blanc pour nitisol, gris pour andosol.

Genre	Espèce	[CLD] µg.kg^{-1} MS sol	Partie prélevée	[CLD] µg.kg^{-1} MS végétaux	BCF (sans unité)	Partie prélevée	[CLD] µg.kg^{-1} MS végétaux
			0-10 cm			> 10 cm	
Brachiaria	*decumbens*	120	Tiges+feuilles	41	0,34	Tiges+feuilles	< LQ
Brachiaria	*decumbens*	330	Tiges+feuilles	177	0,54	Tiges+feuilles	< LQ
Brachiaria	*decumbens*	60	Tiges+feuilles	24	0,40	Tiges+feuilles+fleurs	< LQ
Brachiaria	*decumbens*	2000	Tiges+feuilles	839	0,42	Tiges+feuilles	< LQ
Brachiaria	*decumbens*	20	Tiges+feuilles	20	1,00	Tiges+feuilles	< LQ
Brachiaria	*decumbens*	20	Tiges+feuilles	16	0,80	Tiges+feuilles	< LQ
Brachiaria	*decumbens*	10	Tiges+feuilles	1	0,10	Tiges+feuilles	< LQ
Brachiaria	*decumbens*	10	Tiges+feuilles+fleurs	0	0,00	Tiges+feuilles	< LQ
Brachiaria	*decumbens*	520	Tiges+feuilles	342	0,66	Tiges+feuilles	< LQ
Calopogonium	*mucunoïdes*	530	Tiges	182	0,34	Tiges	< LQ
Digitaria	*decumbens*	610	Tiges+feuilles	528	0,87	Tiges	< LQ
Paspalum	*conjugatum*	20	Tiges+feuilles	9	0,45	Tiges+feuilles	< LQ
Paspalum	*conjugatum*	815	Tiges+fleurs	553	0,68	Tiges+feuilles	< LQ
Paspalum	*paniculatum*	90	Tiges+feuilles	33	0,37	Tiges+feuilles+fleurs	< LQ
Touffes de graminées	plusieurs espèces	10	Tiges	0	0,00	Tiges+feuilles+fleurs	< LQ
Touffes de graminées	plusieurs espèces	20	Tiges	9	0,45	Tiges+feuilles+fleurs	< LQ
Ipomeae	*carnea*	310	sur *Panicum maximum*	51*	0,16	sur *Panicum maximum*	< LQ *
Panicum	*maximum*	310	Tiges	158*	0,51	Tiges+feuilles+fleurs+graines	< LQ *
				* : 0-40 cm			* : > 40cm

Tableau 2 : Caractéristiques de quelques espèces végétales contaminées à vocation fourragère potentielle et concentration de chlordécone dans les végétaux et sols associés avec estimation du facteur de bioconcentration (BCF)

Espèce	Famille	Système racinaire	Phénologie	Type de sol	[CLD] plante (µg.kg^{-1} MS)	[CLD] sol (µg.kg^{-1} MS	CLD BCF
Aeschymomene sensitiva	Fabaceae	Fasciculé	Floraison	Sol Brun andique	11	100	0,11
Aleurites moluccana	Euphorbiaceae	Pivot	Végétatif	Andosol	220	2524	0,087
Bidens pilosa	Asteraceae	Fasciculé	Floraison	Andosol	59	959	0,061
Cyperus esculentus	Cyperaceae	Fasciculé	Floraison	Nitisol	20	160	0,125
Cyperus esculentus	Cyperaceae	Fasciculé	Floraison	Sol Brun andique	15	22	0,682
Coix lacryma-job	Poaceae	Fasciculé	Floraison	Nitisol	46	1958	0,023
Colocasia esculenta s.	Araceae	Rhizome	Végétatif	Nitisol	17	5738	0,002
Colocasia esculenta s.	Araceae	Rhizome	Végétatif	Andosol	11	2309	0,005
Colocasia esculenta s.	Araceae	Rhizome	Végétatif	Andosol	12	2314	0,005
Colocasia esculenta s.	Araceae	Rhizome	Végétatif	Andosol	76	6132	0,012
Dichantium annulatum	Poaceae	Fasciculé	Végétatif	Andosol	259	797	0,325
Dracaena fragans	Asparagaceae	Fasciculé	Végétatif	Sol Brun andique	14	59	0,237
Dracaena fragans	Asparagaceae	Fasciculé	Végétatif	Andosol	33	2605	0,012
Ipomea grandifolia	Convolvulaceae	Stolon	Végétatif	Andosol	120	1361	0,088
Kilinga erecta	Cyperaceae	Fasciculé	Floraison	Andosol	43	935	0,046
Mikania micrantha	Asteraceae	Stolon	Floraison	Andosol	82	1040	0,079
Mikania micrantha	Asteraceae	Stolon	Floraison	Andosol	100	4708	0,021
Mikania micrantha	Asteraceae	Stolon	Végétatif	Nitisol	16	696	0,023
Mikania micrantha	Asteraceae	Stolon	Floraison	Nitisol	4	586	0,007
Mimosa pigra	Mimosaceae	Fasciculé	Végétatif	Nitisol	2	424	0,005
Musa acuminata	Musaceae	Fasciculé	Végétatif	Sol Brun andique	11	38	0,289
Panicum maximum	Poaceae	Fasciculé	Floraison	Sol Brun andique	16	107	0,149
Panicum maximum	Poaceae	Fasciculé	Végétatif	Nitisol	12	1530	0,008

Panicum maximum	Poaceae	Fasciculé	Végétatif	Andosol	37	6767	0,005
Panicum maximum	Poaceae	Fasciculé	Floraison	Andosol	208	3428	0,061
Panicum trichoïdes	Poaceae	Fasciculé	Floraison	Andosol	245	3048	0,080
Polypodium	Polypodiaceae	Fasciculé	Végétatif	Andosol	32	985	0,032
Saccharum officinais	Poaceae	Fasciculé	Végétatif	Andosol	22	2150	0,010
Senna alata	Fabaceae	Fasciculé	Floraison	Nitisol	14	74	0,189
Synedrella nodiflora	Asteraceae	Stolon	Floraison	Andosol	25	1707	0,015

	% MO (sol)	[CLD]plante	[CLD]sol	BCF	Biomasse sèche	Biomasse fraîche
% allophane (sol)	**0,57****	0,27	0,04	0,18	0,09	0,23
	% MO (sol)	**0,54****	**0,52****	-0,21	-0,08	-0,05
		[CLD]plante	**0,41***	0,1	-0,2	-0,31
			[CLD]sol	**-0,74****	0,07	0,16
				BCF	-0,18	-0,29
					Biomasse sèche	**0,71****

Figure 1 : Matrice des corrélations de Pearson des variables log-transformées (caractères en gras : corrélation significative avec * p<0,05 et ** p < 0,01)

Figure 2 : Schéma du transfert sol-plante de la chlordécone et principaux processus impliqués

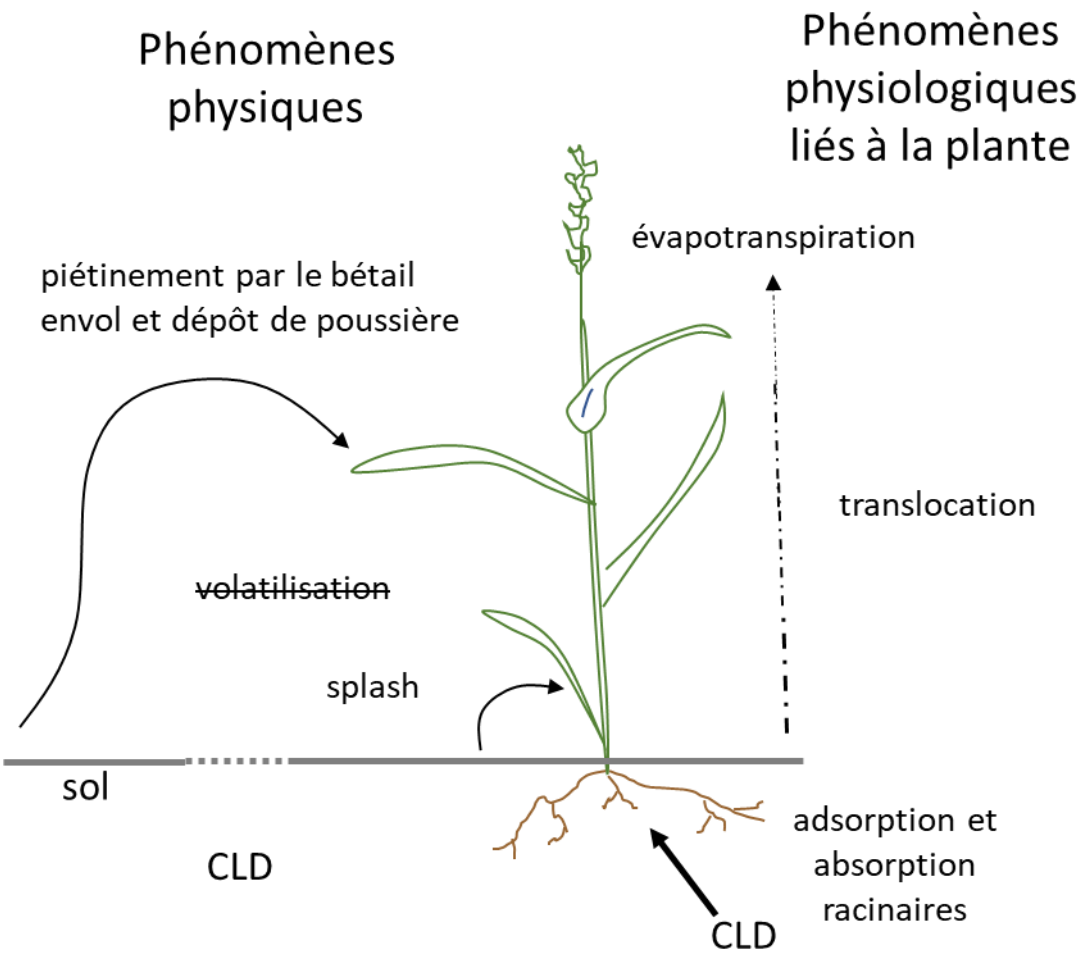
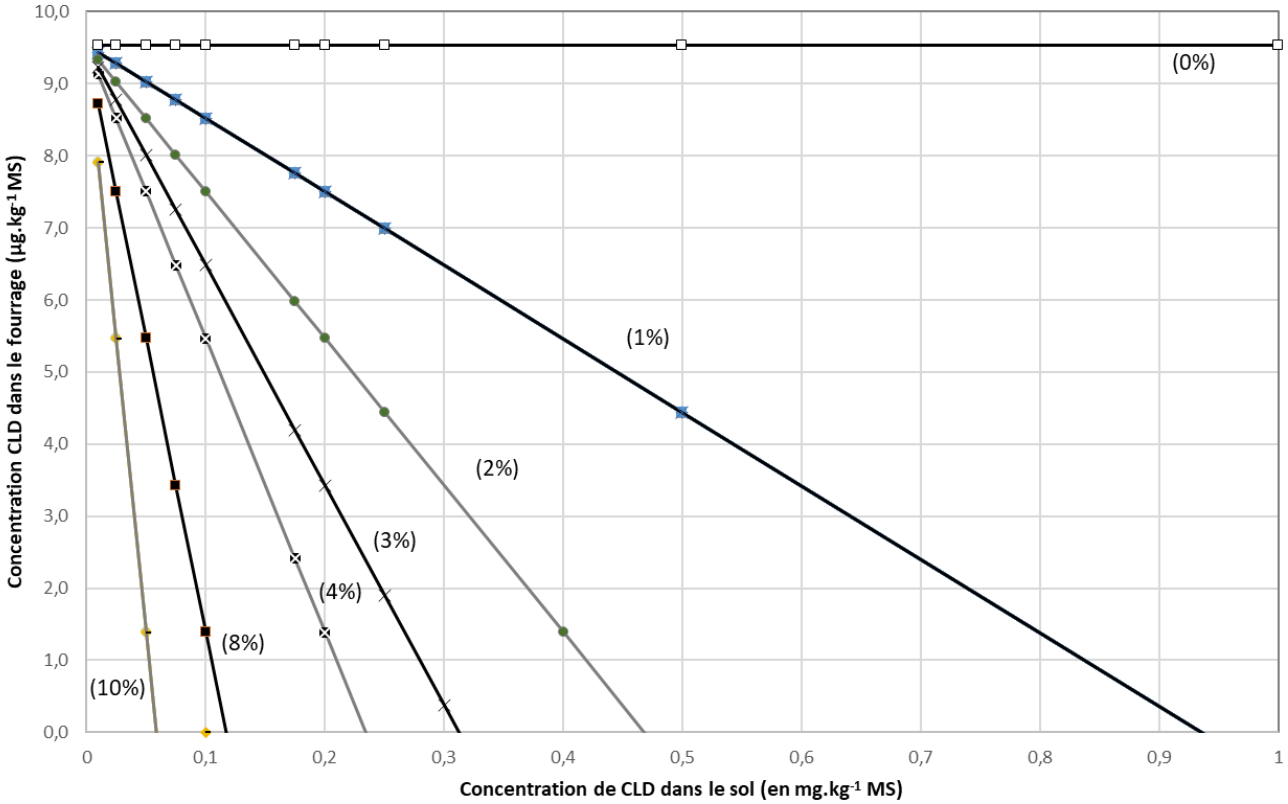


Figure 3 : Concentration (µg.kg^{-1} MS) à ne pas dépasser dans le fourrage (ordonnée) pour ne pas dépasser la LMR dans le tissu adipeux (27 µg.kg^{-1}) en fonction du taux d'ingestion de sol (pourcentages entre parenthèses) et de la contamination du sol (abscisse) en mg.kg^{-1} MS chez le bovin



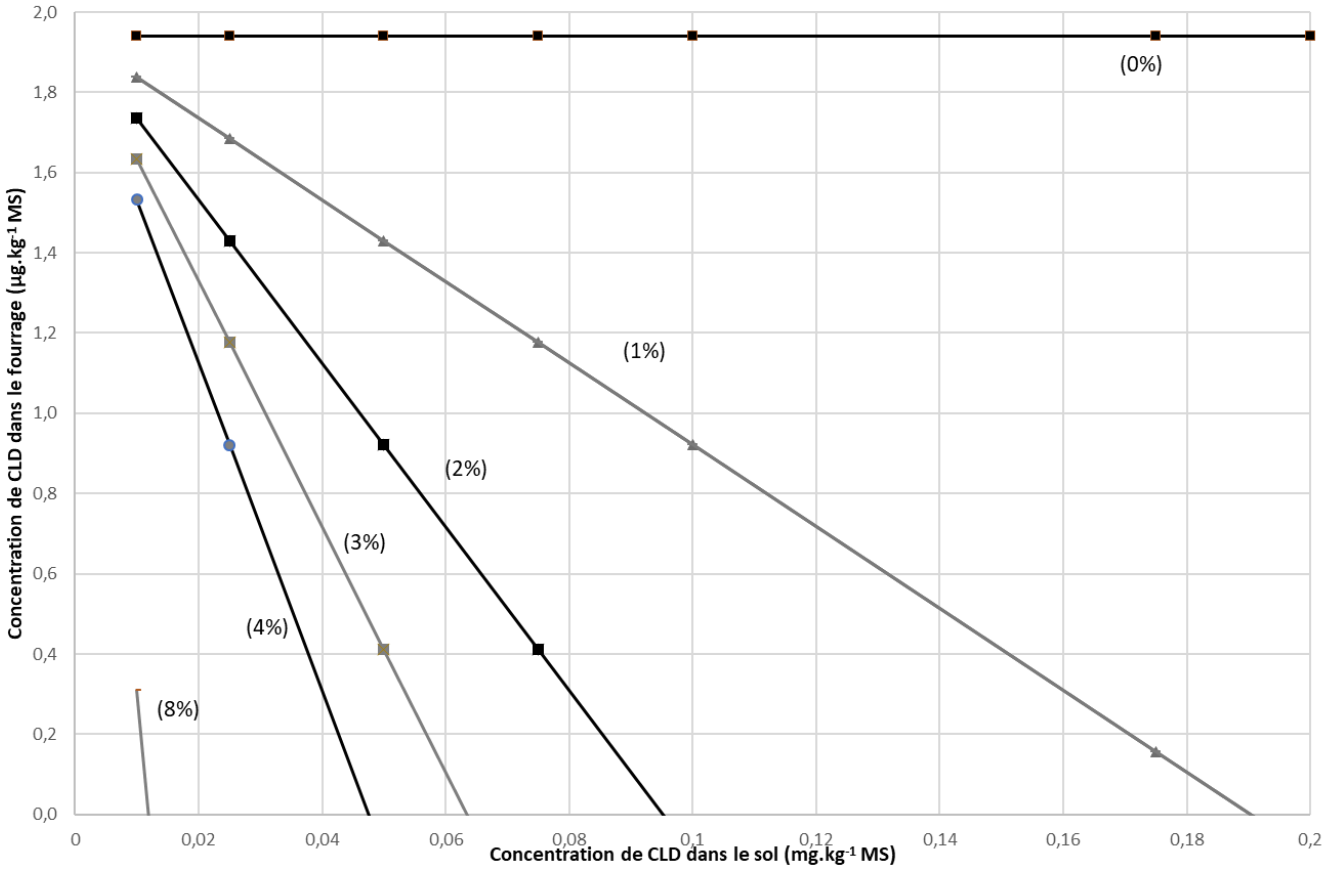


Figure 4 : Concentration (µg.kg^{-1} MS) à ne pas dépasser dans le fourrage (ordonnée) pour ne pas dépasser la LMR dans foie (20 µg.kg^{-1}) en fonction du taux d'ingestion de sol (pourcentages entre parenthèses) et de la contamination du sol (abscisse) en mg.kg^{-1} MS chez le bovin

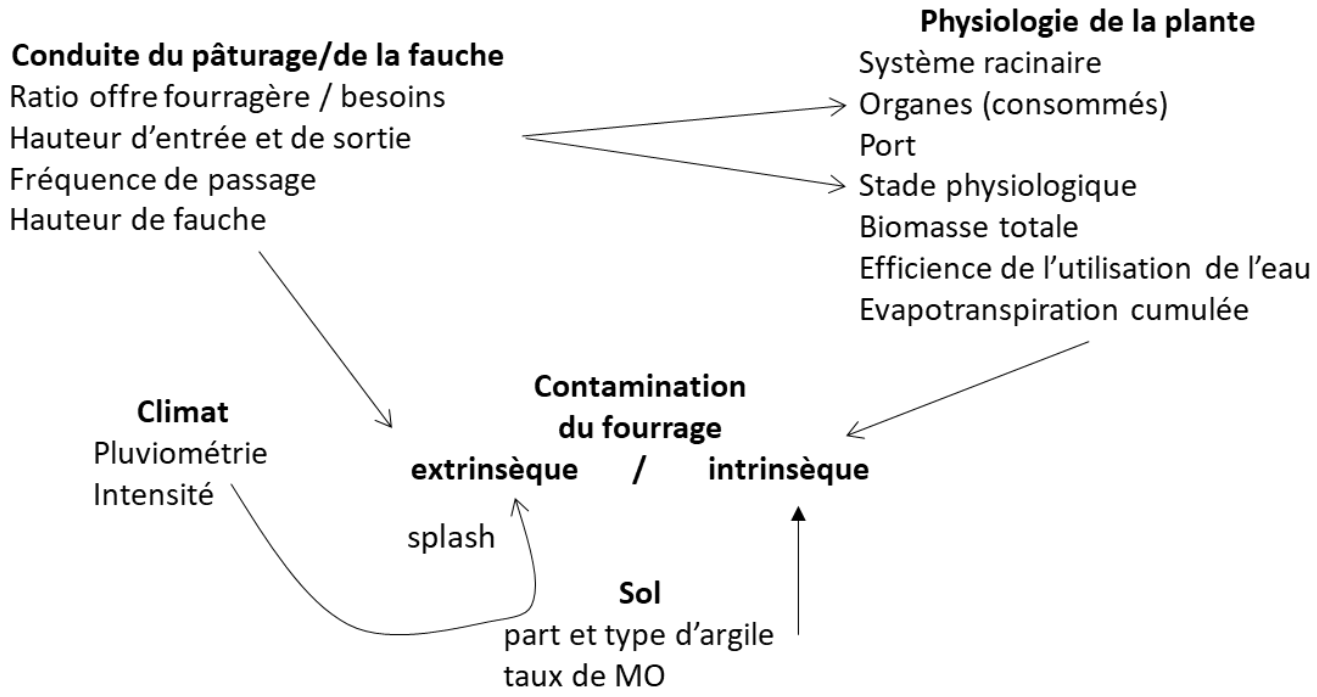



Figure 5 : Principaux facteurs modulant la contamination du fourrage