

# Exposition des ruminants aux Polluants Organiques Persistants et voies de décontamination

RYCHEN G., JURJANZ S., FOURNIER A., TOUSSAINT H., FEIDT C.  
Université de Lorraine, INRA – UR AFPA, 2 av de la forêt de Haye, 54505 Vandoeuvre cedex

## RESUME

D'origine anthropique, les polluants organiques persistants (POP) sont disséminés dans l'environnement. Ces composés hydrophobes, caractérisés par une forte persistance dans l'environnement, peuvent être bio-accumulés dans les tissus adipeux des animaux d'élevage. L'Union Européenne a défini des teneurs maximales pour les dibenzo-p-dioxines, les dibenzofuranes polychlorés (PCDD/F) et les polychlorobiphényles « dioxin like » et « non dioxin like » (PCB DL et PCB NDL) dans les aliments d'origine animale (règlements UE n°1881/2006, 1259/2011). Lorsque les ruminants sont accidentellement exposés à du fourrage et/ou des sols contaminés, il a été constaté que leurs produits sont rapidement impropres pour la consommation humaine. Cette contamination est multifactorielle : elle dépend de facteurs environnementaux, de facteurs liés au système d'élevage (type d'animal, fourrages et sols potentiellement contaminés, état et statut physiologique, niveau de production du troupeau) et des caractéristiques des contaminants. A titre d'exemple, à l'équilibre les taux de transfert de fourrages contaminés vers le lait varient entre 5 à 90% selon les composés PCB, et de 1 à 40% pour les PCDD/F. Les différences de niveau de transfert sont liées à l'hydrophobicité des polluants ainsi qu'à leur sensibilité métabolique.

Le sol peut lui aussi être un réceptacle de la pollution. Suivant la durée et l'intensité de l'émission polluante, il peut jouer le rôle de réservoir. Il est donc important d'appréhender la quantité de sol ingérée par les ruminants ainsi que la biodisponibilité des contaminants présents dans cette matrice. En effet, les caractéristiques du sol telles que le taux de carbone organique et les concentrations d'argile sont souvent considérées comme pouvant réduire la disponibilité des POP. Les études les plus récentes indiquent que le sol est réellement une matrice à risque en termes de transfert de polluants vers la chaîne alimentaire via deux facteurs : une ingestion parfois importante (jusqu'à 10% de la ration) et une disponibilité significative des polluants.

Les gestions de crises liées aux contaminations accidentelles en POP sont complexes : ainsi, à titre d'exemple, la gestion des élevages contaminés par les PCB dans le département de la Loire en 2008-2010 (France) a coûté plus de 3 millions d'euros et près de 2.000 bovins ont dû être euthanasiés. La question de recherche qui en découle est la suivante : les ruminants contaminés accidentellement par des POP et impropres à la consommation, peuvent-ils être décontaminés et utilisés à nouveau pour leur but initial. Les études les plus récentes montrent que le processus de décontamination est envisageable : il dépend à la fois du niveau initial de la contamination et de l'état physiologique des animaux.

## Livestock exposure to Persistent Organic Pollutants and decontamination pathways

RYCHEN G., JURJANZ S., FOURNIER A., TOUSSAINT H., FEIDT C.  
Université de Lorraine, INRA – UR AFPA, 2 av de la forêt de Haye, 54505 Vandoeuvre cedex

## SUMMARY

Human activities produce polluting compounds such as Persistent Organic Pollutants (POP). The risk of transfer through the food chain via the animal product has raised concerns about POP. These compounds are characterised by a strong persistence in the environment and a lipophilicity which leads to their accumulation in fat tissues. In EU Regulations (N°1881/2006, 1259/2011) maximum acceptable levels for polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans (PCDD/F) and dioxin-like or nondioxin-like polychlorinated biphenyls (DL and NDL PCB) in food from animal origin have been set. Livestock exposed to contaminated forage or soil result in meat or milk unfit for human consumption. Transfer rates from contaminated fodder to milk have been established: for PCB the rate of transfer varies from 5 to 90%, for PCDD/F from 1 to 40% for PCB. The differential transfer of the compounds towards milk is related to the hydrophobicity of the pollutants as well as to the metabolic susceptibility of the compounds. According to numerous authors, the soil is the major reservoir for POP, and its involuntary ingestion by farm animals reared outdoors may be a main cause of animal product contamination (meat, milk or eggs). The most recent studies seem to indicate that soil is a real risk matrix in terms of transfer of pollutants to the food chain. Thus, soil must be considered as a potential contributor to the risk of contamination of animal products. A POP crisis management is extremely difficult, since it impacts many farmers located in the contaminated area. As an example, the management of farms contaminated by PCB in the Loire department in 2008-2010 (France) cost over 3 million euros and nearly 2,000 cattle had to be euthanized. The question arising is to know if livestock contaminated by POP may be decontaminated and further used for their initial purpose. Recent data demonstrate that the decontamination process appears feasible and depends on the initial level of contamination or the physiological status of the animals.

## INTRODUCTION

Les activités humaines sont à l'origine d'émissions de polluants vers l'atmosphère engendrant des risques de dépôt

sur l'ensemble de la surface terrestre. Ces dépôts affectent les zones de culture et de pâturages situées à proximité ou à distance des zones émettrices (Beyer et al., 2000, Lohman and Seigneur, 2001). Les questions relatives au transfert des

Polluants Organiques Persistants (POP) dans la chaîne alimentaire sont de plus en plus d'actualité en termes d'évaluation et de gestion des risques (Rychen et al., 2005; Antignac et al. 2006). Définis dans la convention de Stockholm, les POP sont considérés toxiques pour la santé humaine et les écosystèmes. Ils concernent indifféremment des pesticides, des composés d'origine industrielle tels que les PCB DL et NDL (PolyChloroBiphényles Dioxin Like ou Non Dioxin Like) ou des sous-produits involontaires des processus industriels et/ou de combustion tels que les dioxines/furanes (PCDD/F).

L'Union européenne a défini des teneurs maximales pour les dibenzo-p-dioxines, les dibenzofuranes polychlorés (PCDD/F) et des polychlorobiphényles (PCB) dans les aliments d'origine animale (règlements UE n°1881/2006, 1259/2011). Dès lors que les produits animaux dépassent les limites réglementaires en POP, la commercialisation des produits animaux est interdite et les troupeaux sont placés sous séquestre voir abattus. Ainsi, lors des dernières crises liées aux POP en France (Incinérateur défectueux à Gilly sur Isère en 2001, incendie accidentel à St Cyprien, 2008, procédés industriels défectueux à Grez en Bouère en 2011), plus de 8000 bovins ont été abattus. Il va sans dire que de telles crises provoquent des désastres de nature économique, sociale et humaine. Les questions de recherche associées à ces situations de crise sont de différents ordres : (i) identifier les niveaux d'exposition des ruminants dans les zones ou les fourrages et/ou le sol sont contaminés, (ii) caractériser la biodisponibilité des contaminants des matrices environnementales et fourragères ainsi que le processus de contamination des animaux d'élevage et (iii) évaluer le potentiel de décontamination des animaux dont les teneurs dépassent les normes réglementaires ?

## 1. EXPOSITION DES RUMINANTS AUX POP

### 1.1. LES RUMINANTS SONT EXPOSÉS VIA LE FOURRAGE ET LE SOL

Dès leur émission, les POP sont dirigés vers la surface terrestre par dépôts gazeux ou particulaires selon les conditions environnementales. Le transport atmosphérique de ces composés peut se traduire par la contamination de sites éloignés de toute source d'émissions (Lohman et Seigneur, 2001 ; Garban et al, 2002). Selon Benett et al (1998), Van Pul et al (1998) ou Beyer et al (2000) les congénères de dioxines TCDD et OCDD peuvent parcourir des centaines de kilomètres. La volatilité et le transport sur de longues distances est un phénomène connu également pour les polychlorobiphényles (PCB). Ces composés sont stables et peuvent parcourir des distances supérieures à 1000 km à partir du lieu d'émissions et être retrouvés dans des zones isolées (Teil et al., 2004). Ainsi, la contamination de la végétation en un site donné n'est pas liée exclusivement à la source la plus proche. De manière générale, les composés les moins volatiles se déposent majoritairement dans une zone restreinte autour de la source d'émission, alors que les composés volatiles sont disséminés plus largement. Ainsi, les contaminants sont transportés dans l'atmosphère et descendent vers les couches laminaires circulant autour des végétaux permettant ainsi l'interaction entre contaminants et surfaces des feuilles (Bakker et al 2001). Le dépôt gazeux, le dépôt sec de particules, le dépôt humide de particules et l'absorption racinaire sont autant de voies de contact entre les POP et les végétaux (Welsch-Pausch et al 1995, MacLachlan 1999, Bakker et al 2000, Bakker et al 2001, Teil et al 2004). La contamination par absorption racinaire est considérée comme négligeable chez les végétaux consommés par les ruminants (Wild et Jones 1992, Welsch-Pausch et al 1995, Kipopoulou et al 1999) car les POP sont des composés très lipophiles et par conséquent peu solubles dans la sève des végétaux (Simonich et Hites

1994). La contamination du fourrage est donc essentiellement induite par le dépôt atmosphérique et plus précisément par le dépôt gazeux des polluants les plus volatiles et par le dépôt particulaire des autres composés (Smith and Jones, 2000, Thomas et al 2002). En revanche, le dépôt humide (solubilisation des polluants dans l'eau de pluie ou le brouillard) est limité du fait de l'hydrophobicité des molécules.

Les conditions environnementales, les caractéristiques du végétal étudié et les propriétés physico-chimiques des composés influent sur le type de dépôt et la quantité de polluants adsorbés sur le végétal. La température conditionne la forme sous laquelle les POP sont présents dans l'atmosphère : gaz ou particules (Howsam et al 2000, Bakker et al, 2001, Blais et al 2003). La vitesse et la direction du vent affectent à leur tour les modalités de dépôt dans les végétaux via la répartition des composés dans l'atmosphère (Bakker et al 2001, Lohman et Seigneur 2001, Teil et al 2004, Smith et al 2001). Enfin, la pluie peut modifier le dépôt en agissant par lessivage ou par augmentation des dépôts humides.

Les caractéristiques du végétal telles que la pilosité de la feuille, la composition de la cuticule ou encore l'architecture de la plante modulent les concentrations en POP d'une plante à l'autre. Lorsque la feuille est rugueuse le dépôt particulaire augmente (Howsam et al 2000), les particules sont piégées et se décrochent difficilement (Bakker et al 2001) sauf par lessivage suite aux précipitations (Wild and Jones 1992). La cuticule, riche en cires, contribue à l'accumulation des molécules lipophiles (Müller et al 2001) via la cutine (Thomas et al 1998). La qualité des cires de la plante sera donc déterminante dans le piégeage des polluants (Smith et al 2001).

Le rendement et la densité d'une production fourragère sont également des facteurs explicatifs des concentrations de polluants via la surface d'échange avec la phase gazeuse (Smith et al 2001). A titre d'exemple, la surface de dépôt des végétaux est de 6 à 14 fois supérieure à celle du sol sur lequel ils se développent (Simonich et Hites 1994).

Lorsque les contaminants se déposent sur le sol, ils ont tendance à s'accumuler dans la partie superficielle (Fries, 1982; Stevens et Gerbec, 1988; Jones et al, 1989), c'est-à-dire dans les 5 premiers cm en l'absence de travail du sol et dans l'horizon cultivé en cas de labour. En raison de leur caractère lipophile et de leur faible solubilité aqueuse, les POP sont généralement fortement adsorbés aux éléments du sol. Leur adhésion aux composants du sol dépend de leurs propriétés physico-chimiques (pression de vapeur (constante de Henry), Kow (coefficient de partage Octanol-eau), et des facteurs climatiques (Duarte-Davidson et Jones, 1996). Les caractéristiques du sol (composition de la matière organique, teneur en carbone organique, acidité, potentiel d'oxydoréduction) vont contrôler les processus d'absorption et de désorption des polluants, et leur distribution dans les phases liquides, solides et gazeuses (Billeret et al., 2000 ; Chiou et al., 2000 ; Huang et al., 2003).

Dans des cas particuliers, les concentrations de POP dans le sol peuvent atteindre 1000 ng/kg de matière sèche pour les PCDD/F et 50 µg/kg pour les PCB (Krauss et Wilcke, 2003). Dans les végétaux les niveaux de contamination sont généralement moindres et ne dépassent pas des valeurs de quelques dizaines de nanogrammes de PCDD/F et 1-2 µg de PCB par kg de matière sèche de fourrage (Costera et al., 2006 ; Welsh-Pausch et al., 1995). Il va de soi que ces valeurs de contamination des sols et/ou des fourrages sont très fluctuantes et dépendent totalement du type de contamination. Ainsi, une contamination chronique mais de faible niveau se traduira par une accumulation des contaminants dans le sol (effet mémoire) alors que le

fouillage sera faiblement contaminé (renouvellement permanent de la masse végétale). A l'inverse, lorsque la contamination est plus importante mais de courte durée, le fourrage peut être plus contaminé que le sol.

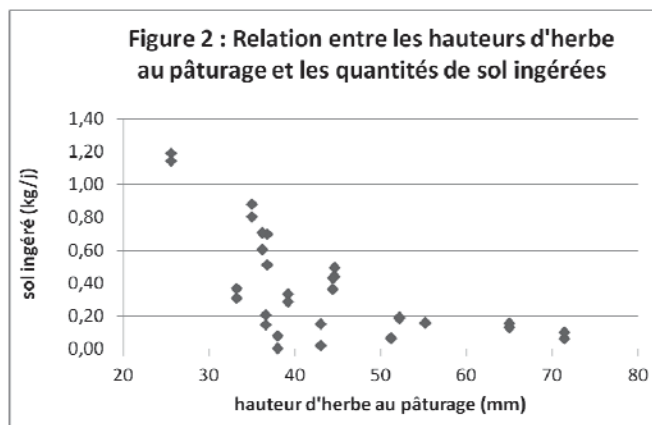
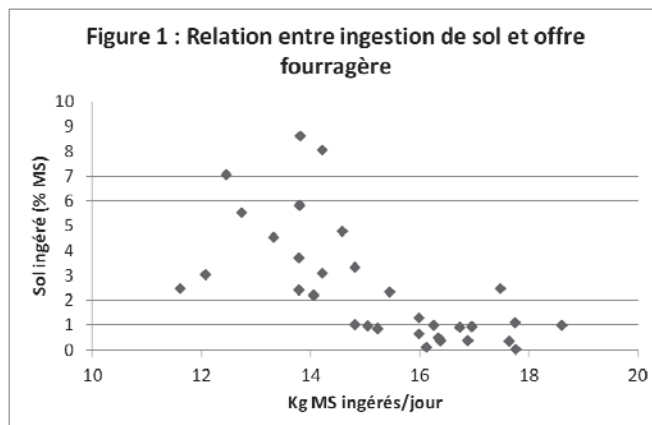
Les matrices « sol » et « fourrage » sont toutes deux potentiellement des matrices à risques. Si l'ingestion de fourrage par les ruminants est parfaitement connue et maîtrisée, il n'en est pas de même de l'ingestion involontaire de sol qui n'a été que peu étudiée dans les dernières décennies. Le chapitre ci-dessous résume les connaissances actuelles sur les niveaux d'ingestion de sol des ruminants élevés en extérieur.

## 1.2. NIVEAU D'INGESTION DE SOL AU PATURAGE

Le sol peut être ingéré involontairement par les ruminants au pâturage, soit par inadvertance, soit par l'ingestion de végétaux souillés par du sol ou encore des aliments (foin, pierres à sel) déposés sur le sol. Ainsi, dans les zones contaminées, le sol est une matrice à risques en termes d'entrée des contaminants dans la chaîne alimentaire (Mamontova et al., 2007). Il est donc essentiel de préciser l'ingestion de sol par les bovins au pâturage. En effet, même si l'ingestion de sol restera toujours très inférieure à l'ingestion de fourrages, le différentiel de contamination des sols et des fourrages peut engendrer une exposition aussi importante via les deux matrices.

L'ingestion de sol par les animaux sauvages (Beyer et al., 1994), les ovins (Healy et al., 1967) ou les bovins (Healy 1968, Fries et al. 1982) est généralement estimée à l'aide de marqueurs indigestibles tels que les cendres insolubles dans l'acide chlorhydrique ou le titane. Cependant les données disponibles sur l'ingestion de sol par le bétail au pâturage sont souvent anciennes et obtenues dans des conditions qui ne correspondent plus aux pratiques d'aujourd'hui. Ainsi, ces données ne sont pas transposables aisément aux systèmes de pâturage actuels (Healy 1968, Mayland et al., 1975, Thornton et Abrahams, 1983). Il faut souligner également que l'ingestion de sol est forcément variable en fonction des pratiques alimentaires et des systèmes fourragers.

Fries et al. (1982) ont observé des niveaux d'ingestion de sol oscillant entre 1 à 3% de la matière sèche totale. Pour Healy (1968) et Thornton et Abrahams (1983) l'ingestion quotidienne de sol peut atteindre 1 kg de matière sèche dans les conditions difficiles de pâturage. Plus récemment, Jurjanz et al. (2012) ont cherché à déterminer les quantités de sol ingérées chez les vaches laitières dans des conditions de pâturage intensif. Ces auteurs ont focalisé leur attention sur la pression de pâturage et l'allocation quotidienne de fourrage. Les figures 1 et 2 indiquent une relation inverse entre la quantité d'herbe offerte aux bovins et l'ingestion de sol. Elles mettent en évidence que dans les conditions d'abondance fourragère (potentiel d'ingestion de plus de 15 kg de matière sèche par vache et par jour), l'ingestion de sol est très limitée et ne dépasse pas 2,5 % de la matière sèche totale ingérée (figure 1). Dans les situations où l'offre fourragère est réduite, les quantités de sol ingérées augmentent rapidement pouvant dépasser 1 kg de matière sèche par bovin et par jour. La figure 2 montre également qu'une hauteur d'herbe inférieure à 50 mm se traduit par un risque accru d'ingestion de sol. Les travaux de Jurjanz et al. (2012) apportent ainsi un éclairage intéressant sur l'ingestion de sol par les ruminants et révèlent les conditions à risque. Il faut souligner que l'espèce animale par son mode de préhension du fourrage peut modifier le taux d'ingestion du sol (tonte rase ovine par exemple). Sachant que le sol peut présenter des niveaux de contaminations élevées, il conviendra donc tenir compte de la contribution de la matrice sol dans l'évaluation des risques de transfert des POP dans la chaîne alimentaire.



## 2. BIODISPONIBILITE DES POP DES FOURRAGES ET DES SOLS ET TRANSFERT VERS LES PRODUITS ANIMAUX

Plusieurs études menées chez le ruminant ont tenté d'appréhender les paramètres cinétiques de contamination des ruminants (Fries et al., 1973 ; Thomas et al., 1999 ; Rossi et al., 2010 ; McLachlan et al., 1994 ; Huwe et al., 2005). Au cours du processus de contamination les POP suivent une cinétique de transfert en deux étapes :

- La phase de bioaccumulation qui est la phase initiale durant laquelle les tissus adipeux et hépatiques se chargent en polluants
- La phase d'équilibre, durant laquelle les concentrations de contaminants dans les tissus sont constantes

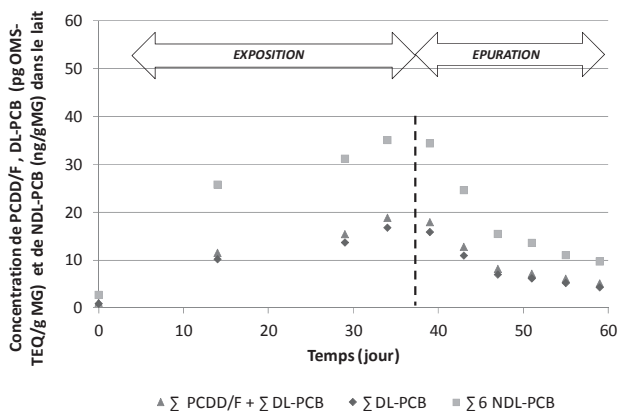
L'absorption, la distribution, le métabolisme et l'excrétion des POP diffèrent selon les congénères. Pour les congénères faiblement chlorés, par exemple le PCB74, Thomas et al. (1999) ont montré que l'absorption intestinale de ce congénère est de 81,6%, et la partie non absorbée (18,4%) est excrétée dans les fèces. Après l'absorption, ce congénère se distribue dans les différents tissus et organes via le sang, 51% de la quantité absorbée est métabolisée et le reste est stocké dans le tissu adipeux et excrété dans le lait avec un flux "ingestion-excrétion" de 36,8%. Pour les congénères fortement chlorés, Thomas et al. (1999) ont suggéré que l'absorption du PCB 138 est de 54% et son excrétion dans les fèces est de 60 %. Une fois absorbé le PCB 138 est stocké dans les tissus adipeux des animaux (non métabolisé) et excrété dans le lait avec un flux "entrée-sortie" de 74%. McLachlan et al. (1994) ont observé un flux "entrée-sortie" supérieur à 100% (106,5%) pour le même congénère et ils ont expliqué cette augmentation par la mobilisation et l'excrétion des PCB déjà stockés dans les graisses corporelles des vaches suite à leur perte de poids.

Les ruminants étant potentiellement exposés à des matrices végétales et des matrices sol, il convient de préciser la disponibilité des contaminants pour chacune de ces matrices.

## 2.1. TAUX DE TRANSFERT DES POP DU FOURRAGE VERS LE LAIT

Les taux de transfert des POP des fourrages contaminés sont déterminés à l'équilibre : « excrétion POP/entrée POP=constante = taux de transfert » (Jilg et al, 1992 ; McLachlan et Richter, 1998 ; Fries et al. 1999 ; Winters et al. 2000 ; Richter et McLachlan, 2001 ; Costera et al., 2006). A titre d'exemple, chez la chèvre laitière, Costera et al. (2006) ont observé que la 2,3,7,8-TCDD a été transférée vers le lait à un niveau proche de 40%. Pour les PCB DL, les taux de transfert ont dépassé 80 % pour les PCB105, 118 et 157. Les taux de transfert ont été plus variables pour les PCB NDL, 5% (PCB 101) à plus de 40% (PCB118, 153 et 180). Plus récemment, Fournier et al (2012) ont rapporté des travaux originaux sur les cinétiques de contamination et de décontamination de chèvres en lactation suite à l'ingestion de maïs ensilage provenant de la zone contaminée de St Cyprien. Les résultats de cette étude sont résumés sur la figure 3. L'augmentation de la contamination du lait est très rapide et dès la 2<sup>ème</sup> semaine d'exposition au maïs ensilage (4,65 pg Toxic Equivalent Quantities (TEQ)/g) le seuil réglementaire de 6 pg TEQ/g de matière grasse (MG) a été franchi. Au plateau, les niveaux de contamination ont avoisiné les 20 pg TEQ par g de MG et les taux de transfert moyens ont été estimés à 53 % pour les PCB-DL et à 47 % pour la somme PCB-DL + PCDD/F.

**Figure 3 :** Cinétique de contamination et de décontamination de chèvres laitières exposées à du maïs ensilage contaminé en PCB (4,65 pg TEQ PCDD/F-PCB / g de MS)



Ainsi, les POP du fourrage contaminé semblent rapidement et fortement transférés vers le lait, suggérant une forte biodisponibilité de ces composés. Les résultats de Costera et al. (2006) et Fournier et al. (2012) rappellent également que les produits animaux issus de zones contaminées peuvent rapidement dépasser les seuils réglementaires définis dans les règlements européens 1881/2006 et 1259/2011, et devenir impropres à la consommation humaine. C'est la raison pour laquelle des milliers de bovins ont été abattus dans les zones contaminées d'Alberville (2001), de St Cyprien (2008) ou de Grès en Bouère (2011).

## 2.2. BIODISPONIBILITE RELATIVE DES POP DU SOL CONTAMINE

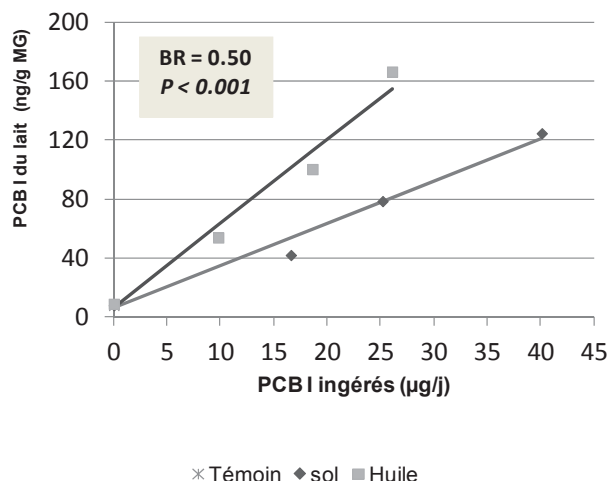
Ounnas et al. (2010) ont établi les coefficients de transfert des PCB du sol vers le lait dans des conditions contrôlées. Les animaux ont été exposés durant 80 jours à de l'aliment contenant 5% de sol contaminé en PCB. Les taux de transfert des PCB ont révélé des niveaux variant entre 6 et 62% en

fonction des composés, avec une valeur moyenne de 44 %. Ainsi, les niveaux de transfert des PCB du sol semblent similaires aux taux de transfert des PCB du fourrage (Fournier et al., 2012 ; Costera et al. , 2006). Ce résultat nous a conduit à caractériser plus finement la biodisponibilité des POP du sol en étudiant l'aptitude du sol à retenir les POP durant le processus digestif. Il avait par exemple été suggéré une absorption moindre des PCB ayant une forte affinité pour la matière organique (Pu et al., 2006 ; Kookana, 2011).

Ainsi, des approches de biodisponibilité relative BR (Littell et al., 1997) ont été mises en œuvre afin d'estimer la capacité du sol à retenir les contaminants durant le processus digestif. Ces approches mettent en œuvre deux groupes d'animaux soumis à des doses croissantes dans la matrice « sol » contaminée ou dans une matrice de référence (généralement de l'huile). Cette approche est fondée sur l'hypothèse selon laquelle la concentration d'un composé dans les tissus ou les produits d'excrétion est directement proportionnelle à la dose absorbée. Si des réponses linéaires sont obtenues, la biodisponibilité relative est le ratio entre les pentes des courbes dose-réponse pour le sol contaminé et la forme de référence.

Ce type d'approche a été mis en œuvre pour évaluer la biodisponibilité relative des PCB indicateurs du sol chez la chèvre en lactation (Jondreville et al., 2011). Les valeurs de biodisponibilité relative ont variés entre 36 et 50 % pour les PCB 118, 138 et 153 et de 73% pour le PCB 180. De manière globale, la réponse a été de 50 % (figure 4) suggérant que la moitié des PCB NDL du sol ont été extraits du sol durant le processus digestif. Les PCB les plus extraits du sol ont été les composés avec un plus faible poids moléculaire. Ces résultats suggèrent que le sol est bel et bien une matrice à risque vu qu'une partie significative des contaminants présents sont extraits du sol pendant la phase digestive. Une fois extraits du sol, ces polluants sont potentiellement absorbés, distribués, métabolisés et excrétés par l'animal.

**Figure 4 :** Biodisponibilité relative des PCB du sol chez la chèvre en lactation



Les résultats présentés ci-dessus révèlent que lors d'une situation d'exposition des ruminants aux POP via l'utilisation de fourrages et/ou de sol contaminé, une part significative de ces polluants va être disponible durant le processus digestif et se traduira par la contamination des animaux. Costera et al. (2006) ainsi que Fournier et al. (2012) ont également démontré que lors de l'ingestion d'un fourrage prélevé en conditions réelles (Alberville, St Cyprien), l'augmentation des concentrations est rapide ; les seuils réglementaires peuvent être dépassés en moins de 15 jours (figure 3). Il y a donc lieu

de s'interroger sur les modalités de décontamination des ruminants.

### 3. VOIES DE DECONTAMINATION DES RUMINANTS

Dans les zones d'élevage où les animaux ont été contaminés de manière accidentelle, se pose la question suivante : les animaux dont les produits sont impropres à la consommation, peuvent-ils être décontaminés et utilisés à nouveau pour leur but initial ? Les études les plus récentes montrent que le processus de décontamination est envisageable (Fries et al., 1973 ; Thomas et al., 1999 ; Rossi et al., 2010 ; McLachlan et al., 1994 ; Huwe et al., 2005, Rychen et al., 2012). Ces auteurs ont décrit les deux phases distinctes suivantes :

- Une phase de décontamination rapide, caractérisée par une diffusion importante des polluants du compartiment périphérique vers le sang
- Une phase de décontamination lente, durant laquelle les échanges entre le compartiment périphérique et le sang sont plus limités

Les deux paragraphes ci-dessous indiquent les spécificités du processus de décontamination chez les animaux en lactation et les bovins en croissance.

#### 3.1. DECONTAMINATION VIA L'EXCRETION DES POLLUANTS DANS LE LAIT

L'excrétion dans le lait constitue la voie principale d'élimination des POP chez les vaches laitières (Glynn et al., 2009 ; Rossi et al., 2010). Elle est dépendante des deux paramètres suivants : la physiologie de l'animal (Gill et al., 1992 ; Thomas et al., 1999 ; Chamberland et al., 1994 ; Glynn et al., 2009) et la nature de la molécule (McLachlan et al., 1990 ; Rossi et al., 2010). Dans une étude réalisée par Fries *et al.* (1973), neuf vaches ont été exposées quotidiennement à 200 mg/jour d'Aroclor 1254 (mélange commercial de PCB) durant 60 jours. Après l'arrêt de l'exposition, ces auteurs ont mis en évidence une baisse de 50% de la concentration des PCB dans le lait durant les 15 premiers jours (phase 1), après 15 jours les concentrations ont diminuées moins rapidement (phase 2). Dans une étude réalisée par Chamberland *et al.* (1994), 65 génisses provenant d'une région contaminée par les PCB ont été logés dans une ferme expérimentale pour une période de dix mois afin de déterminer si ces génisses pourraient éliminer les PCB durant cette période d'étude. Les concentrations de PCB dans les graisses corporelles des animaux ont été obtenues par la réalisation de biopsies les jours "0, 117, 203" de l'étude. Ces auteurs ont mis en évidence une baisse de la concentration des PCB dans les graisses corporelles, celle-ci est passée de 0,52 µg/g de MG au premier jour de l'étude à 0,09 µg/g de MG à la fin de l'étude. Selon ces auteurs ce résultat pourrait être dû soit au métabolisme des composés soit à leur dilution dans les graisses corporelles suite à l'augmentation du volume du tissu adipeux des animaux durant leur croissance. Chamberland *et al.* (1994) ont privilégié cette deuxième hypothèse en observant une diminution de la concentration des PCB 118, 138, 153, et 180 plus résistants au métabolisme.

Thomas *et al.* (1999) ont montré que la charge de PCB de l'organisme pouvait diminuer de 25% au cours d'une lactation. Selon Rossi *et al.* (2010), le bilan énergétique de l'animal pourrait être le facteur qui influe le plus sur le taux d'excrétion des PCB dans le lait. En effet, la mobilisation des graisses corporelles qui se produit après la parturition augmente l'excrétion des PCB dans le lait, et la réduction de la mobilisation des graisses quand le bilan énergétique est positif contribue à faire baisser la concentration des PCB dans le lait. La production laitière contribue ainsi à la décontamination des vaches laitières en PCB (Gill *et al.*, 1992 ; Glynn *et al.*, 2009 ; Rossi *et al.*, 2010).

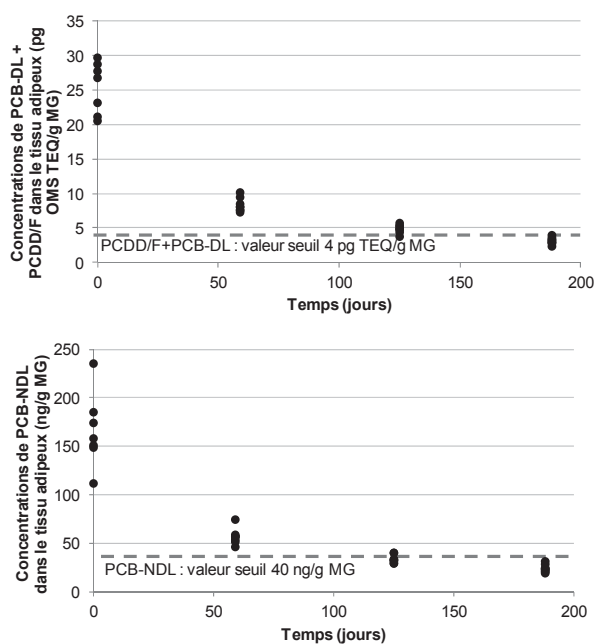
Plus récemment, Fournier et al. (2012) ont montré chez la chèvre que le niveau de contamination du lait peut chuter de 20 pg TEQ PCDD/F et PCB/g de matière grasse à moins de 6 pg en l'espace de 21 jours après l'arrêt de l'exposition des ruminants laitiers à du fourrage contaminé. Le potentiel de décontamination de ruminants présentant une forte production laitière par rapport à leur masse adipeuse semble donc très rapide.

Ainsi, dès lors que les ruminants laitiers ne sont plus exposés à du fourrage contenant des POP, la décontamination des animaux peut être envisagée, les polluants seront progressivement éliminés dans la matière grasse du lait. Le temps de décontamination (décontamination définie comme atteinte de concentrations inférieures au niveau réglementaire) sera fonction de 3 paramètres : le niveau initial, le niveau de production laitière (MG exportée) et le stock corporel de MG.

#### 3.2. DECONTAMINATION VIA LA CROISSANCE DES ANIMAUX

Il est établi que les femelles gravides peuvent transférer une partie de la charge polluante *in utero*. Après la naissance, le jeune sera exposé aux polluants du lait maternel. Ainsi, les veaux issus de troupeaux contaminés sont généralement plus chargés que leur mère (Rychen et al., 2011). La question de la décontamination des veaux, des génisses et des jeunes bovins est donc importante dans les zones de crise.

Figure 5 : Cinétique de décontamination PCB DL et PCB NDL chez la génisse limousine en croissance



Gill *et al.* (2009) ont étudié l'évolution des veaux contaminés par l'ingestion de lait maternel. Dans un groupe de 8 jeunes femelles en croissance, ils ont observé qu'une période de 13 mois d'élevage était nécessaire pour que le niveau de PCB passe de 0,42 µg/g de MG à 0,07 µg/g de MG. Dans le cadre d'un programme de contrôle des niveaux de contaminants organochlorés dans les tissus adipeux des animaux d'élevage en Suède, Glynn *et al.* (2009) ont établi des corrélations entre les niveaux de POP, le développement corporel des animaux et le volume de tissu adipeux. Ces auteurs évoquent la notion de « dilution de croissance » et suggère une relation inversement proportionnelle entre les teneurs de polluants et le volume de tissu adipeux des animaux.

Plus récemment, Rychen *et al.* (2012) ont caractérisé le processus de décontamination de bovins via la croissance. Des bovins allaitants présentant des contaminations initiales supérieures à 20 pg/g MG TEQ de PCB DL et 100 ng/g de PCB NDL ont été déplacés d'une zone contaminée en PCB vers une zone expérimentale saine. Elevées en conditions contrôlées et disposant d'une alimentation standard avec pour objectif un gain de poids de 800 g/j, les génisses ont fait l'objet d'une biopsie tous les deux mois. La figure 5 indique l'évolution des concentrations en PCB DL et en PCB NDL. A la fin de l'étude tous les animaux avaient atteint des niveaux en PCB inférieurs au seuil réglementaire de 4 pg TEQ /g MG pour les PCB DL et de 40 ng/g pour les PCB NDL. La durée de décontamination a été dépendante des molécules : environ 6 mois pour les PCB DL et de moins de 4 mois pour les PCB NDL (figure 5). Cette dynamique de décontamination, obtenue via un gain de poids supérieur à 150 kg, suggère une dilution de croissance via une augmentation de la masse adipeuse telle que proposée par Glynn *et al.* (2009) et Chamberland, 1994.

## CONCLUSION

Dans les zones contaminées en POP, le fourrage ainsi que le sol ingéré involontairement représentent des matrices à risque pour l'élevage et la chaîne alimentaire. Les résultats les plus récents montrent sans ambiguïté que la disponibilité des polluants de ces matrices est importante et qu'une partie significative des polluants présents dans le bol alimentaire va être absorbée, distribuée, métabolisée et/ou excrétée. Si les résultats publiés restent fragmentaires avec souvent un nombre très limité de molécules, d'animaux, de fourrages, de type de sol, ils constituent cependant une base de travail suffisante pour identifier les principaux risques. Il s'agira en particulier de limiter les pratiques agricoles qui vont être à l'origine de l'ingestion de sol dans les zones à risque. Il conviendra aussi de porter une attention particulière au statut et au devenir des jeunes issus des troupeaux contaminés, leur charge polluante étant souvent supérieure à celle de leurs parents en cas d'allaitement maternel.

La décontamination des bovins est une réelle possibilité et cela aussi bien pour des animaux en lactation que pour des animaux en croissance. Dans les zones à risque, l'enjeu principal consistera à stopper l'exposition des animaux via l'administration de fourrages sains en quantité suffisante en plus d'un arrêt de la source d'exposition. Si cela est possible aisément à l'échelle de quelques têtes de bétail, cela devient beaucoup plus difficile à l'échelle d'une zone de plusieurs kilomètres carrés et qui comporte des centaines ou milliers de bovins. A noter aussi que la décontamination passera obligatoirement par une excrétion de polluants en lien avec la matière grasse du lait ou par une dilution dans l'organisme qui nécessite un gain de poids significatif et par conséquent s'applique à un jeune animal via plusieurs mois d'engraissement.

Des travaux de recherche complémentaires devront être menés afin de préciser les pratiques alimentaires à risque, la distribution des POP au sein de l'organisme, les paramètres des cinétiques de contamination et de décontamination. Dans les zones à risque, les professionnels de l'élevage sont demandeurs d'outils d'aide à la décision, de prédiction des niveaux de contamination pour les différentes catégories d'animaux qu'ils possèdent et de conseils sur les pratiques d'élevage à mettre en oeuvre.

*Les auteurs remercient la Direction Générale de l'Alimentation du MAAF, le département PHASE de l'INRA, le conseil régional de Lorraine, l'ADEME et le MESR pour leur soutien.*

**Antignac J.P., Marchand P., Gade C., Matayron G., Qannari E.M., Le Bizec B., André F.**, 2006. *Anal Bioanal Chem*, 384, 271-279

**Billeret M., Berny P., Mazallon M., Buronfosse T.**, 2000. *Env Tox Chem*, 19,2614-2620

**Bakker M.I., Casado B., Koerselman J.W., Tolls J., Kollöffel C.**, 2000. *The Sci. Tot. Environ.*, 263, 91-100.

**Bakker M.I., Tolls J., Kollöffel C.** 2001. *American Chemical Society*, Chapter 16, 218-236

**Bennett D.H., McKone T.E., Matthies M., Kastenber W.E.**, 1998. *Environ. Sci. Technol.*, 34, 4023-4030.

**Beyer A., Mackay D., Matthies M., Wania F., Webster E.**, 2000. *Environ. Sci. Technol.*, 34, 699-703.

**Chamberland G., Tremblay A., Lamothe P. and Gignac M.**,1994. *Toxicological and Environmental Chemistry*. 44: 177-187.

**Chiou CT, Kile DE, Rutherford DW, Sheng G, Boyd SA**, 2000. *Env Sci Tech* 34, 1254-1258

**Costera-Pastor A, Feidt C, Marchand P, Le Bizec B and Rychen G** 2006. *Chemosphere* 64, 650-657.

**Duarte-Davidson R and Jones KC** 1996. *The science of the total environment* 185, 59-70.

**Fournier, A., Feidt, C., Marchand, P., Le Bizec, B., Rychen, G.** 2012. 7th international PCB Workshop, 27-31 Mai, Arcachon, France.

**Fries G.F., Marrow G.S. and Gordon G.H.**, 1973. *Journal of agricultural and food chemistry*. 21(1): 117-121.

**Fries GF** 1982. *Journal of Animal Science* 11, 14-20

**Fries, G.F., Paustenbach, D.J., Mather, D.B., Luksembur, W.J.**, 1999. *Environ. Sci. Technol.* 33, 1165-1170.

**Garban B., Ollivon D., Teil M.J., Blanchard M., Blanchoud H., Moteley-Massei A., Chesterikoff C., Hanselin L., Rolet J., Le Genti L. Chevreuil M.**, 2002. *Rapport PIREN-Seine* 31p.

**Gill I., Roberts G. and Galvin J.**, 1992. *Australian Veterinary Journal*. 69: 155-157.

**Glynn A., Aune M., Nilsson I., Darnerud P., Bignert A. and Nordlander I.**, 2009. *Chemosphere* 74: 1457-1462.

**Healy WB** 1968. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 11, 487-499.

**Howsam M., Jones K.C., Ineson P.**, 2000. *Environ. Poll.*, 108, 413-424.

**Huang W., Peng P., Yu Z., Fu J.**, 2003. *Applied Geochemistry*, 18,955-972

**Huwe J.K. and Smith D.J.**, 2005. *Journal of agricultural and food chemistry*. 53: 2362-2370

**Jilg, T., Müller, W., Hagenmaier, H., Pöpke, O.**, 1992. *Agribiol. Res.* 45, 303-310.

**Jondreville C., Fournier A., Ounnas F., Julien-David D., Marchand P., Venisseau A., Le Bizec B., Travel A., Rychen G., Feidt C.**, 2011. *Congress Dioxin 2011*, Brussels

**Jones KC, Stratford JA, Tidridge P, Waterhouse KS, Johnston AE** 1989. *Environmental Pollution* 56, 337-351

**Jurjanz S, Feidt C, Pérez-Prieto LA, Ribeiro Filho HMN, Rychen G and Delagarde R**, 2012. *Animal*, in press

**Kipopoulou A.M., Manoli E., Samara C.**, 1999. *Environ. Poll.*, 106, 369-380.

**Kookana,R.S.**,2011.([http://www.agnet.org/library.php?func=view&id=20110804154803&type\\_id=4](http://www.agnet.org/library.php?func=view&id=20110804154803&type_id=4))

**Krauss M and Wilcke W** 2003. *Environmental Pollution*, 122, 75-89.

**Littell, R.C., Henry, P.R., Lewis, A.J., Ammerman, C.B.** (1997). *Journal of Animal Science* 75, 2672-2683.

**Lohman K., Seigneur C.**, 2001. *Chemosphere*, 45, 161-171.

**MacLachlan M.S.**, 1999. *Environ. Sci. Technol.*, 33, 1799-1804.

**Mamontova EA, Tarasova EN, Momontov AA, Kusmin MI, McLachlan MS and Khomutova Mlu.** 2007. *Chemosphere* 67, S71-S78

**Mayland HF, Florence AR, Rosenau RC, Lazar VA, Turner HA** 1975. *Journal of Range Manage* 28, 448-452.

**McLachlan M.S.**, 1994. *Environmental Science and Technology*. 28: 2407-2414.

**McLachlan M.S., Thoma H., Reissinger M. and Hutzinger O.**, 1990. *Chemosphere*. 20: 1013-1020.

**McLachlan, M.S., Richter, W.**, 1998. *J. Agric. Food Chem.* 46, 1166-1172

**Müller J.F., Hawker D.W., McLachlan M.S., Connel D.W.**, 2001. *Chemosphere*, 43, 507-515.

**Ounnas F, Feidt C, Rychen G, Marchand P, Le Bizec P, Jurjanz S**, 2010 *Envir Sci Tech*, 44(7), 2682-2688

**Ounnas F., Feidt C., Toussaint H., Marchand P., Burno L.B., Rychen G. and Jurjanz S.**, 2010. *Environmental Science and Technology*. 44: 3682-2688.

**Pu, X., Lee, L. S., Galinsky, R. E., Carlson G. P.**, 2006. *Toxicology* 217, 14–21

**Richter, W., McLachlan, M.S.**, 2001. *J. Agric. Food Chem.* 49, 5857-5865.

**Rossi F., Bertuzzi T., Vitali A., Rubini A., Masoero F. and Morlacchini M.**, 2010. *Italian journal of animal science*. 9: 88-92.

**Rychen G, Ducoulombier C., Grova N., Jurjanz S., Feidt C.**, 2005. *Inra Prod Anim*, 18, 355-366

**Rychen G., Fournier A., Marchand P., Jurjanz S., Le Bizec B., Feidt C.**, 2011. *Dioxin 2011 Congress*, Brussels

**Rychen, G., Fournier, A., Pinte, J., Marchand, P., Venisseau, A., Toussaint, H., Le Bizec, B., Jurjanz, S., Feidt, C.** 2012. 7th International PCB Workshop, 27-31 Mai, Arcachon, France

**Simonich S.L., Hites R. A.**, 1994. *Environ. Sci. Technol.*, 28, 939-943.

**Smith K. E.C., Thomas G.O., Jones K.C.**, 2001. *Environ. Sci. Technol.*, 35, 2156-2165.

**Smith K.E.C. et Jones K.C.**, 2000. *Sci. Tot. Environ.*, 246, 207-236.

**Steven JL and Gerbec EN** 1988. *Risk analysis* 8, 329-335.

**Teil M.J., Blanchard M., Chevreuil M.**, 2004. *Chemosphere*, 55, 501-514.

**Thomas G.O., Jones J.L., Jones K.C.**, 2002. *Environ. Sci. Technol.*, 36, 2372-2378.

**Thomas G.O., Smith K.E.C., Sweetman A.J., Jones K.C.**, 1998. *Environ. Poll.*, 102, 11-128.

**Thomas G.O., Sweetman A.J. and Jones K.C.**, 1999. *Environmental Science and Technology*. 33: 104-112.

**Thornton I and Abrahams P** 1983. *The science of the total environment* 28, 287-294.

**Van Pul W.A.J., de Leeuw F.A.A.M., Van Jaarsveld J.A., Van der Gag M.A., Sliggers C.J.**, 1998. *Chemosphere*, 37, 113-141.

**Welsch-Pausch K., McLachlan M.S., Umlauf G.**, 1995. *Environ. Sci. Technol.*, 29, 1090-1098.

**Wild S.R., Jones K.C.**, 1992. *Atmosph. Environ. vol 26a*, 7, 1299-1307.

**Winters, D., Fries, G.F., Lorber, M., Ferrario, J., Byrne, C.**, 2000. *Organohalogen Compd.* 46, 534-537.

