



La filière fait le point sur le risque de transfert de Polluants Organiques Persistants vers les Oeufs

Angélique TRAVEL⁽¹⁾, Catherine JONDREVILLE⁽²⁾,
Joanna GUINVARCH⁽¹⁾, Marie CHABAULT⁽⁴⁾,
Sophie LUBAC⁽³⁾, Cyril FEIDT⁽²⁾,
Philippe MARCHAND⁽⁵⁾, Roseline BONNARD⁽⁶⁾,
Sophie LE BOUQUIN-LE NEVEU⁽⁷⁾,
Virginie ALLAIN⁽⁷⁾, Anne THEBAULT⁽⁸⁾,
Véronique GONNIER⁽⁹⁾, Yves NYS⁽⁴⁾

⁽¹⁾ ITAVI – UMT Bird – UR83 Recherches Avicoles –
37380 NOUZILLY

⁽²⁾ INPL-ENSAIA – Animal et Fonctionnalités des Produits Animaux –
2, avenue de la forêt de Haye – BP 172 –
54505 VANDOEUVRE-LES-NANCY
INRA – USC340 – 54505 VANDOEUVRE-LES-NANCY

⁽³⁾ ITAVI – 23 rue Baldassini – 69364 LYON Cedex

⁽⁴⁾ INRA – UR83 Recherches Avicoles – 37380 Nouzilly

⁽⁵⁾ LABERCA – ENV – Route de Gachet – BP 50707 –
44307 NANTES Cedex 3

⁽⁶⁾ INERIS – Parc Technologique Alata –
60550 VERNEUIL EN HALATTE

⁽⁷⁾ AFSSA LERAPP – Zoopôle Les Croix – BP53 –
22440 PLOUFRAGAN

⁽⁸⁾ AFSSA PASER – 23 avenue du Général de Gaulle –
BP 19 – 94701 MAISONS-ALFORT

⁽⁹⁾ CNPO – 28, rue du Rocher – 75008 PARIS

RÉSUMÉ

Les polluants organiques persistants (POP), comprenant les pesticides, les produits industriels, les sous produits involontaires de procédés industriels et de combustion, sont des molécules organiques ubiquistes présentes en quantités importantes dans notre environnement et sont responsables de la contamination de matrices environnementales et biologiques. Ces contaminants s'accumulent préférentiellement dans les matières grasses (lait, tissus adipeux, jaune d'œuf) et peuvent ainsi représenter un risque de transfert dans la chaîne alimentaire. C'est pourquoi, un projet CAS DAR (2008-2010) a été initié en vue d'approfondir les connaissances sur les contaminants organiques environnementaux et leur impact sur la sécurité sanitaire des œufs de consommation.

L'article se décompose en deux parties, une revue bibliographique permet de faire le point sur les POP : leur origine, leur présence dans l'environnement et dans les produits animaux (les œufs), la réglementation et les facteurs de variation de la contamination des œufs. Ensuite, les résultats d'une enquête terrain conduite en 2007, auprès 34 éleveurs professionnels et 10 particuliers, indiquent que les niveaux de POP retrouvés dans les œufs de particuliers sont, pour la majorité, supérieurs aux œufs des élevages professionnels. Ce travail soulève des interrogations - quels sont, à l'élevage, les facteurs de risque associés à ces molécules ? La poursuite des enquêtes en 2008, devrait permettre de répondre à cette question.

Ce travail a été réalisé dans le cadre de l'Unité Mixte Technologique BIRD en collaboration avec l'UR AFPA, l'AFSSA LERAPP et PASER, le LABERCA et l'INERIS ; il a reçu le soutien financier de l'ADEME, du CNPO, de l'Office de l'Élevage et de l'ADAR.

1. Introduction

Les crises sanitaires subies par les filières agro-alimentaires au cours des dernières décennies ont exacerbé la demande du consommateur d'un aliment sain et sûr. Cette demande est légitimée par les autorités publiques qui ont mis en place des réglementations visant à limiter l'exposition des populations à certaines substances indésirables en établissant des teneurs maximales dans les denrées alimentaires (Règlement 466/2001/CE). Parmi ces substances figurent différents polluants organiques persistants (POP) issus des activités humaines, pour la plupart non agricoles, qui présentent une forte rémanence dans l'environnement et s'accumulent dans la chaîne alimentaire. Les produits animaux, et parmi eux, les œufs, sont donc des produits alimentaires sensibles pour le risque d'exposition humaine à ces composés.

L'une des composantes de la durabilité des systèmes de production est par conséquent la limitation du transfert de ces POP de l'environnement vers les œufs. Afin de limiter ce transfert, il est nécessaire d'en comprendre les modalités. De plus, il est indispensable d'évaluer l'influence de différents facteurs, comme le niveau de contamination de l'environnement ou la mise en œuvre de certaines pratiques d'élevage, sur le degré de contamination des œufs. Afin de progresser dans ce domaine, nous avons entrepris une étude bibliographique qui fait le point sur l'origine des POP, leur présence dans l'environnement et l'implication des produits animaux dans l'exposition humaine. Cette étude fait également le point sur les connaissances, acquises ou à acquérir, nécessaires à l'évaluation du risque de transfert des POP vers les œufs. Cette étude a été le préalable à l'élaboration d'un projet de recherche et développement dont les grandes lignes sont présentées dans cet article et à une enquête auprès d'éleveurs de poules pondeuses, dont les premiers résultats sont présentés.

2. Polluants Organiques Persistants

2.1. Nature et origine des POP

Les Polluants Organiques Persistants (POP) sont des composés organiques qui se caractérisent par leur toxicité, leur persistance dans l'environnement, leur transport sur de longues distances puis leur dépôt sur des zones parfois très éloignées des zones d'émission. Leur lipophilicité permet leur accumulation dans les tissus vivants et l'augmentation de leur concentration le long de la chaîne alimentaire (Rychen et al., 2005).

Ces molécules sont considérées comme préoccupantes par la réglementation internationale qui en a dressé une liste nominative dans le cadre du Protocole d'Aarhus (1998) et de la convention de Stockholm.

Le texte classe les POP en trois catégories (Figure 1).

1. Les pesticides comme le DDT¹, l'hexachlorobenzène, le lindane, l'endrine... La production et l'usage des pesticides organochlorés, sauf

cas particuliers comme la lutte contre le paludisme, sont proscrits depuis les années 70 ou 80.

2. Les composés industriels, comme les PCB² (Figure 2), dont la production est désormais interdite, mais qui ont été massivement utilisés des années 1930 aux années 1970 (lubrifiant, adjuvant de certains pesticides, transformateurs électriques, condensateurs, fluides hydrauliques, additifs d'huiles, peintures...). On estime que seuls 4 % des PCB produits avant 1985 ont été détruits, 30 % seraient dispersés dans l'environnement et le reste serait encore en service (Rychen et al., 2005). En France, les émissions de PCB² dans l'air, auxquelles le secteur résidentiel contribue pour plus de 60 %, ont diminué de 40 % en 25 ans (Figure 3). Les PBDE³ sont utilisés pour leurs propriétés ignifugeantes dans de nombreux composés d'usage courant (textiles, matières plastiques et matériaux de construction) (Naert et al., 2007).

3. Les sous-produits involontaires de processus industriels de combustion, comme les PCDD⁴ (dioxines) et les PCDF⁵ (furanés) qui proviennent principalement de l'industrie manufacturière (45 %) et de la transformation de l'énergie (43 %). Les émissions de PCDD/F ont été considérablement réduites (-88 % ces quinze dernières années en France) en grande partie grâce aux progrès réalisés dans le secteur de la métallurgie (Figure 3). La mise en conformité des incinérateurs de déchets devrait encore permettre de réduire ces émissions. Les HAP⁶ se forment lors de la combustion, principalement combustion de la biomasse qui s'effectue souvent dans des conditions mal maîtrisées (par exemple en foyer ouvert) dans le secteur résidentiel. Les émissions de HAP⁶ dans l'air en France

■ Figure 1 – Polluants organiques persistants : liste des composés retenus dans le cadre de la Convention de Stockholm.

| Catégorie de composés | Convention de Stockholm Mai 2001 | | |
|--|--|--|--|
| Pesticides | aldrine | 12 molécules définies en mai 2004 | |
| | DDT | | |
| | endrine | | |
| | hexachlorobenzène | | |
| | hexachlorocyclopentadiène | | |
| | lindane | | |
| | toxaphène | | |
| | γ-hexachlorocyclohexane | | |
| | HCH | | |
| | dieldrin | | |
| | | | |
| | | | |
| Composés Industriels | HCB | 4 molécules ajoutées par le Comité d'étude des POP de la Convention de Stockholm en mai 2005 | |
| | PCB | | |
| | Penta-BDE | | |
| | Hexa-BDE | | |
| | Hexachlorobutadiène (HCBd) | | |
| | Octa-BDE | | |
| | Pentachlorobenzène | | |
| | HEB | | |
| | Naphtalènes polychlorés | | |
| | Paraffines chlorées à courtes chaînes (PCCC) | | |
| | PCBC | | |
| | SPF-O | | |
| Sous-produits involontaires de processus industriels de combustion | HCB | molécules proposées comme POP par la Commission européenne et l'IPEN (2006) | |
| | PCDD | | |
| | PCDF | | |
| | PCDF | | |

1 DDT : Dichloro-diphényl-trichloroéthane

2 PCB : PolyChloroBiphényles. On distingue les PCB DL (PCB dioxin-like) qui présentent des propriétés proches de celles des dioxines et les NDL PCB ou PCB I (non dioxin-like PCB ou PCB indicateurs)

3 PBDE : PolyBromoDiphénylEthers

4 PCDD : PolyChloroDibenzo-para-Dioxines

5 PCDF : PolyChloroDibenzo-Furanés

6 HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

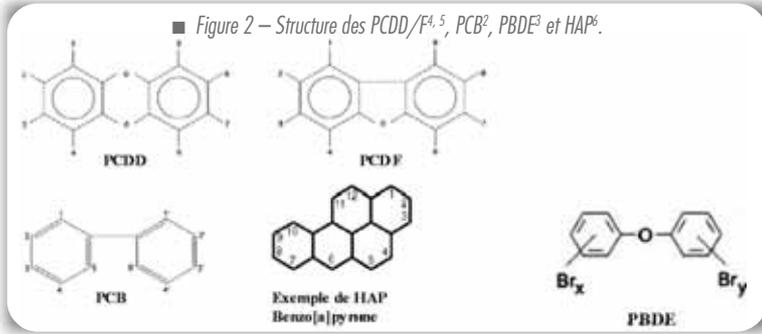
métropolitaine proviennent de la combustion en zone urbaine (77 %) et du transport routier (18 %). Elles ont diminué de 40 % au cours des 25 dernières années et évoluent parallèlement à la consommation d'énergie (Figure 3).

10-40 µg/kg, mais peut atteindre 300 mg/kg dans certains sites contaminés (Pu et al., 2006). On relève des valeurs de 0,02 à 60 ng I-TEQ PCDD/F (Thébault, 2005) et de 400 à 1400 µg HAP/kg sol (Crépineau-Ducolombier et Rychen, 2003). Thébault (2005) indique qu'un sol contenant plus de 5 ng I-TEQ PCDD/F/kg MS mérite la surveillance des denrées qui y sont produites. Le seuil de 1 mg de HAP/kg de sol est considéré comme préoccupant.

La pédofaune (lombrics, insectes...) est le premier maillon de la chaîne alimentaire. Elle concentre les POP en consommant le sol et peut représenter un vecteur important de contaminants pour les animaux élevés en plein air.

Les végétaux sont principalement contaminés par dépôt atmosphérique - dépôt gazeux, dépôt humide ou sec de particules - mais l'absorption racinaire est négligeable. De façon générale, les composés les moins volatils se déposent majoritairement dans une zone proche de la source d'émission, alors que les composés plus volatils peuvent se déplacer sur de grandes distances (Rychen, 2005). Cependant, la contamination de l'herbe tend à être plus élevée aux abords de sources d'émission comme les incinérateurs pour les PCDD/F (Rakotonaiivo, 2004) ou les axes routiers pour les HAP (Crépineau et al., 2003).

Par ailleurs, certaines molécules sont présentes dans les matériaux avec lesquels les animaux peuvent être en contact. En particulier, certains PBDE peuvent entrer dans la composition des matériaux de construction des bâtiments d'élevage.



Les PCDD/F regroupent 210 composés dont 17 sont plus couramment étudiés car considérés comme les plus toxiques. Ils diffèrent les uns des autres par le nombre (au moins 4 en position 2,3,7,8) et la position des atomes de Cl sur les deux noyaux benzéniques. Les PCB appartiennent à une famille de 209 congénères qui diffèrent entre eux par la position et le nombre d'atomes de Cl (1 à 10) associés à deux groupes phényle. Deux groupes, l'un de 12 DL PCB² et l'autre de 7 NDL PCB², considérés comme représentatifs de la famille, sont identifiés par l'Union Européenne. Les HAP sont constitués exclusivement d'atomes de C et de H organisés sous forme de cycles aromatiques. Seize congénères sont considérés comme prioritaires. Ils diffèrent par le nombre (2 à 6) et l'arrangement spatial des cycles. Les PBDE sont des composés bromés. Ils comprennent 209 congénères et se distinguent en deux groupes : les PBDE légers (molécules à moins de sept bromes) et les PBDE lourds (huit bromes et plus). Ceux dont le poids moléculaire est léger sont moins abondants mais plus toxiques que les congénères plus lourds.

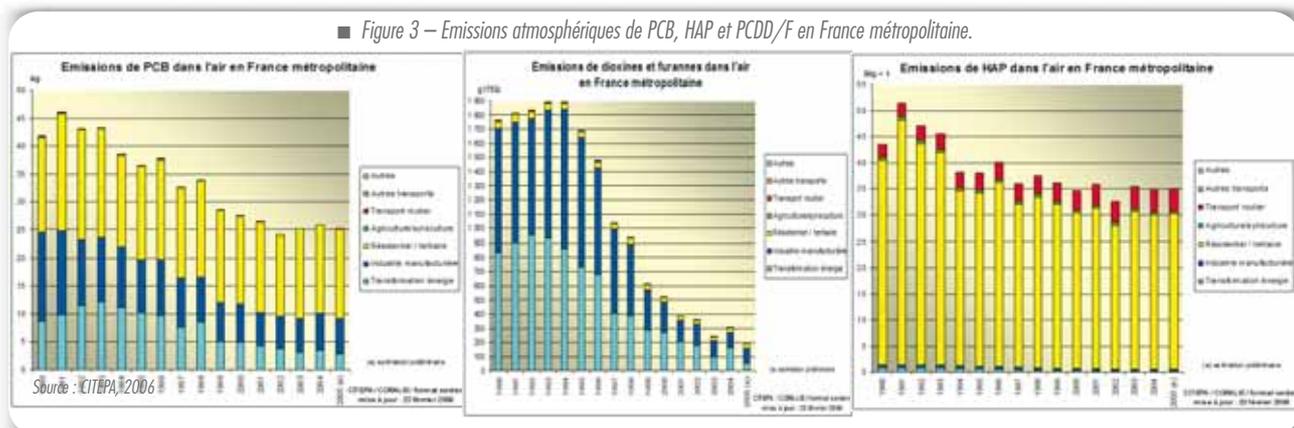
2.2. Présence de POP dans l'environnement des animaux

En dépit de ces progrès, les données disponibles témoignent d'une contamination des eaux, de l'air et du sol dans la plupart des régions françaises et européennes, y compris dans des zones éloignées de zones industrielles ou urbaines. Dans les sols, la concentration de PCB est de

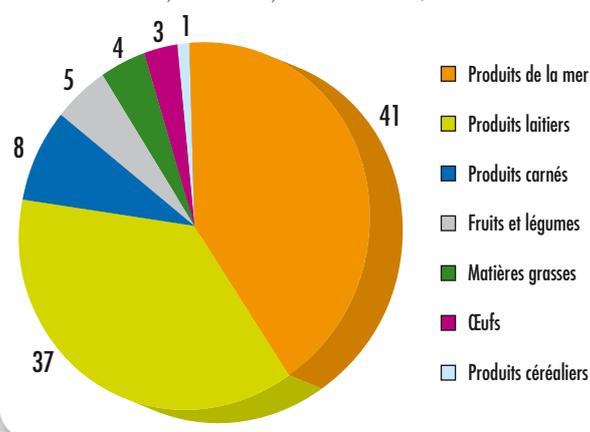
3. Contribution des produits animaux à l'exposition humaine aux POP

3.1. Les produits animaux

Dans la population générale, en dehors de toute contamination spécifique comme la fumée de cigarette, l'ingestion d'aliments contaminés représente la voie majeure d'exposition aux POP. Il est établi que les produits animaux



■ Figure 4 – Contribution (en %) de différents aliments à l'exposition de la population française aux PCDD/F et PCB DL (AFSSA, 2005).



représentent plus des deux tiers de l'exposition aux POP dans les pays industrialisés (Welsch-Pausch et McLachlan, 1998). Par exemple, il est estimé que les produits d'origine animale contribuent pour près de 90 % à l'ingestion de PCDD/F par la population française (Laurent et al., 2005 ; AFSSA, 2005) ; les produits de la mer et les produits laitiers représentent chacun plus du tiers de cette exposition alors que les œufs y contribuent pour 3 à 6 % (Siddiqi et al., 2003) (Figure 4). Afin de limiter cette exposition, la réglementation européenne (Règlement 466/2001/CE modifié) fixe les teneurs maximales pour différentes substances indésirables dans les denrées alimentaires. Ce règlement impose un maximum de 2, 3 et 6 pg OMS-TEQ PCDD/F^{4,5}/g de matière grasse (MG) dans respectivement la viande, les œufs et le foie de volaille. Ces valeurs sont doublées lorsque les PCB DL² sont ajoutés aux PCDD/F (Tableau 1). Il n'existe pas de concentration maximale légale européenne en ND L PCB² ou de PBDE dans les produits animaux. A titre

■ Tableau 1 – Teneurs maximales autorisées en PCDD/F et PCB DL dans certaines denrées alimentaires d'origine animale (Règlement 466/2001/CE mod.) et dans les aliments complets pour animaux (Directive 2002/32/CE mod.).

| | PCDD/F (pg OMS-TEQ**) | PCDD/F + PCB DL (pg OMS-TEQ**) | PCB DL (pg OMS-TEQ**) |
|---|--------------------------|--------------------------------------|--------------------------|
| Règlement 466/2001/CE mod. | | | |
| Viande, produits à base de viande et produits issus des animaux | | | |
| Viande de ruminants (/ g MG*) | 3,0 | 4,5 | |
| Viande de volailles et de gibiers d'élevage (/ g MG*) | 2,0 | 4,0 | |
| Viande de porcs (/ g MG*) | 1,0 | 1,5 | |
| Foies et produits dérivés (animaux terrestres) (/ g MG*) | 6,0 | 12,0 | |
| Chair musculaire de poisson et produits de la pêche et produits dérivés (/ g PF*) | 4,0 | 8,0 | |
| Lait et produits laitiers y compris matière grasse butyrique (/ g MG*) | 3,0 | 6,0 | |
| Œufs de poule et ovoproduits (/ g MG*) | 3,0 | 6,0 | |
| Directive 2002/32/CE mod. | | | |
| Aliments composés pour animaux (/ g PF*) | 0,5 | | 0,5 |

*MG : matière grasse, PF : Produit frais

**Pour évaluer la toxicité d'un mélange de congénères d'une même famille (PCDD/F ou PCB-DL), deux facteurs créés par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) sont pris en compte : le Facteur d'Equivalence Toxique (OMS-TEF) et la Quantité d'Equivalent Toxique d'un mélange (OMS-TEQ) (van der Berg et al., 1998). Le TEQ est la somme pondérée des TEF attribués à chacun des composés présents dans le mélange. Un TEF est attribué à chaque molécule en comparant la courbe représentant la relation dose-réponse obtenue à celle obtenue avec la molécule de référence considérée comme la plus toxique de la famille (pour les PCDD/F, la molécule de référence est la TCDD avec un TEF de 1).

indicatif, la réglementation belge impose une limite dans l'œuf de 200 ng ND L PCB/g MG. Quant aux HAP, seule la limite de 2,0 µg Benzo[a]pyrène/kg graisse de volaille apparaît dans le règlement 466/2001/CE.

3.2. Les œufs contiennent-ils des POP ?

La grande majorité des produits avicoles présente des teneurs en PCDD/F et PCB très inférieures aux limites réglementaires. Des œufs issus de poules élevées en bâtiment, sans contact avec le milieu extérieur, contiennent 1 à 22 ng OMS-TEQ ND L PCB/g MG (EFSA, 2005) et moins de 1 pg OMS-TEQ PCDD/F/g MG (Thébault, 2005). Cependant, des enquêtes menées dans différents pays européens (Belgique, Suisse, Allemagne, Irlande, France, Suède, Royaume Uni) révèlent une contamination d'œufs de poules ayant accès à l'extérieur par des PCDD/F. L'ingestion par les poules de matrice environnementale contaminée est avancée comme le principal facteur explicatif de la contamination des œufs. Sur des sols clairement contaminés, en zone urbaine ou industrielle, des œufs excédant largement les 3 pg OMS-TEQ PCDD/F/g MG ont été collectés (Schuler et al., 1997 ; Harnly et al., 2000 ; Pussemier et al., 2004 ; Kan, 2005). Thébault (2005) rapporte des teneurs allant de 3 à 122 pg OMS-TEQ PCDD/F/g MG pour des œufs issus d'élevages de particuliers dans des zones réputées contaminées par un incinérateur. Mais des enquêtes portant sur des élevages en plein air menées aux Pays-Bas et Belgique ont révélé des dépassements de la limite réglementaire de 3 pg OMS-TEQ PCDD/F/g MG, suggérant une possible contamination y compris dans des zones rurales, a priori assez peu contaminées (De Vries et al., 2006).

4. Connaître les modalités de transfert des POP vers les œufs pour mieux évaluer le risque

Pour évaluer le risque de transfert de POP présents dans l'environnement vers les produits animaux, il est nécessaire de caractériser :

- le niveau de contamination des sols et des matrices environnementales susceptibles d'être ingérées par les animaux,
- la quantité de matrice ingérée selon les pratiques d'élevage,
- l'extraction des POP dans le tube digestif suivant le type de matrice ingérée (accessibilité),
- la distribution des POP absorbés dans les différents tissus et leur excrétion dans l'œuf.

Nos connaissances sur chacun de ces sujets sont partielles et l'impact des pratiques d'élevage reste à déterminer.

4.1. Le niveau de contamination des matrices ingérées par les animaux

Le transfert de contaminants vers les produits avicoles requiert leur présence dans l'environnement des animaux. Comme le

souligne le rapport d'expertise collective "Pesticides, agriculture et environnement" (INRA-Cemagref, 2005), la cartographie de la qualité des sols en matière de contamination par les pesticides et les molécules organiques est, en général, très lacunaire, en partie en raison de la multitude des molécules et des coûts analytiques. Cependant, tout facteur favorisant la contamination du milieu, comme la proximité d'une source d'émission, industrielle ou urbaine, ou même la pratique de brûlage à proximité de l'élevage ou encore la présence de certains POP dans les matériaux d'élevage, contribue à l'augmentation du risque de présence de POP dans les matrices ingérées par les animaux.

La réglementation européenne fixe des limites maximales de certains POP (dioxines, PCB DL, certains pesticides) dans les aliments pour animaux (Directive 2002/32/CE mod., Tableau 1). Les teneurs observées dans ces aliments sont souvent très inférieures à ces maxima réglementaires et les transferts par cette voie sont donc vraisemblablement limités, comme l'attestent les enquêtes menées aux niveaux communautaire et national (EFSA, 2005).

4.2. La quantité de matrice ingérée par les animaux

La présence de PCDD/F et PCB parfois détectée dans les œufs de poules élevées en plein air pose la question de leur consommation de matrice environnementale (sol, végétaux, pédofaune) et de ses facteurs de variation. Différents travaux montrent que la poule recherche des aliments dans son environnement, si elle en a la possibilité. Des poules ayant un accès à l'extérieur ingèrent notamment des végétaux, même lorsqu'on leur apporte une alimentation équilibrée (Horsted et al., 2007) (Figure 5). Lorsque l'alimentation est déséquilibrée ou présente une granulométrie très grossière (blé entier + grit + coquille d'huîtres), le volume de matrice environnementale, notamment de sol, ingérée augmente. Ces auteurs ont aussi montré que le type de végétation présente sur le parcours influence

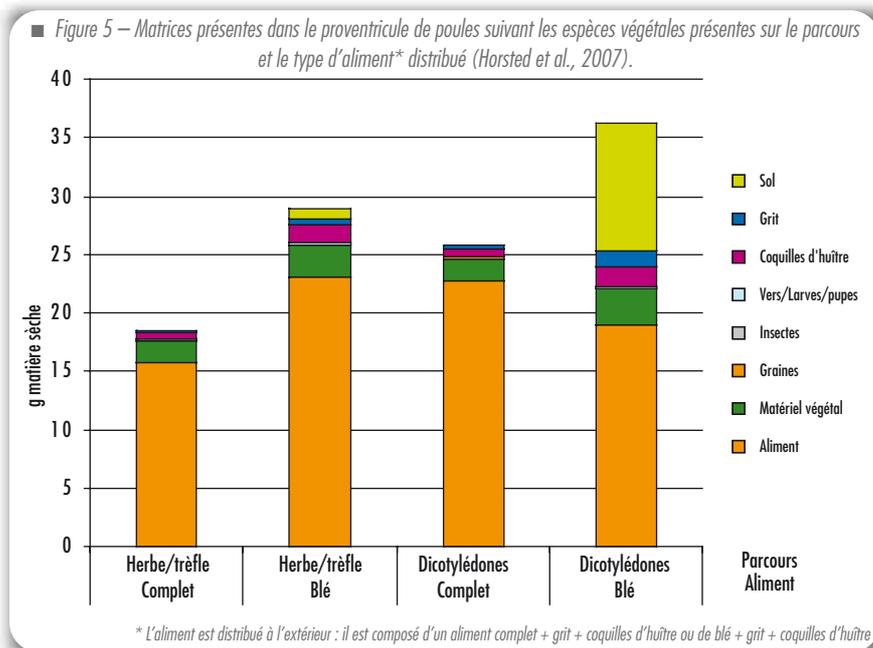
le comportement alimentaire de la poule sur le parcours. Le temps de séjour à l'extérieur, la densité d'élevage, qui pourrait favoriser le transfert des contaminants du sol en augmentant le contact des animaux avec un sol nu ou au contraire le diminuer en réduisant l'abondance de pédofaune (Schuler et al., 1997), le déséquilibre alimentaire protéique ou minéral, la distribution de l'aliment à l'extérieur du bâtiment, sont autant de facteurs d'élevage susceptibles de modifier la quantité de matrice (sol ou pédofaune) volontairement ingérée par les animaux. Cependant leurs effets ne sont pas quantifiés, ce qui compromet notre capacité à évaluer l'impact de certaines pratiques sur le risque de transfert des POP vers les produits avicoles.

4.3. L'impact de la nature de la matrice ingérée sur le transfert des POP

La fraction de contaminant solubilisée dans le tube digestif est la fraction bioaccessible. Elle représente la fraction maximale potentiellement absorbable et transférable. Les études menées sur les aliments ne peuvent pas être directement utilisées pour estimer le transfert de contaminants ingérés avec le sol, les végétaux ou la pédofaune. En particulier, après leur dépôt, les contaminants interagissent avec les particules du sol et subissent un processus de maturation qui consiste principalement en des phénomènes d'adsorption mais également de piégeage dans les micropores du sol ou la matière organique (Reid et al., 2000). Cette maturation contribue à la limitation de leur accessibilité dans le tube digestif. Van Eijkeren et al. (2006) estiment que l'accessibilité des PCDD/F et PCB DL présents dans le sol est inférieure de 40 % à celle des contaminants présents dans l'aliment. Mais cette valeur constitue une approximation car la nature et l'importance des interactions entre sol et contaminant dépendent des propriétés du sol et de celles de la molécule.

L'ingestion d'organismes tels que les lombrics, qui peuvent accumuler les dioxines jusqu'à des niveaux atteignant cinq fois la concentration du sol (Stoewsand et al., 1986) ou d'insectes qui apporteraient des dioxines significativement plus accessibles que les dioxines présentes dans le sol (Nosek et al., 1992) favoriseraient leur transfert vers les produits animaux (De Vries et al., 2006).

La caractérisation de l'accessibilité suivant le contaminant considéré, le type de matrice ingérée et son niveau de contamination est donc une étape importante de l'évaluation du risque de transfert des POP vers l'œuf.



4.4. Devenir des POP absorbés à l'échelle de l'animal

On considère que plus la molécule est lipophile (ou hydrophobe) plus le risque d'accumulation dans la chaîne trophique est important. De façon générale, plus le composé est chloré, plus il est

lipophile et pour les HAP, l'hydrophobicité augmente avec le nombre de cycles. La plupart des études ont porté sur le transfert des PCDD/F et PCB de l'aliment vers les produits animaux, mais les connaissances sur les PBDE et les HAP sont très lacunaires. Certains PBDE sont métabolisés, c'est à dire transformés en molécules moins lipophiles qui pourront être excrétées via l'urine (Afssa, 2005), mais une partie est excrétée dans l'œuf ou stockée (Pirard et De Pauw, 2007). Les connaissances sur le transfert des HAP dans l'œuf sont quasi nulles, mais les travaux menés sur le ruminant laitier (Rychen et al., 2005) montrent que des quantités substantielles de leurs métabolites se trouvent dans le lait ; il conviendrait donc d'examiner le transfert de ces composés vers l'œuf.

Après absorption, PCDD/F et PCB sont dirigés vers le foie, mais peu de ces molécules y sont métabolisées. Elles sont ensuite distribuées entre différents organes et tissus ; les cibles pour ces molécules lipophiles sont en général le tissu adipeux, le foie et le jaune d'œuf. Avec le temps, les concentrations et des profils de congénères (sur la base de la matière grasse) dans tous les tissus tendent à s'égaliser pour aboutir à la phase stationnaire. Cet état d'équilibre apparaît après un délai d'autant plus long que des quantités importantes de POP sont ingérées : les teneurs de l'œuf et du tissu adipeux augmentent encore après 56 jours d'exposition à un aliment contaminé avec plus de 1 pg PCDD/F + PCB DL OMS-TEQ/g (Hoogenboom et al., 2006). Elles se stabilisent après 70 jours avec des aliments contenant 6 ng ND L PCB/kg (De Vos et al., 2005). Les cinétiques de stockage et déstockage des POP varient selon que les animaux sont en croissance ou en ponte. Chez le poulet en croissance, la quantité de PCDD/F (Iben et al., 2003) et PCB (Maervoet et al., 2004) présente dans les tissus est directement proportionnelle à la quantité de contaminant ingéré. En cas de retrait de l'aliment contaminé, la teneur en polluant diminue uniquement par dilution en raison de la croissance corporelle de l'animal, car aucune excrétion via l'urine des PCDD/F ou PCB stockés n'est possible (Iben et al., 2003). Au contraire, chez la poule, les œufs représentent une voie d'excrétion majeure des POP stockés ; leur teneur en contaminant, ainsi que le stock corporel diminuent progressivement (Figure 6).

On estime que, selon le congénère, 5 à 50 % des PCDD/F et PCB ingérés sont transférés vers l'œuf, 7 à 54 % sont stockés dans le gras corporel et moins de 1 % dans le foie (Stephens et al., 1995 ; Kan et Meijer, 2007). Souvent, la valeur standard de 25 % d'excrétion via les œufs est utilisée, mais la variabilité entre congénères met bien en évidence la nécessité de mieux caractériser ce transfert suivant les propriétés du contaminant considéré.

5. Un projet de recherche pour progresser dans la connaissance du transfert des POP vers les œufs

Différents partenaires⁷ ont réuni leurs compétences dans le cadre d'un projet co-financé par le CASDAR⁸, afin de contribuer à la mise au point d'un outil d'évaluation du risque de transfert de certains POP vers l'œuf.

5.1. Le projet

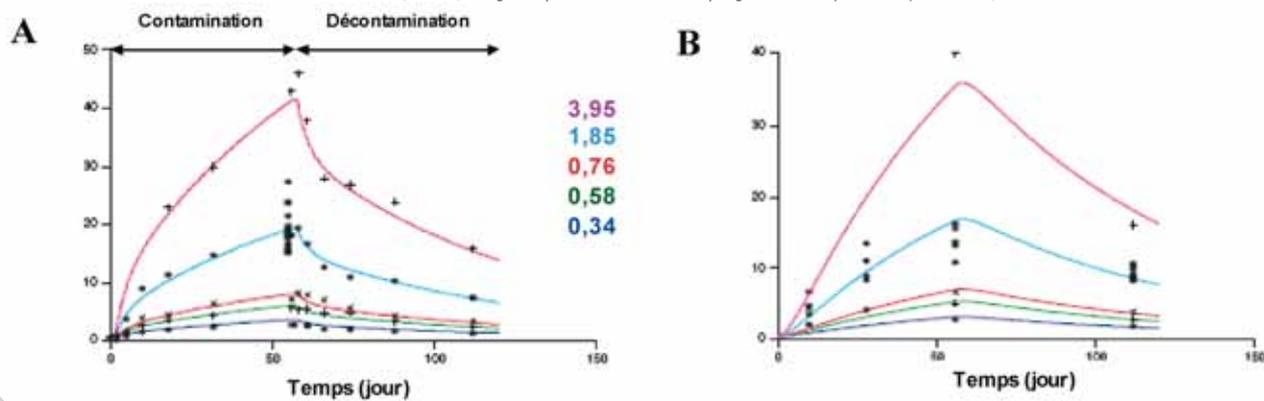
Le projet - Sécuriser les systèmes de production avicole vis-à-vis de contaminants organiques ubiquistes - se déroule de 2008 à 2010. Il vise à mieux comprendre les modalités de transfert des POP vers l'œuf afin de les prévenir, par exemple, en mettant en évidence des niveaux seuils de contamination de l'environnement ou encore des pratiques d'élevage à favoriser ou au contraire à éviter.

Différentes étapes de travail sont prévues : une enquête permettra de faire un premier point sur les relations entre les pratiques d'élevage, le niveau de contamination du milieu et le niveau de contamination des œufs. Dans un second temps, différentes pratiques seront testées en conditions expérimentales quant à leur impact sur le comportement alimentaire des poules à savoir l'ingestion de matrice environnementale.

⁷ ITAVI-INRA (UMT Bird), l'UR AFPA, l'AFSSA LERAPP et PASER, le LABERCA, l'INERIS, l'ACTA, le CNPO et le Ministère de l'Agriculture et de la Pêche (DGAL)

⁸ Compte Spécial d'Affectation géré par la Direction Agricole et Rurale

■ Figure 6 – Cinétiques de contamination et de décontamination de l'œuf (A) et du gras abdominal (B) chez des poules pondeuses exposées pendant 56 jours à un aliment contenant 0,34 à 3,95 ng PCDD/F + PCB DL OMS-TEQ / kg aliment (d'après van Eijkeren et al., 2006).



L'accessibilité des molécules, selon leurs propriétés et la matrice ingérée, de même que le transfert des contaminants dans l'organisme de l'animal et l'excrétion vers l'œuf seront mesurés en conditions expérimentales avec des molécules de familles différentes. Ces mesures permettront de paramétrer un modèle mathématique.

A terme, l'ensemble de ces travaux doit permettre d'éditer un guide de bonnes pratiques d'élevage afin de limiter ou d'éviter toute contamination des produits avicoles par ces contaminants et ainsi sécuriser la filière.

5.2. Les résultats de la pré-étude

Préalablement à ce projet, une enquête en élevage de poules pondeuses a été conduite par l'ITAVI, au cours de l'été 2007. Ce travail, co-financé par le CNPO, l'Office de l'élevage et le DAR, avait pour objectif de faire le point sur les teneurs en POP d'œufs issus d'élevages professionnels (systèmes cage versus plein air) et d'élevages de particuliers.

5.2.1. Conduite de l'enquête et des prélèvements

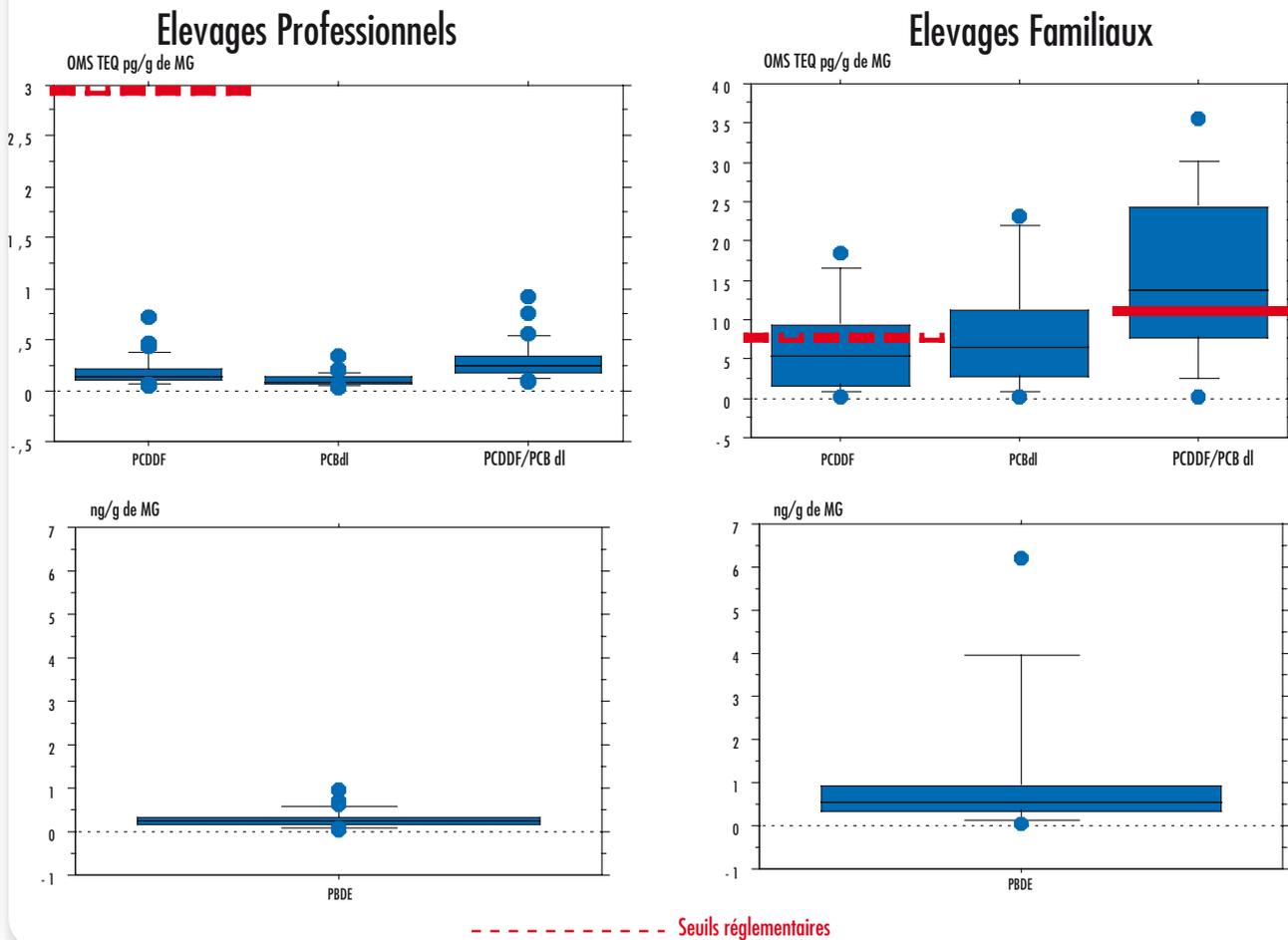
L'étude a porté sur 34 élevages professionnels (17 cages, 17 plein air) et 10 élevages familiaux situés en Bretagne, région Centre, région Parisienne

et Alsace. Un questionnaire a permis de caractériser chaque exploitation, son environnement et les pratiques mises en œuvre. Dans chaque site enquêté, 12 œufs du jour ont été prélevés à différents endroits du bâtiment. Ces 12 œufs ont été mélangés, conduisant à un échantillon par élevage (blancs + jaunes). Les teneurs en PCDD/PCDF, NDL PCB, PCB DL et PBDE de ces échantillons ont été déterminées par le LABERCA de l'ENV de Nantes.

5.2.2. Niveau de contamination des œufs

Les œufs issus des 34 élevages professionnels présentent des teneurs en PCDD/F et PCB DL très inférieures aux limites réglementaires (0,05 à 0,73 pg OMS-TEQ PCDD/F/g MG et 0,08 et 0,93 pg OMS-TEQ PCDD/F + PCB DL/g MG). Notre enquête, même si elle ne porte que sur un nombre limité d'élevages, confirme donc la qualité de la production d'œufs en France (Figure 7). Au contraire, si certains élevages de particuliers produisent des œufs conformes à la réglementation pour ces contaminants, d'autres observations montrent des teneurs 5 à 6 fois supérieures aux valeurs maximales réglementaires. La même observation peut être faite concernant la présence de PBDE dans les œufs, avec une teneur moyenne et une variabilité plus élevées dans le cas des élevages familiaux que dans celui des élevages professionnels.

■ Figure 7 – Teneurs en PCDD/F, PCB DL et PBDE des œufs récoltés dans 34 élevages professionnels et 10 élevages familiaux. Les valeurs obtenues sont comparées aux valeurs maximales réglementaires (Règlement 466/2001/CE) de 3 pg OMS-TEQ PCDD/F / g MG et 6 pg OMS-TEQ PCDD/F + PCB DL / g MG (Tableau 1).



Notre enquête ne nous permet pas de certifier que l'état moyen de l'environnement des élevages familiaux enquêtés était au même niveau que celui des élevages professionnels. Toutefois, dans l'hypothèse d'un niveau de contamination moyen de l'environnement identique pour les deux populations, il semble bien que certaines pratiques d'élevage mises en œuvre dans les élevages familiaux favorisent le transfert de ces polluants vers l'œuf.

Parmi les élevages professionnels, la distinction des deux systèmes (parcours versus claustration) indique que, même si elles restent très en deçà des limites réglementaires, les teneurs moyennes en PCDD/F (cage : 0,15 pg OMS-TEQ/g MG versus plein air : 0,23 pg OMS-TEQ/g MG) et PCB DL (cage : 0,06 pg OMS-TEQ/g MG versus plein air : 0,14 pg OMS-TEQ/g MG) sont plus élevées lorsque les poules ont accès à un parcours que lorsqu'elles sont élevées en cage. La variabilité de ces teneurs est, elle aussi, plus élevée lorsque les animaux ont accès à un parcours. Les mêmes conclusions peuvent être tirées pour les PBDE. Ces observations, qui confirment des résultats antérieurs, suggèrent bien l'impact du système d'élevage sur le risque de transfert de POP vers les œufs.

Le faible effectif enquêté (34 élevages professionnels et 10 particuliers) ne permet pas d'établir des liens de cause à effet clairs entre les critères abordés dans le questionnaire et la contamination des œufs. Par conséquent, ce travail sera poursuivi en 2008 en doublant les effectifs et en intégrant un nouveau système d'élevage (Bio). L'objectif de cette seconde campagne sera d'identifier et de hiérarchiser les facteurs d'élevage à risque.

6. Conclusion

La synthèse bibliographique et l'enquête terrain permettent de cerner les principaux facteurs de variation de la contamination des œufs par les POP. Toutefois, ces travaux préliminaires mettent en évidence certaines lacunes dans nos connaissances sur les facteurs déterminants du transfert, qu'il s'agisse de l'influence des pratiques d'élevage sur la consommation de matrice environnementale, de l'impact de la nature de la matrice sur l'accessibilité des contaminants ou des capacités des animaux à métaboliser, éliminer, ces composés lipophiles. Ce projet, en abordant ces sujets, doit contribuer à préserver l'image de marque des produits avicoles en sécurisant la production et en anticipant les risques émergents. Les résultats techniques obtenus permettront d'émettre des recommandations en terme d'implantation et de construction de bâtiments, d'alimentation des animaux, et plus globalement en terme de pratiques d'élevage.

7. Remerciements

Nous tenons à remercier l'ensemble des entreprises et des éleveurs qui nous ont accueillis et permis de réaliser ce travail. Ce projet a reçu le soutien financier de l'ADEME (bibliographie), ainsi que du CNPO, de l'Office de l'élevage et de l'ADAR (enquêtes).

Références bibliographiques

- AFSSA 2005. *Dioxines, furanes et PCB de type dioxine : Evaluation de l'exposition de la population française*, 57 pp.
- CITEPA, 2006. *Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique*, avril 2006. <http://www.citepa.org/emissions/nationale>
- Crépineau-Ducoulombier, C., Rychen, G., Feidt, C., Le Roux, Y., Lichtfouse, E., Laurent, F., 2003. *Contamination of pastures by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the vicinity of a highway. Journal Of Agricultural And Food Chemistry (J. Agric. Food. Chem.)* 51, 4841-4845.
- Crépineau-Ducoulombier C., Rychen G., 2003. *Agronomie*, 23, 345-348.
- De Vos S., Verschuere D., De Schrijver R., 2005. *Digestibility, retention and incorporation of low-level dietary PCB contents in laying hens, Chemosphere*, 58, 1553-1562.
- De Vries M., Kwakkel R.P., Kijlstra A., 2006. *Dioxins in organic eggs : a review, NJAS*, 54, 207-221.
- EFSA, 2005. *Opinion of the scientific panel on contaminants in the food chain on a request from the Commission related to the presence on non dioxin-like polychlorinated biphenyls (PCB) in feed and food. Question N°EFSA-Q-2003-114. European Food Safety Authority, The EFSA Journal*, 284, 1-137.
- Harmly M.E., Petreas M.X., Flattery J., Goldman L.R., 2000. *Polychlorinated dibenzo-p-dioxin and polychlorinated dibenzofuran contamination in soil and home-produced chicken eggs near pentachlorophenol sources, Environ. Sci. Technol.*, 34, 1143-1149.
- Hoogenboom L.A.P., Kan C.A., Zeilmaker M.J., Van Eijkeren J., Traag W.A., 2006. *Carry-over of dioxins and PCBs from feed and soil to eggs at low contamination levels - influence of mycotoxin binders on the carry-over from feed to eggs, Food Add. Contam.*, 23, 518-527.
- Horsted K., Hermansen J.E., Ranvig H., 2007. *Crop content in nutrient-restricted versus non-restricted organic laying hens with access to different forage vegetations. Crop content in nutrient-restricted versus non-restricted organic laying hens with access to different forage vegetations, Br. Poult. Sci.*, 48, 177-184.
- Iben, C., Böhm, J., Tausch, H., Leibetseder, J., Luf, W., 2003. *Dioxin residues in the edible tissue of broiler chicken. Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition* 87, 142-148.
- INRA-Cemagref, 2005. http://www.inra.fr/l_institut/missions_et_strategie/les_missions_de_l_inra/eclairer_les_decisions/pesticides_agriculture_et_environment
- Kan K., 2005. *Chemical residues in poultry and eggs produced in free-range or organic systems, In : Proc. XIth European Symp. on the Quality of Eggs and Egg-products. Doorwerth, 23-26 May 2005, The Netherlands, N° 210, 8 pp.*
- Kan C.A., Meijer G.A.L., 2007. *Anim. Feed Sci. Technol.*, 133, 84-108.
- Laurent C, Feidt C & Laurent F, 2005. *Contamination des sols : transferts des sols vers les animaux. EDP Sciences & ADEME Editions, France.*

Maervoet, J., Chu, S.G., De Vos, S., Covaci, A., Voorspoels, S., De Schrijver, R., Schepens, P., 2004. Accumulation and tissue distribution of selected polychlorinated biphenyl congeners in chickens. *Chemosphere* 57, 61-66.

Naert C, Van Peteghem C, Kupper J, Jenni L & Naegeli H 2007. Distribution of polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in birds of prey from Switzerland. *Chemosphere* (2007), doi : 10.1016/j.chemosphere.2007.01.009.

Nosek J.A., Craven S.R., Sullivan J.R., Olson J.R., Peterson R.E., 1992. Metabolism and disposition of 2,3,7,8-tetrachlorobiphenyl in ring-necked pheasant hens, chicks, and eggs, *J. Toxicol. Environ. Health*, 35, 153-164.

Pirard C., De Pauw E. 2007. Absorption, disposition and excretion of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in chicken. *Chemosphere*. 66 : 320-325.

Pu X., Lee L.S., Galinsky R.E., Carlson G.P., 2006. Bioavailability of 2,3',4,4',5-pentachlorobiphenyl (PCB118) and 2,2',5,5'-tetrachlorobiphenyl (PCB52) from soils using a rat model and a physiologically based extraction test, *Toxicology*, 217, 14-21.

Pussemier L., Mohimont L., Huyghebaert A., Goeyens L. 2004. Enhanced levels of dioxin in eggs from free range hens ; a fast evaluation approach. *Talanta*. 63 : 1273-1276.

Rakotonaivo R., 2004. Evaluation du transfert de PCB et dioxines du foin vers le lait. Modèle caprin. Mémoire de DEA ENSAIA LSA-INPL, 25p.

Reid B.J., Jones K.C., Semple K.T., 2000. Bioavailability of persistent organic pollutants in soils and sediments - a perspective on mechanisms, consequences and assessment, *Environ. Pollut.*, 108, 103-112.

Rychen G., Crépineau-Ducolombier C., Grova N., Jurjanz S., Feidt C., 2005. Modalités et risques de transfert des polluants organiques persistants vers le lait, *INRA Prod. Anim.*, 18, 355-366.

Siddiqi M.A., Laessig R.H., Reed K.D. 2003. Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) : New Pollutants-Old Diseases. *Clinical Medicine & Research*. 1 (4) : 281-290.

Stephens R.D., Petreas M.X., Hayward D.G., 1995. Biotransfer and bioaccumulation of dioxins and furans from soil : chickens as a model for foraging animals, *Sci. Tot. Environ.*, 175, 253-273.

Stoewsand G.S., Bache C.A., Gutenmann W.H., Lisk D.J., 1986. Concentration of cadmium in Coturnix quail fed earthworms, *J. Toxicol. Environ. Health*, 18, 369-376.

Thébault A., 2005. Analyse des déterminants de la contamination en dioxines et furanes (PCB non compris) des oeufs issus d'élevages de volailles en plein air de particuliers. Note technique AQR/ATH/2005-203, AFSSA, 27 septembre 2005, 17 p. <http://www.afssa.fr/ftp/afssa/34636-34637.pdf>

Van den Berg M.J., Birnbaum L.S., Bosveld B.T.C., Brunström B., Cook P., 1998. ToxicEquivalency Factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for Humans and Wildlife. *Environ. Health Perspectives*, 106, 775-792.

Van Eijkeren J.C.H., Zeilmaker M.J., Kan C.A., Traag W.A., Hoogenboom L.A.P., 2006. A toxicokinetic model for the carry-over of dioxins and PCBs from feed and soil to eggs, *Food Add. Contam.*, 23, 509-517.

Welsch-Pausch, K., McLachlan, M.S., Umlauf, G., 1995. Determination of the principal pathways of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans to *lolium multiflorum* (welsh ray grass). *Environmental Science and Technology* 29, 1090-1098.

Schuler F., Schmid P., Schlatter C., 1997. The transfer of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans from soil into eggs of foraging chicken, *Chemosphere*, 34, 711-718.

AFSSA, 27 septembre 2005, 17 p. <http://www.afssa.fr/ftp/afssa/34636-34637.pdf>

Un investissement durable !

SERUPA

Unités d'élevage avicole

Construire avec vous et pour longtemps

SERUPA S.A.S. - B.P. 49 - 22230 MERDRIGNAC
02 96 67 43 50 / www.serupa.fr