



Analyse des déterminants de la contamination en dioxines et furanes (PCB non compris) des œufs issus d'élevages de volailles en plein-air de particuliers

Septembre 2005

Rédaction :

Anne Thébault

Validation du document :

Jean-Luc Volatier

Experts consultés :

Adeline Huneau et Christine Burel (Afssa Ploufragan)

Sophie Lubac (ITAVI)

Relecture Afssa :

Françoise Gauchard

Sophie Gallotti

Marie-Hélène Loulergue

Relecture et avis par les membres du Comité d'experts spécialisés "Alimentation animale" :

Guido RYCHEN

Hervé POULIQUEN

Relecture et avis par les membres du Comité d'experts spécialisés "Résidus et Contaminants Chimiques et Physiques" :

Revu à la réunion du CES du 21/09/2005

**Remerciements pour leurs contributions à ce travail
(données de contaminations de sols et d'œufs):**

Anne Dufour et Hélène Lecoeur (DDSV 45)

Catherine Pirard (Université de Liège, Belgique)

Sommaire

1.	CONTEXTE	4
2.	RAPPELS SUR LES NORMES ENVIRONNEMENTALES ET ALIMENTAIRES	6
2.1	Données mesurées dans les sols et recommandations d'usage	6
2.2	Valeurs réglementaires dans les aliments	6
3.	DONNEES SUR LA CONTAMINATION ET LA DECONTAMINATION DES VOLAILLES	7
3.1	Les origines de contamination en dioxines et furanes pour les volailles	7
3.2	Cinétique de la contamination.....	8
3.3	Cinétique de la décontamination.....	9
4.	PRINCIPAUX FACTEURS DE RISQUE IDENTIFIES.....	11
4.1	Apport de cendres sur le parcours	11
4.2	Nourriture disposée sur le sol	11
4.3	Équilibre et quantité de la ration alimentaire donnée aux poules.....	11
4.4	Épluchures et légumes du potager	12
4.5	Les feux de fonds de jardin et de chauffage domestique.....	12
4.6	Effet du temps passé à l'extérieur.....	13
4.7	Age des pondeuses, accès au parcours durant la durée de vie et performances de ponte	13
4.8	La densité des poules sur le parcours.....	13
4.9	Traitement du sol du parcours.....	14
5.	CONCLUSION	15
6.	BIBLIOGRAPHIE	16

1. Contexte

Les investigations environnementales menées autour des sites de Maincy, Gilly (DDSV Savoie) et Gien (DDSV du Loiret) font ressortir des niveaux de contamination élevés en dioxines et furanes des œufs issus d'élevages familiaux ou de particuliers. Des niveaux élevés dans des produits animaux d'élevages de particuliers ont pu être observés dans des zones témoins ou périphériques vis-à-vis des sources d'émission connues.

Dans les élevages commerciaux, même de plein air, on n'observe pas de valeurs aussi élevées. La valeur maximale mesurée dans les œufs d'élevage en plein air est de 5.1 pg/g de MG¹ TEQ_{OMS(97)} (données issue des plans de contrôles de la DGAL 2003-2004). Cette valeur est d'ailleurs la seule au-dessus du seuil réglementaire de 3pg/g de MG, sur une quarantaine de données issues des plans de surveillance de la DGAL 2002-2004. A fortiori en bâtiments, le maximum trouvé est de 1 pg/g de MG (données issues des plans de surveillance de la DGAL 1998).

A Gilly, en zone considérée comme contaminée en dioxines et furanes vis-à-vis de l'incinérateur, la valeur moyenne trouvée était de 22.3 pg/g de MG TEQ_{OMS(97)} et la gamme de valeurs se situe entre 6.4 et 54 pg/g de MG TEQ_{OMS(97)} (Meunier, 2003). A Maincy, les valeurs oscillent entre 5.1 et 121.6 en zone exposée et entre 3.1 et 11.2 pg TEQ_{OMS(97)} en zone témoin (Pirard, Eppe, Massart, Fierens, De Paw, Focant, 2005). A Gien, les concentrations trouvées dans les oeufs de particuliers (4 valeurs) sont comprises entre 3.3 et 18 pg/g de MG TEQ_{OMS(97)}.

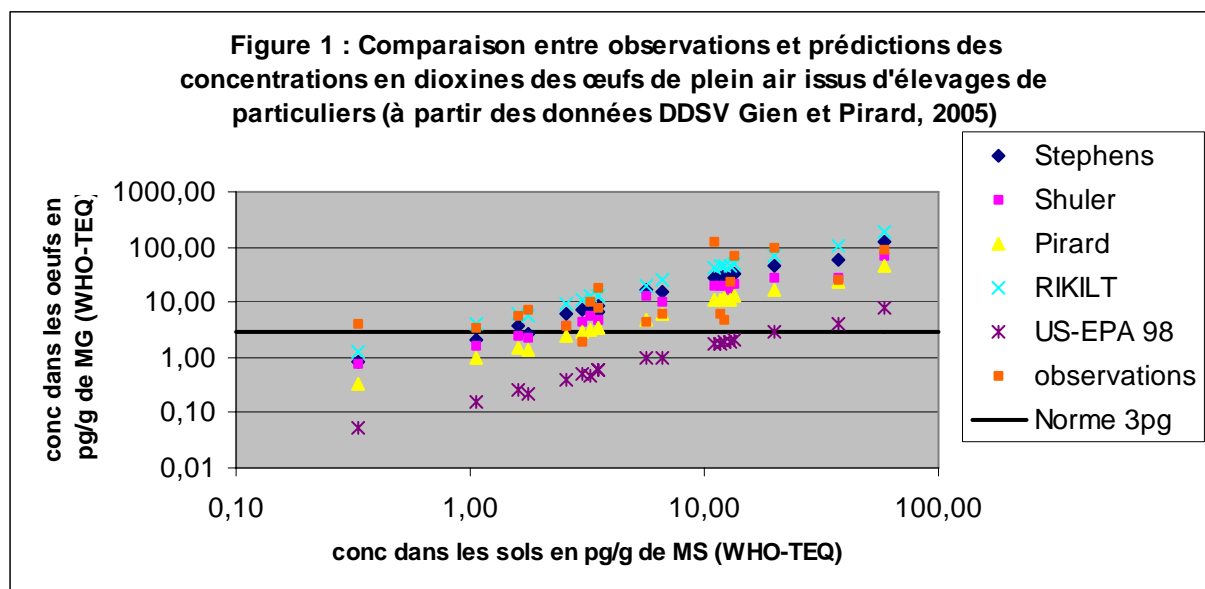
Les origines de la contamination des sols, qui peuvent être d'origine industrielle, ne sont pas l'objet de cette note mais ne sont absolument pas remises en cause. De nombreuses études ont montré d'une part le lien entre des incinérateurs fonctionnant mal et la contamination des sols et des végétaux (Domingo, Schuhmacher, Muller, Rivera, Granero, Llobet, 2000 ; Fries, Paustenbach, 1990 ; Nessel, Butler, Post, Held, Gochfeld, Gallo, 1991 ; US-EPA, 1998), puis la contamination des produits animaux par l'ingestion de ces derniers (Le Querrec, 2003 ; Pirard, Eppe, Massart, Fierens, De Paw, Focant, 2005 ; Slob, Van Jaarsveld, 1993 ; US-EPA, 1998). Il n'est pas non plus question ici de traiter du problème de la remédiation et de l'excavation des sols pollués (Leroy, 2004). L'objet de cette note est de comprendre pourquoi des teneurs considérées comme faibles dans les sols peuvent aboutir à des contaminations relativement élevées dans les œufs, et si à partir d'un sol à une concentration donnée, on peut diminuer, pour un élevage en plein air de particulier, le risque de transfert vers la poule et ces œufs.

Certaines valeurs élevées dans les œufs observées en périphérie de zones contaminées ou en zones témoins ne correspondent pas toujours à ce qui était attendu au regard des sources de contamination pour les poules, notamment des concentrations parfois considérées comme peu élevées dans les sols. La principale source de contamination en dioxines et furanes connue des volailles, sauf contamination accidentelle de l'alimentation, est l'ingestion de terre contaminée (Fries, 1995). Or pour des valeurs de contamination de terre inférieures à 5 voire à 1 pg/g de MS TEQ_{OTAN}, mesurées à proximité ou dans les poulaillers (mesuré sur les dix premiers cm), a priori compatibles avec une activité d'élevage (cf. données environnementales ci-dessous), il a été observé à plusieurs reprises chez quelques particuliers des valeurs dans les œufs qui sont plusieurs fois supérieures aux valeurs réglementaires de 3 pg/g de MG TEQ_{OMS(97)}.

Cette observation n'a pas été retrouvée de la même façon dans des élevages en plein air ou biologiques, exposés a priori au même niveau de contamination des sols dans des zones non exposées (résultats des analyses des plans de surveillance de la DGAL 2004, valeur maximale 5.1 pg/g de MG). On ne dispose pas de données, cependant, comparant pour un même niveau de concentration, c'est-à-dire avec un appariement strict de chaque niveau de contamination, des élevages de poules de particuliers et des élevages commerciaux de plein air.

D'autre part, les niveaux de contamination prédits, par modélisation, des teneurs en dioxines des œufs à partir de 19 données de sol (données fournies par la DDSV de Gien et Pirard 2005), selon différentes approches (Bonnard, 2004; Pirard, De Pauw, 2005 ; Schuler, Schmid, Schlatter, 1997 ; Stephens, Petreas, Hayward, 1995) sont le plus souvent inférieurs aux niveaux observés dans ces élevages familiaux (figure 1).

¹ MG : Matière Grasse.



L'alimentation de ces volailles, qui peut aussi être une source potentielle de contamination, n'est pas commune sur ces différents cas atypiques. Au regard des premiers résultats de questionnaires (une vingtaine) soumis à des particuliers élevant des volailles, en l'absence d'autres données, il semble opportun d'évaluer si certaines pratiques d'élevage de particuliers ne sont pas susceptibles d'aggraver la contamination de leurs produits par rapport aux élevages en plein air ou biologiques pour une même contamination environnementale.

Si des pratiques à risques sont relevées, il serait utile de proposer aux particuliers, quand cela est possible, des méthodes substitutives de pratiques d'élevage permettant de limiter la contamination de leurs produits en dioxines et furanes.

La méthode utilisée pour établir quelques pratiques à risque est soit argumentée sur la bibliographie existante, soit argumentée sur les origines connues de la contamination et la plausibilité biologique de celles-ci, soit établie par comparaison entre les résultats des questionnaires remplis par quelques particuliers sur leurs pratiques d'élevages avec celles d'élevages commerciaux en plein air. Enfin, il convient de souligner, à ce stade des connaissances, que cette note ne pourra être exhaustive de toutes les pratiques d'élevage de volailles des particuliers, et peut-être parmi celles-ci de quelques pratiques à risque non détectées, en raison du faible nombre de particuliers enquêtés.

Seules des études complémentaires permettront d'une part de valider les propositions ci-dessus et d'autre part d'évaluer de façon rigoureuse l'importance de telle ou telle pratique sur la contamination globale des produits.

2. Rappels sur les normes environnementales et alimentaires

2.1 DONNEES MESUREES DANS LES SOLS ET RECOMMANDATIONS D'USAGE

Des mesures de concentrations en dioxines et furanes dans les sols ont été effectuées afin d'établir des données représentatives des valeurs correspondant à différents types d'usage et sont rappelées dans le tableau ci-dessous (INSERM, 2000).

Zones	Concentrations en pg/g de MS en FRANCE (TEQ OTAN) (1999)	Concentrations en pg/g de MS en ALLEMAGNE (TEQ OTAN) (1992)
Zones rurales	0.02 à 1	1 à 5
Zones urbaines	0.2 à 17	10 à 30
Zones industrielles	20 à 60	50 à 150

Tableau I : données mesurées dans les sols en France et en Allemagne à partir des données de Commission Européenne, DG environnement, 1999

Les mesures de gestion préconisées en Allemagne en 1992 par rapport à l'usage des sols sont les suivantes (Durif, 2001) :

- entre 5 et 40 pg/g de MS TeQ_{OTAN} : contrôle des produits alimentaires produits ;
- au-delà de 40 pg/g de MS TeQ_{OTAN} : restriction des cultures.

Ces valeurs préconisées pour des mesures de gestion n'ont pas de valeur réglementaire mais seulement une valeur indicative . Ces valeurs n'ont pas été établies au regard de l'élevage en plein air des poules (Durif, 2001 ; Fiedler, 1998).

2.2 VALEURS REGLEMENTAIRES DANS LES ALIMENTS

La réglementation fixe des valeurs maximales autorisées pour la commercialisation des produits. Les valeurs maximales réglementaires sont pour la viande de volaille de 2 pg /g de matière grasse MG TEQ_{OMS(97)} et pour les œufs de 3 pg/g de MG TEQ_{OMS(97)} (Règlement 466/2001 modifié). Depuis le 1^{er} janvier 2005, cette réglementation est applicable aux œufs de libre parcours (Règlement 466/2001 modifié). La Directive 2002/32/CE fixe les valeurs maximales en dioxines et furanes dans l'alimentation des animaux, par exemple 0.75 pg/g TEQ_{OMS(97)} ramené à 12% d'humidité pour les produits végétaux, 0.75 pg/g TEQ_{OMS(97)} pour les argiles et kaolins et 1 pg/g TEQ_{OMS(97)} pour les minéraux. La recommandation de la Commission du 4 mars 2002 précise des teneurs maximales, inférieures aux valeurs réglementaires, au-delà desquelles il y a lieu de mener des investigations en vue de déterminer les origines de contamination et d'y remédier.

La réglementation détaillée ci-dessus ne s'applique qu'aux élevages commerciaux et non aux particuliers élevant des volailles pour leur consommation privée.

3. Données sur la contamination et la décontamination des volailles

3.1 LES ORIGINES DE CONTAMINATION EN DIOXINES ET FURANES POUR LES VOLAILLES

Les dioxines et furanes contenues dans la chair des volailles ou les œufs sont principalement d'origine alimentaire (US-EPA, 1998).

L'exposition peut donc se faire par l'ingestion d'une nourriture accidentellement contaminée distribuée par l'éleveur ou le particulier, ou du fait de l'ingestion par les volailles, de terre, de macrofaune du sol et de produits végétaux du poulailler.

La consommation d'aliment pour une volaille (américaine) est d'environ 220 g d'aliment par jour (US-EPA, 1998) à quoi se rajoute la consommation de 10 % de terre (Stephens, Petreas, Hayward, 1995) pour une poule élevée en plein air, soit 22 g de MS de terre par jour (US-EPA, 1998). Stephens, dans son expérimentation, avait considéré une ration de 100 g/jour d'aliment par poule pondeuse (Stephens, Petreas, Hayward, 1995).

La consommation en élevage en France des pondeuses entre 20 et 70 semaines, est plus faible que celle estimée par l'(US-EPA, 1998), de l'ordre de 108 g/jour pour une poule pondeuse à œufs blancs (type Leghorn) et 120 g/jour pour une poule pondeuse à œufs roux (type Rhode-Island)(INRA, 1989). Ces quantités sont aussi considérées comme un ordre de grandeur acceptable pour les poules d'élevages commerciaux en plein air pour un aliment de « qualité suffisante » pour l'élevage (source ITAVI). Si l'alimentation est de moindre qualité, la quantité d'aliment ingéré peut être un peu plus importante par les poules pondeuses (Source ITAVI).

La plus grande partie de l'exposition des volailles serait liée à la consommation de terre, la contamination des grains étant considérée comme trop faible et le reste de la ration est le plus souvent considéré comme négligeable dans la modélisation de la prédiction des niveaux de contamination dans les produits animaux (Research Triangle Institute, 1999 ; US-EPA, 2000). La consommation d'herbe et d'aliments est cependant considérée comme une source de surexposition non clairement calculée (US-EPA, 1998), ou comme pouvant expliquer une faible partie de la contamination (US-EPA, 2000). Pour (Traag et al., 2004), l'ingestion d'une nourriture à 1 pg/g TEQ_{OMS(97)}, voire légèrement inférieure suffit à elle seule à entraîner un dépassement des valeurs réglementaires dans les œufs(Traag, Kan, Zeilmaker, Hoogerbrugge, Eijkeren, Hoogenboom, 2004). Iben indique que pour la viande de volaille, la concentration en dioxines et furanes dépasserait la valeur réglementaire de 2 pg/g de MG pour une nourriture dont la concentration serait supérieure à 0.4 pg/g TEQ_{OMS(97)} (en matière brute)(Iben, Bohm, Tausch, Leibetseder, Luf, 2003). La nourriture industrielle des volailles a pu être aussi accidentellement contaminée (par exemple par des argiles contenant des kaolins) et dans ce cas peut constituer l'apport majeur en dioxines pour des volailles (Bernard, Fierens, 2002 ; Hayward, Nortrup, Gardner, Clower, 1999 ; Schmid, Gujer, Degen, Zennegg, Kuchen, Wuthrich, 2002 ; van Larebeke, Hens, Schepens, Covaci, Baeyens, Everaert, Bernheim, Vlietinck, De Poorter, 2001).

La consommation de terre pour l'élevage en plein air est estimée à 10% de la ration dans les modèles préconisés par l'US-EPA (US-EPA, 2000), à partir de dires d'experts en agriculture, mais ce pourcentage a été considéré comme pouvant être –dans certains cas (non explicités)– sous-estimé (table c-1-3, volume 3 ; USEPA, 1998) et (Stephens, Petreas, Hayward, 1995). Les premiers centimètres du sol seraient les plus concernées pour le grattage et la recherche de lombrics pour les poules en plein air (source ITAVI). Aucun facteur n'a été pris en compte justifiant d'une variabilité de comportement alimentaire et d'ingestion de sol, comme par exemple la race des poules ou l'âge.

Une relation a été trouvée, à plusieurs reprises, entre la contamination du sol et la contamination des produits animaux, à partir d'études expérimentales (Chang, Hayward, Goldman, Harnly, Flattery, Stephens, 1989 ; Iben, Bohm, Tausch, Leibetseder, Luf, 2003 ; Pirard, De Pauw, 2005 ; Stephens, Petreas, Hayward, 1995 ; Traag, Kan, Zeilmaker, Hoogerbrugge, Eijkeren, Hoogenboom, 2004) et à

partir d'études d'observations (Harnly, Petreas, Flattery, Goldman, 2000 ; Pirard, Eppe, Massart, Fierens, De Paw, Focant, 2005 ; Schuler, Schmid, Schlatter, 1997 ; Traag, Portier, Bovee, van der Weg, Onstenk, Elghouch, Coors, Kraats, Hoogenboom, 2002). La relation entre concentrations dans les sols et les œufs peut être de nouveau vérifiée sur la figure 1, à partir des observations faites sur des œufs obtenus chez les particuliers.

Différentes publications évoquent le problème de la biodisponibilité des dioxines dans les sols, c'est-à-dire la part assimilable des dioxines et furanes du sol, qui diminuerait avec la charge en matière organique (Stephens, Petreas, Hayward, 1995) pour certains, mais l'existence de facteurs pouvant diminuer la biodisponibilité des dioxines dans le sol n'est pas confirmé par d'autres études (Traag, Kan, Zeilmaker, Hoogerbrugge, Eijkeren, Hoogenboom, 2004).

L'ingestion de la macrofaune du sol (pédofaune dont la taille est comprise entre 4 et 80 mm), notamment de lombrics, peut contribuer à une plus forte exposition. En effet, ces derniers peuvent ingérer plusieurs fois leur poids en terre (Deprince, 2003). Le facteur de bioconcentration [rapport concentration dans les tissus animaux / concentration dans l'alimentation] (Research Triangle Institute, 1999) de la 2,3,7,8 TCDD dans les lombrics (Sample, Beauchamp, Efroymsen, Suter, Ashwood, 1998) est de 9. Ce facteur de bioconcentration est aussi 9 fois plus élevé que celui des volailles ou qu'un autre invertébré du sol (annexe D table D1 du rapport (Research Triangle Institute, 1999). Ce facteur de bioconcentration pour les lombrics est cependant remis en cause à la baisse par (Matscheko, Tylskind, Wit, De Bergek, Anderson, Sellstrom, 2002). La quantité ingérée de la macrofaune du sol par des volailles en plein air n'a pas été prise en compte dans la modélisation de la prédiction des concentrations dans les tissus animaux, mais a été relevé comme un facteur pouvant expliquer une sur-contamination observée (US-EPA, 2000).

3.2 CINETIQUE DE LA CONTAMINATION

Des études expérimentales ont cherché à déterminer la phase stationnaire de la contamination, c'est-à-dire le moment où, après une exposition constante et permanente, la contamination reste constante dans les produits animaux. C'est au moment de cette phase stationnaire que l'on peut établir les facteurs de bioconcentration (US-EPA, 2000), c'est-à-dire la relation entre le niveau de concentration dans les sols et les produits animaux.

Stephens *et al.* utilisent des aliments auxquels ils mélangent de la terre artificiellement contaminée, avec trois niveaux de contamination, respectivement 0.5, 42 et 460 pg/g ITEQ² pendant 178 jours d'exposition (Stephens, Petreas, Hayward, 1995). La phase stationnaire est atteinte dans cette expérience entre 30 et 60 jours pour les œufs (que ce soit pour une concentration de 460 ou de 42 pg. et entre 80 –100 jours pour la viande de poulet. Une baisse transitoire de ponte est observée dans l'étude de Stephens.

Pour Traag *et al.* la phase stationnaire n'est pas atteinte pour des poules pondeuses après 56 jours d'exposition à une nourriture contaminée à des niveaux faibles en dioxines dans la nourriture entre 0.1 pg/g et 1.5 pg/g (Traag, Kan, Zeilmaker, Hoogerbrugge, Eijkeren, Hoogenboom, 2004).

Pirard *et al.*, après une exposition avec une nourriture contaminée à 30 pg/ g pendant 10 semaines, observent la disparition de la ponte après 4 semaines d'exposition (lié à un déficit de la ration ou de lumière) et l'apparition d'un état stationnaire dans l'excrétion par les fientes après 5 semaines d'exposition (Pirard, Eppe, Massart, Fierens, De Paw, Focant, 2005).

Les méthodologies utilisées dans ces études diffèrent. La phase stationnaire serait donc vraisemblablement atteinte entre un mois et deux mois pour les œufs pour des contaminations élevées, mais cette durée pourrait varier selon différents facteurs, notamment les modalités et le niveau de la contamination. A partir des différentes études, notamment celle de (Traag, Kan, Zeilmaker, Hoogerbrugge, Eijkeren, Hoogenboom, 2004), il semblerait plausible que pour des valeurs de contamination plus faibles, l'état stationnaire serait plus long à obtenir (s'il est finalement atteint pour de très faibles contaminations).

La phase stationnaire ne concerne pas tous les tissus de la même façon. Dans l'étude de Stephens (fortes doses à 42 pg/g) la phase stationnaire est atteinte plus vite pour les œufs (30-60 jours) que pour le foie ou le tissu gras (80 jours) (Stephens, Petreas, Hayward, 1995). Pour une dose de 460 pg/g, l'état stationnaire après 80 jours d'exposition n'est pas atteint pour les concentrations en

² Les unités TeQ utilisées dans ce document pour les produits végétaux et animaux sont exprimés en TeQ-OMS (1997).

dioxines et furanes du foie. Les concentrations dans le foie des volailles sont plus élevées que dans tous les autres tissus, tissus gras, œufs, muscles (Stephens, Petreas, Hayward, 1995). L'étude de Pirard (2005) arrive à la même conclusion. Le foie présente des concentrations en dioxines et furanes quatre fois plus fortes que les autres tissus, qui ont des valeurs de concentrations voisines, rapportées à une concentration en matière grasse que ce soit pour la graisse abdominale, le sérum, le rein, les œufs et le blanc de poulet (Pirard, De Pauw, 2005). Ceci conforte l'hypothèse de l'état stationnaire, au cours duquel les concentrations dans les différents compartiments deviennent homogènes (Pirard, De Pauw, 2005).

Les différentes études concordent entre elles sur le fait que l'assimilation par les volailles ne se fait pas de façon uniforme entre congénères de dioxines et furanes (Pirard, De Pauw, 2005 ; Schuler, Schmid, Schlatter, 1997 ; Stephens, Petreas, Hayward, 1995). L'absorption décroît avec le nombre de chlorations, sans observation de différence entre dioxines et furanes, ce qui a déjà été observé pour les ruminants (Pirard, De Pauw, 2005 ; Schuler, Schmid, Schlatter, 1997 ; Stephens, Petreas, Hayward, 1995). La position de la substitution (chloration) ne semble pas intervenir, et notamment la substitution 2,3,7,8, contrairement à ce qui se passerait pour les vaches (Pirard, De Pauw, 2005). Pendant l'exposition, les congénères se répartissent préférentiellement dans des tissus différents, notamment les plus chlorés dans le foie (Stephens, Petreas, Hayward, 1995). Dans l'étude de (Pirard, 2005), les profils de congénères sont semblables pour les différents tissus analysés, à la différence de Stephens (1995) sauf pour le foie (Pirard, De Pauw, 2005).

3.3 CINETIQUE DE LA DECONTAMINATION

Les deux voies d'excrétion de dioxines pour les poules pondeuses sont les œufs et les fientes. Le fait de retrouver des dioxines dans les fientes, peut soit provenir des dioxines qui n'ont pas été absorbées par l'animal, soit provenir d'une élimination des dioxines de l'organisme. Cette dernière possibilité a aussi été explorée par différents travaux, détaillés ci-dessous.

- **Décontamination des œufs**

Traag (2004) montre qu'après 56 jours de changement alimentaire, alors que les sources de contamination sont supprimées, les œufs passent de 20 pg/g de MG à 7 pg/g de MG (Traag, Kan, Zeilmaker, Hoogerbrugge, Eijkeren, Hoogenboom, 2004).

Dans l'étude de (Stephens, Petreas, Hayward, 1995), la demi-vie de décontamination dans les œufs pour les poules pondeuses est entre 21 et 80 jours.

- **Elimination par les fientes**

Dans l'étude de (Pirard, De Pauw, 2005) l'élimination n'est faite que par les fientes (absence de ponte) et dans ce cas, après 98 jours de décontamination, aucune décroissance significative n'est observée dans les tissus animaux. La contamination initiale avait duré 10 semaines avec une nourriture contaminée à 30pg/g.

Dans une étude beaucoup plus courte sur des poulets de chair de trois semaines, une semaine d'exposition à des valeurs de concentrations extrêmes dans la nourriture, aboutit au bout d'une semaine à des teneurs de 100 pg/g de MG dans la viande des volailles (Hoogenboom, Kan, Bovee, van der Weg, Onstenk, Traag, 2004). Les poulets de chair sont ensuite nourris avec une nourriture non contaminée pendant 3 semaines. La décroissance observée des teneurs dans les matières grasses des viandes est très rapide, d'un facteur 3 à 6 en trois semaines, qui a pu se faire soit par migration vers un autre tissu de l'animal soit par les fientes (Hoogenboom, Kan, Bovee, van der Weg, Onstenk, Traag, 2004).

Iben (2003) fait une expérience analogue sur des poulets de chair âgés d'une semaine, avec des niveaux de contamination dans l'alimentation animale beaucoup moins élevés que dans l'expérience d'(Hoogenboom, Kan, Bovee, van der Weg, Onstenk, Traag, 2004), pour des valeurs comprises entre 0.83 et 3.90 pg/g de dioxines et furanes dans la nourriture pendant une durée de 2 à 6 semaines (Iben, Bohm, Tausch, Leibetseder, Luf, 2003) et obtiennent des concentrations dans les parties consommées de volailles (blanc et cuisse avec la peau) entre 0.5 et 17.06pg/g de MG. La chair des volailles n'a une teneur inférieure à 2pg/g de MG que si la concentration dans la nourriture est inférieure à 0.4 pg/g (Iben, Bohm, Tausch, Leibetseder, Luf, 2003). Ils n'observent pas de décroissance de teneur après 2 à 4 semaines de retour à une nourriture non contaminée (Iben, Bohm, Tausch, Leibetseder, Luf, 2003).

La principale voie d'élimination et la plus rapide à se mettre en place se fait par les œufs. Pour une durée d'exposition longue et modérée, l'élimination par les fientes est le plus souvent considérée comme négligeable, à l'échelle de quelques semaines (Iben, Bohm, Tausch, Leibetseder, Luf, 2003 ; Pirard, De Pauw, 2005).

4. Principaux facteurs de risque identifiés

La méthode utilisée pour identifier quelques facteurs de risques a été établie sur la comparaison de résultats des quelques questionnaires (une vingtaine) soumis aux particuliers élevant des poules avec des pratiques d'élevage commerciaux en plein air. Ceux-ci ont ensuite été étayés soit par une bibliographie scientifique existante, soit par la plausibilité biologique du processus de contamination. Seule une étude ad-hoc permettra de valider les facteurs de risque ci-dessous. La principale voie d'exposition considérée concerne l'ingestion de terre et de la pédofaune associée

4.1 APPORT DE CENDRES SUR LE PARCOURS

Certains particuliers « amendent » le sol du parcours (et de leur potager parfois) en cendres issues de la combustion de végétaux, parfois mélangés à d'autres déchets. Les cendres sont riches en calcium et phosphore (INRA, 1989), ce qui a priori est plutôt bon pour la qualité de la coquille de l'œuf, mais malheureusement riches aussi en dioxines et furanes (et en métaux lourds), voire en d'autres dérivés toxiques si des déchets (par exemple plastiques) ont été ajoutés. Les concentrations dans les cendres de différentes combustions de bois de foyers domestiques sont comprises entre 4 et 42000 I. TEQ-OTAN ng par kg (ou pg/g), en moyenne 2 643 pg I-TEQ-OTAN/g dans une étude canadienne (Collet, 2000) ; une étude allemande montre que, si le bois est le seul combustible, les dioxines atteignent une concentration de 100 pg I-TEQ/g, mais que ces valeurs augmentent énormément si le bois a été traité, peint ou qu'on ajoute d'autres déchets, jusqu'à 2200 pg I-TEQ/g (Collet, 2000). Le fait d'épandre des cendres sur un parcours n'a pas été signalé dans les publications étrangères, mais observé en France sur quelques cas, avec un effet de sur-contamination de la terre du parcours (mis en évidence une seule fois) et des œufs des poules en relation. Il faut rappeler que l'apport calcique et de phosphore peut être apporté autrement que par les cendres, par des coquilles d'œufs réduites (controversé pour le risque de cannibalisme des œufs par la suite), par des coquilles d'huîtres, (Chaïb, 2003), du maërl, ou des compléments minéraux spécialisés achetés dans le commerce (Afssa Ploufragan). Les cendres sont aussi utilisées en tant qu'antiparasitaires (lutte contre les ectoparasites, notamment contre les poux (insectes mallophages) et acariens. D'autres méthodes existent pour éviter la prolifération de poux, incluant des approches zootechniques, notamment hygiéniques (Chaïb, 2003), et thérapeutiques (Villate, 2001).

4.2 NOURRITURE DISPOSEE SUR LE SOL

Par comparaison avec l'élevage en plein air, on peut observer que la nourriture n'est pas distribuée de la même façon chez certains particuliers. Les grains sont souvent distribués à la volée sur la terre du poulailler, alors que même en élevage en plein air l'alimentation est distribuée en mangeoires et le plus souvent à l'intérieur du bâtiment (source ITAVI). Dans le chapitre 4.78, le rapport de l'(US-EPA, 2000) estime que le fait que la ration ne soit pas distribuée en mangeoires expose à une consommation accrue de terre de végétaux et de lombrics. La contamination passive des grains par la terre et la consommation de terre peut être vraisemblablement plus élevée chez les particuliers que chez les éleveurs de poules en libre parcours. L'abreuvement dans des flaques ou des mares dont l'eau est turbide pourrait constituer une petite source de contamination supplémentaire.

4.3 ÉQUILIBRE ET QUANTITE DE LA RATION ALIMENTAIRE DONNEE AUX POULES

Une première analyse des questionnaires (en nombre restreint) montre que les rations distribuées par les particuliers aux poules ne sont pas équilibrées, certaines ne comprenant qu'une seule céréale avec différentes épiluchures du potager.

Or, des déficits alimentaires peuvent entraîner un changement de comportement et de performances, en terme de ponte, des poules. Des phénomènes de changements de comportements alimentaires ont été observés notamment dans certains élevages après l'interdiction de l'utilisation de farines carnées et utilisation d'aliments carencés en Acides Animés (données Afssa Ploufragan). Ces déficits

pourraient aussi influencer sur la consommation de terre des poules à la recherche de protéines animales contenues dans les lombrics et les petits insectes de la pédofaune (données Afssa Ploufragan). Dans la publication (Pirard, Eppe, Massart, Fierens, De Paw, Focant, 2005), l'auteur attribue une des valeurs extrêmes obtenues dans les œufs, bien sûr à la pollution et à la contamination du sol mais aggravée du fait que les volailles n'avaient pas accès à une alimentation spéciale du commerce à volonté ; les autres facteurs, densité des poules, nombre d'œufs pondus, âge et alimentation, déchets de cuisine donnés dans l'alimentation, n'étant pas trouvés significatifs. A contrario, l'aliment industriel a parfois été trouvé contaminé en dioxines et furanes, par exemple par des kaolins ou des argiles naturellement contaminés (Afssa-INV, 2004) ou certaines pulpes d'agrumes (Guruge, Seike, Yamanaka, Miyazaki, 2005 ; Schmid, Gujer, Degen, Zennegg, Kuchen, Wutrich, 2002). On peut aussi trouver, dans certains ouvrages sur les élevages familiaux (Chaïb, 2003), des conseils pour élaborer une ration alimentaire équilibrée de fabrication ménagère. Si la partie céréalière de la ration des poules semble assurée chez la plupart des personnes enquêtées, le complément indispensable de la ration alimentaire n'est pas toujours assuré par l'alimentation distribuée. Après le calcium et le phosphore (traité dans la partie 4.1), la partie protéique de la ration semble particulièrement concernée. Pour équilibrer l'apport en différents acides aminés essentiels, certains auteurs recommandent l'usage de pâtées comportant, par exemple, des produits du soja, des produits laitiers (poudre de lait) à renouveler quotidiennement (Chaïb, 2003 ; ITAVI, 2001). Pour plus de détails, on peut aussi consulter l'ouvrage de l'INRA (INRA, 1989) ou les ouvrages de l'ITAVI (ITAVI, 2001). Les quantités doivent être suffisantes pour couvrir la majeure partie des besoins des volailles. Dans les élevages en plein air, les poules pondeuses cherchent finalement très peu d'alimentation dans le sol, ce qui pourrait être attribué au fait que les besoins alimentaires sont couverts par l'alimentation distribuée (source ITAVI). Au minimum, une ration ménagère pour l'élevage des volailles doit comporter des graines de céréales, un complément protéique, un complément minéral (source de calcium et phosphore) et des végétaux frais (source Afssa Ploufragan). D'autres références bibliographiques sur les besoins alimentaires des volailles sont accessibles aux adresses suivantes :

- <http://books.nap.edu/catalog/2114.html> (NRC, 1994)
- et <http://books.nap.edu/openbook/0309031818/html/109.html> (NRC, 1981)(documentation du National Research Council du Canada).

Les huiles de poissons et les huiles de foie de morue doivent constituer un minimum d'apport et ne sont pas forcément recommandées, si possible, dans l'alimentation des volailles.

4.4 ÉPLUCHURES ET LEGUMES DU POTAGER

La contamination en dioxines et furanes est essentiellement aérienne pour les végétaux, il n'y pas ou très peu d'absorption racinaire (Fries, 1995). En zone exposée, à proximité de sources de dioxines, les dioxines vont se retrouver à la surface des fruits et de tous les produits végétaux, soit par exposition par voie aérienne soit par contamination de la terre au contact. C'est par exemple ce qu'a trouvé Muller comparant des carottes épluchées aux épluchures de celles-ci. Les épluchures étaient jusqu'à 6 fois plus concentrées que l'intérieur des carottes (Muller, Hulster, Paepke, Ball, Marshner, 1994). On comprend alors, qu'en zone exposée, il n'est pas recommandé de donner beaucoup d'épluchures ou des produits végétaux non lavés qui ont une large surface exposée (fourrages) et qui peuvent être contaminés par la terre comme les salades ou les choux, sans qu'on puisse, pour l'instant évaluer l'effet d'une telle mesure. Sur un site contaminé, une salade non lavée avait une teneur de 0.52 pg/g de MS et la salade lavée de 0.2 pg/g de MS (Meunier, 2003) (donnée établie sur deux valeurs seulement). D'autres valeurs mesurées sur un site contaminé montrent que, sur un même site de prélèvement, les salades lavées sont moins contaminées que des salades non lavées et que les carottes épluchées sont moins contaminées que celles qui sont simplement essuyées (ADEMDIOX, 2001).

4.5 LES FEUX DE FONDS DE JARDIN ET DE CHAUFFAGE DOMESTIQUE

Les combustions en foyers domestiques se font à des températures qui seraient a priori plus faibles que pour les foyers industriels et avec des combustions moins complètes. On ne dispose pas de données sur les températures atteintes dans les cheminées ou les foyers domestiques fermés. La plage de température entre 200-400°C est la situation la plus favorable à la formation de dioxines dans les fumées et les cendres (Trouve, Delfosse, 1997). Les feux de chauffage et les feux de plein air (comportant en plus des matières plastiques, des restes de peintures, ou de traitements ou d'autres déchets) pourraient localement avoir des quantités non négligeables de dioxines (Afssa-

INVS, 2004). Différentes études évaluent la quantité de dioxines émises par kg de bois brûlé (Collet, 2000 ; Hansen, 2000) pour évaluer leur impact global sur une zone donnée. Il est cependant difficile d'évaluer à quelle distance, avec quelle fréquence et quelles caractéristiques ces feux peuvent influencer sur les concentrations de sols des poulaillers et des potagers.

4.6 EFFET DU TEMPS PASSE A L'EXTERIEUR

La comparaison des élevages en bâtiments fermés et des élevages avec libre parcours montre qu'en moyenne ces derniers sont plus contaminés en dioxines et furanes (données DGAL, (Afssa-INVS, 2004) . Il est donc logique de considérer que le temps d'accès au parcours peut influencer sur la consommation passive de terre. Deux publications mettent en avant ce facteur pour expliquer les différences obtenues entre élevages commerciaux et ceux des particuliers (Goldman, Harnly, Flattery, Patterson, Needham, 2000). Une autre publication (Traag, Portier, Bovee, van der Weg, Onstenk, Elghouch, Coors, Kraats, Hoogenboom, 2002) va plus loin dans l'explication, dans une étude menée en Hollande, en comparant des élevages où les volailles sont sorties sans possibilité de retour au bâtiment-poulailler, de ceux où les volailles peuvent rentrer à l'intérieur. Les données de contamination sont plus élevées dans les élevages de volailles sans possibilité de retour au poulailler. En France, il a été observé dans les élevages commerciaux en plein air, que les poules qui peuvent retourner au bâtiment ne sortent pas forcément au dehors ou peu de temps, et ne profitent pas forcément de tout le parcours mis à leur disposition (source ITAVI). Il paraît donc recommandé de laisser libre l'accès au bâtiment pour les pondeuses, d'autant plus que la concentration en dioxines dans les sols est élevée.

4.7 AGE DES PONDEUSES, ACCES AU PARCOURS DURANT LA DUREE DE VIE ET PERFORMANCES DE PONTE

L'article de (Tlustlos, Pratt, Moylan, Neilan, White, Fernandes, Rose, 2004) trouve un lien entre la contamination des œufs et l'âge des pondeuses, allant de 23 semaines à 4 ans, mais pas (Pirard, De Pauw, 2005). L'âge des pondeuses en élevage, de plein air ou de batterie, est entre 20 à 70 semaines (source Afssa et ITAVI). Ensuite les pondeuses sont réformées. Les performances de ponte diminuent avec l'âge des poules. En général, les pondeuses sont transférées vers les élevages à l'âge de 18-20 semaines. Les poules pondeuses ont ensuite accès pour la première fois au parcours vers 22-26 semaines, pour l'élevage en plein air (source ITAVI). Pour les élevages biologiques, les volailles peuvent avoir accès au parcours dès l'âge de 6 semaines. Chez les particuliers, les poussins ont accès à l'extérieur dès les premiers jours. Ceci entraîne déjà une différence d'exposition au cours des 20 premières semaines. Lorsque la poule est plus âgée, elle pond moins, or la ponte est un moyen d'éliminer les dioxines via les œufs. Les œufs pondus, moins nombreux, pourraient donc en moyenne être un peu plus contaminés, sauf si la consommation de terre et de lombrics diminue en parallèle, ou que d'autres mécanismes physiologiques se mettent en place. Les mêmes conclusions peuvent être émises si les performances des poules de particuliers en terme de ponte sont très inférieures à celles obtenues dans les élevages (5-6 œufs /semaine en période de ponte en élevage) (INRA, 1989). Enfin la saisonnalité de la ponte chez les particuliers pourrait entraîner des variations de contamination des œufs.

4.8 LA DENSITE DES POULES SUR LE PARCOURS

La publication de (Traag, Portier, Bovee, van der Weg, Onstenk, Elghouch, Coors, Kraats, Hoogenboom, 2002) évoque le cas où la densité des poules serait si forte que le sol serait appauvri en insectes et vers de terres, ce qui expliquerait une contamination moins élevée, et le cas où une densité faible augmente le niveau de contamination, par un plus large accès aux organismes du sol (Harnly, Petreas, Flattery, Goldman, 2000). Cet effet densité n'est pas évident à interpréter : dans les élevages commerciaux en plein air, la densité doit être suffisamment faible pour permettre la persistance du couvert végétal. La densité requise pour les élevages en plein air pour les pondeuses est de l'ordre de 4m² de parcours par poule pondeuse (source ITAVI). Dans les élevages en plein air, les poules ne se répartissent pas uniformément sur le parcours mis à leur disposition, l'entrée du bâtiment, les zones d'ombre sous les arbres sont des zones privilégiées, et le reste est moins ou peu exploré, ce qui permet à la végétation de persister dans ces zones (source ITAVI). Dans l'ouvrage (Chaïb, 2003) recommande une surface de parcours de 15m² pour des élevages familiaux de

particuliers. Les densités observées chez les particuliers sont parfois bien supérieures aux deux chiffres cités plus haut.

Ces publications visent à évaluer l'effet bénéfique d'une plus grande densité ne donnent pas les valeurs observées de densité pour élaborer ces conclusions. Si la densité est trop forte, l'accès à la terre est limité. Enfin, (Pirard, Eppe, Massart, Fierens, De Paw, Focant, 2005) ne trouvent pas ce facteur significatif. Il n'est donc pas possible de conclure pour l'instant sur l'effet potentiel de ce facteur.

4.9 TRAITEMENT DU SOL DU PARCOURS

Certains auteurs estiment que le taux de matière organique du sol joue un rôle dans la biodisponibilité des dioxines et furanes pour les poules, en diminuant celle-ci (Stephens, Petreas, Hayward, 1995 ; US-EPA, 1998 ; 2000). L'effet de différents substrats susceptibles de changer la biodisponibilité n'a cependant pas été vérifié au cours d'autres expérimentations (Traag, Kan, Zeilmaker, Hoogerbrugge, Eijkeren, Hoogenboom, 2004). On peut aussi concevoir que si les fientes ne sont pas régulièrement enlevées, que la densité est forte et que la nourriture est disposée sur le sol, les dioxines des fientes seront de nouveau ingérées. D'autre part, le traitement du sol du parcours est très différent chez un particulier et en général chez un éleveur en plein air (source ITAVI). Chez ce dernier, la parcours doit comporter une couverture végétale (MAPAAR, 2005), le vide sanitaire est de 3 mois par an, et la terre sera, au moins une fois par an, retournée, hersée, chaulée (source ITAVI). Il faut rappeler que les dioxines ont une demi-vie longue dans les sols, 10 ans en surface (premiers 2 cm), beaucoup plus longue en profondeur (Bonnard, 2004) et sont en général présents majoritairement dans les 10 premiers centimètres du sol (dépôt par voie aérienne)(Bonnard, 2004 ; INSERM, 2000). Il est possible que les pratiques du traitement de sol des parcours faites dans les élevages en plein air aient un impact favorable sur la concentration superficielle de la terre en dioxines, en mélangeant notamment les couches superficielles et profondes de terre, et donc en diluant la concentration superficielle du sol, là où les poules vont chercher à se nourrir (ITAVI), mais l'efficacité du traitement à long terme n'est pas totalement évidente à établir.

5. Conclusion

Les facteurs de risques identifiés ici et les mesures visant à diminuer leur impact, sont à adapter avec discernement selon les souhaits des particuliers mais aussi en fonction du contexte environnemental, si l'élevage se situe dans une zone rurale, urbaine ou industrielle. Plus le site sera considéré comme contaminé, plus les mesures visant à diminuer la contamination seront utiles.

Les mesures qui sont considérées comme favorisant une sur-contamination des produits animaux devraient être validées par une étude ad-hoc comparant les teneurs dans les sols, l'alimentation et les produits animaux au regard des pratiques des particuliers. Une telle étude d'observation permettrait aussi d'apporter des éléments sur des seuils de concentrations dans les terres et les aliments, compatibles avec une activité d'élevage des volailles en plein air. Le phénomène peut être plurifactoriel, et peut donc être difficilement reproductible en laboratoire sans étude préalable. Enfin, ce type d'étude apporterait aussi des éléments sur les limites acceptables de rejets d'activités polluantes.

La synthèse bibliographique met aussi en avant les lacunes de connaissances précises sur l'ingestion de terre des poules élevées en plein air, la contamination et la décontamination des volailles pour des teneurs de dioxines et furanes ressemblant aux conditions d'observation. Des travaux expérimentaux apporteraient des connaissances extrêmement utiles pour l'évaluation et la gestion du risque de contamination en dioxines et furanes des œufs et de la chair de volaille, voir pour d'autres polluants organiques persistants.

Il serait souhaitable que des recommandations sur des pratiques d'élevage soient élaborées et diffusées auprès des particuliers élevant des volailles.

L'Afssa collabore à l'étude « Imprégnation aux dioxines des populations résidant autour des UIOM » pilotée par l'InVS. Au cours de l'année 2006, l'exploitation des résultats permettra d'apporter des éléments sur l'impact éventuel de l'activité des UIOM et de l'autoconsommation sur l'imprégnation sanguine des particuliers consommant leur propre production d'œufs, de volailles, de produits laitiers ou de fruits et légumes (ceux que l'on qualifie d'« auto-consommateurs »). Par ailleurs les résultats d'un plan de contrôle, mis en place par la DGAI en 2005 portant sur les œufs d'élevages de production familiale apporteront des informations complémentaires sur ce sujet.

6. Bibliographie

- ADEMDIOX, 2001. Etude des émissions d'une UIOM et de leur transfert dans l'environnement et dans les chaînes alimentaires. Ademe, Paris, pp. 100.
- Afssa-INVS, 2004. Exposition aux dioxines de la population vivant à proximité des UIOM : état des connaissances et protocole d'une étude d'exposition. In: Santé, I.e. (Ed.). Afssa-INVS, Saint-Maurice, pp. 200.
- Bernard, A., Fierens, S., 2002. The Belgian PCB/dioxin incident: a critical review of health risks evaluations. *Int J Toxicol* 21, 333-340.
- Bonnard, R., 2004. Paramètre physicochimiques et coefficients de transfert des dioxines pour l'évaluation des risques. INERIS, Paris, pp. 43.
- Chaïb, J., 2003. Votre basse-cour familiale et écologique. Terre Vivante, Lonrai, 313 pp.
- Chang, R., Hayward, D., Goldman, L., Harnly, M., Flattery, J., Stephens, R.D., 1989. Foraging farm animals as biomonitors for dioxin contamination. *Chemosphere* 19, 481-486.
- Collet, S., 2000. Emissions de dioxines et furanes et autres polluants liées à la combustion de bois naturels et adjuvantés. INERIS, Verneuil en Halatte, pp. 68.
- Deprince, A., 2003. La faune du sol diversité, méthodes d'étude, fonctions et perspectives, *Le courrier de l'environnement de l'INRA* (49), pp. <http://www.inra.fr/dpenv/depric49.htm>.
- Domingo, J.L., Schuhmacher, M., Muller, L., Rivera, J., Granero, S., Llobet, J.M., 2000. Evaluating the environmental impact of an old municipal waste incinerator : PCDD/F levels in soil and vegetation samples. *Journal of Hazardous Materials* 76, 1-12.
- Durif, M., 2001. Méthode de surveillance des retombées des dioxines et furanes autour d'une UIOM. INERIS, Paris, pp. 24.
- Fiedler, H., 1998. Dioxin Case Study from Germany, Subregional Awareness Raising Workshop on Persistent Organic Pollutants (POPs). UNEP, Cartagena, Colombia, pp. http://www.chem.unep.ch/pops/POPs_Inc/proceedings/cartagena/FIEDLER2.html.
- Fries, G., 1995. Transport of Organic Environmental Contaminants to animal products. *Rev Environ Contam Toxicol* 141, 71-109.
- Fries, G., Paustenbach, D.J., 1990. Evaluation of potential transmission of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin-contaminated incinerator emissions to humans via foods. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 1-43.
- Goldman, L.R., Harnly, M., Flattery, J., Patterson, D.G., Jr., Needham, L.L., 2000. Serum polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans among people eating contaminated home-produced eggs and beef. *Environ Health Perspect* 108, 13-19.
- Guruge, K.S., Seike, N., Yamanaka, N., Miyazaki, S., 2005. PCDD, PCDF and biphenyls in domestic animal food stuff and their fat. *Chemosphere* 58, 883-889.
- Hansen, E., 2000. Substance flow analysis for dioxins in Denmark. Danish EPA, pp. 103.
- Harnly, M., 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. *Environm. Sci. Technol.* 34, 1143-1149.
- Hayward, D.G., Nortrup, D., Gardner, A., Clower, J.R., 1999. Elevated TCDD in chicken eggs and farm raised catfish fed a diet with ball clay from a southern united states mine. *Environ Res* 81, 248-256.
- Hoogenboom, L.A., Kan, C.A., Bovee, T.F., van der Weg, G., Onstenk, C., Traag, W.A., 2004. Residues of dioxins and PCBs in fat of growing pigs and broilers fed contaminated feed. *Chemosphere* 57, 35-42.
- Iben, C., Bohm, J., Tausch, H., Leibetseder, J., Luf, W., 2003. Dioxin residues in the edible tissue of broiler chicken. *J Anim Physiol Anim Nutr* 87, 142-148.
- INRA, 1989. L'alimentation des animaux monogastriques : porcs, lapins, volailles. INRA, Paris, 283 pp.
- INSERM, 2000. Dioxines dans l'environnement. Quels risques pour la santé. In: INSERM (Ed.). INSERM, pp. 406.
- ITAVI, 2001. La production et la gestion d'un élevage de volailles fermières. ITAVI, Paris, 118 pp.
- Le Querrec, F., Quere, M., Thebault, A., 2003. Contamination de l'environnement par les dioxines autour d'une usine d'incinération d'ordures ménagères (UIOM) en Savoie -Octobre 2001. *Bulletin Epidémiologique*, 1-3.
- Leroy, P., 2004. Devenir des terres polluées, et dépolluées, excavées et éliminées hors site. Etat des réglementations et des conditions d'application sur le terrain dans divers pays européens, 02-508. RECORD, Paris, pp. 172.
- MAPAAR, 2005. Cahier des charges concernant le mode de production et de préparation biologique des animaux et des produits animaux. DGAL, Paris, pp. http://www.agriculture.gouv.fr/spip/ressources.themes.alimentationconsommation.qualitedesproduits.signedequaliteetdorigine.agriculturebiologique_a842.html.
- Matscheko, N., Tylskind, M., Wit, C., De Bergeck, S., Anderson, R., Sellstrom, U., 2002. Application of sewage sludge to rable land-soil concentrations of PCB and PCDD/F and biphenyls and their accumulation in earthworms. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21, 2515-2525.
- Meunier, S., 2003. Etude de la gestion de crise survenue suite à une contamination des productions animales par des dioxines dues à l'incinérateur de Gilly-sur-Isère. Ecole Nationale Vétérinaire, Lyon, pp. 163.

- Muller, J.F., Hulster, A., Paepke, O., Ball, M., Marshner, H., 1994. Transfer of PCDD/PCDF from contaminated soils into carrots, lettuce and peas. *Chemosphere* 29, 2175-2181.
- Nessel, C.S., Butler, J.P., Post, G.B., Held, J.L., Gochfeld, M., Gallo, M.A., 1991. Evaluation of the relative contribution of exposure routes in a health risk assessment of dioxin emissions from a municipal waste incinerator. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 1, 283-307.
- NRC, 1981. Poultry. In: Press, N.A. (Ed.), *Effect of Environment on Nutrient Requirements of Domestic Animals*, Washington.
- NRC, 1994. *Nutrient Requirements of Poultry*. National Academy Press, Washington DC, 157 pp.
- Pirard, C., De Pauw, E., 2005. Uptake of polychlorodibenzo-p-dioxins, polychlorodibenzofurans and coplanar polychlorobiphenyls in chickens. *Environment International* 31, 585-591.
- Pirard, C., Eppe, G., Massart, A.C., Fierens, S., De Paw, E., Focant, J.F., 2005. Environmental and Human Impact of an Old-Timer Incinerator in terms of Dioxin and PCB level: A case study. *Environ. Sci. Technol.*, 4721-4728.
- Research Triangle Institute, 1999. Human health and Ecological Risk assessment Support to the development of technical standards for emissions from combustion units burning hazardous wastes : background document. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, pp. 466.
- Sample, B.E., Beauchamp, J.J., Efroymsen, R.A., Suter, G.W., Ashwood, T.L., 1998. Developpment and validation of bioaccumulations models for earthworms. US Department of Energy, Oak Ridge, pp. 45.
- Schmid, P., Gujer, E., Degen, S., Zennegg, M., Kuchen, A., Wutrich, C., 2002. Levels of PCDD and PCDF in food of animal origin. The Swiss dioxin monitoring program. *Agricultural and food chemistry* 50, 7482-7487.
- Schmid, P., Gujer, E., Degen, S., Zennegg, M., Kuchen, A., Wutrich, C., 2002. Levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in food of animal origin. The Swiss dioxin monitoring program. *J Agric Food Chem* 50, 7482-7487.
- 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.
- Slob, W., Van Jaarsveld, J.A., 1993. A chain model for dioxins : from emission to cow's milk. *Chemosphere* 27, 509-516.
- 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 Total Environ* 175, 253-273.
- Tlustos, C., Pratt, I., Moylan, R., Neilan, R., White, S., Fernandes, A., Rose, M., 2004. Investigation into levels of dioxins, furans and PCBs in battery, free range, barn and organic eggs. *Organohalogen compounds* 66, 1925-1931.
- Traag, W.A., Kan, K., Zeilmaier, M., Hoogerbrugge, R., Eijkeren, J.V., Hoogenboom, R., 2004. Carry-over of dioxins and PCBs from feed and soil to eggs at low contamination levels. RIKILT-Institute of Food Safety, Wageningen.
- Traag, W.A., Portier, L., Bovee, T.F., van der Weg, G., Onstenk, C., Elghouch, N., Coors, R., Kraats, C., Hoogenboom, R., 2002. Residues of dioxins and coplanar PCBs in eggs of free range chickens. *Organohalogen Compounds* 57, 245-248.
- Trouve, G., Delfosse, L., 1997. Etude bibliographique sur les conditions et les mécanismes de formation à basses températures (200 à 400°C) des dibenzodioxines, dibenzofuranes polychlorés. *Record, Mulhouse*, pp. 68.
- US-EPA, 1998. Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous waste combustion facilities (HHRAP). In: Draft, P.r. (Ed.), Office of solid waste. US-EPA, Washington DC, pp. 1000.
- US-EPA, 2000. Draft Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8 TCDD and related compounds. In: Assessment, N.C.f.E. (Ed.), Washington.
- van Larebeke, N., Hens, L., Schepens, P., Covaci, A., Baeyens, J., Everaert, K., Bernheim, J.L., Vlietinck, R., De Poorter, G., 2001. The Belgian PCB and dioxin incident of January-June 1999: exposure data and potential impact on health. *Environ Health Perspect* 109, 265-273.
- Villate, D., 2001. *Maladies des Volailles*. Editions France Agricole, Paris, 399 pp.