

Le directeur général

Maisons-Alfort, le 15 mars 2018

**AVIS<sup>1</sup>**  
**de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de**  
**l'alimentation,**  
**de l'environnement et du travail**  
**relatif au « risque sanitaire lié à la consommation de gibier au regard des**  
**contaminants chimiques environnementaux (dioxines, polychlorobiphényles**  
**(PCB), cadmium et plomb) »**

---

*L'ANSES met en œuvre une expertise scientifique indépendante et pluraliste.*

*L'ANSES contribue principalement à assurer la sécurité sanitaire dans les domaines de l'environnement, du travail et de l'alimentation et à évaluer les risques sanitaires qu'ils peuvent comporter.*

*Elle contribue également à assurer d'une part la protection de la santé et du bien-être des animaux et de la santé des végétaux et d'autre part à l'évaluation des propriétés nutritionnelles des aliments.*

*Elle fournit aux autorités compétentes toutes les informations sur ces risques ainsi que l'expertise et l'appui scientifique technique nécessaires à l'élaboration des dispositions législatives et réglementaires et à la mise en œuvre des mesures de gestion du risque (article L.1313-1 du code de la santé publique).*

*Ses avis sont publiés sur son site internet.*

---

L'ANSES a été saisie le 21 mai 2015 par La Direction générale de l'alimentation et la Direction générale de la santé pour la réalisation de l'expertise suivante : Saisine relative au risque sanitaire lié à la consommation de gibier au regard des contaminants chimiques environnementaux (dioxines, polychlorobiphényles (PCB), cadmium et plomb) (saisine N° 2015-SA-0109).

## **A. CONTEXTE ET OBJET DE LA SAISINE**

Le Règlement (CEE) n°315/93 interdit la mise sur le marché de denrées alimentaires contenant une quantité d'un contaminant inacceptable du point de vue de la santé publique et en particulier sur le plan toxicologique. Aucune donnée relative à la concentration acceptable d'un contaminant chimique n'est définie dans la littérature scientifique dans la viande ou le foie de gibier. De plus, le règlement (CE) n°1881/2006 ne fixe aucune teneur maximale (TM) en contaminants dans la viande ou le foie de gibier. En 2013, au niveau européen, des discussions sur la nécessité de fixer une TM dans le Règlement (CE)

---

<sup>1</sup> Annule et remplace l'avis du 11 janvier 2018. Les révisions concernent les conclusions et recommandations de l'Anses en pages 59 et 60 et apparaissent en Annexe 4.

n°1881/2006 et/ou de publier des recommandations de consommation de gibier ont été menées. Aucun Etat membre (EM) de l'Union européenne n'a, jusqu'à présent, fixé de TM pour les gibiers. Toutefois quelques Etats en Europe ont établi des recommandations de consommation (Allemagne, Norvège, Royaume-Uni notamment).

Par ailleurs, la Directive n°96/23/CE<sup>2</sup> relative aux mesures de contrôle à mettre en œuvre à l'égard de certaines substances et de leurs résidus dans les animaux vivants et leurs produits, impose un contrôle annuel des résidus chimiques pour le gibier. Dans ce cadre, il existe un seuil d'intervention défini par chaque EM pour chaque contaminant environnemental précité (polychlorodibenzo-p-dioxines (ou dioxines) et polychlorodibenzofuranes (ou furanes), polychlorobiphényles dioxin-like (PCB-DL) ou « non dioxin-like » (PCB-NDL), plomb et cadmium). En cas de dépassement, une enquête épidémiologique est diligentée visant à identifier la source de pollution. Cependant, aucune mesure de retrait systématique ou de rappel de la viande ou de foie concernés n'est prise. En France, ce plan de contrôle (PC) des résidus chimiques (dioxines, polychlorobiphényles (PCB), cadmium et plomb) est mis en œuvre chaque année. Jusqu'en 2013, la recherche du plomb était effectuée sur le gibier d'élevage uniquement. En 2014, elle a été élargie au gibier sauvage (136 prélèvements). Les espèces sauvages prélevées sont majoritairement le sanglier et les cervidés. C'est la raison pour laquelle, en 2015, des prélèvements supplémentaires de petits gibiers sauvages ont été réalisés (100 prélèvements environ).

Enfin, la deuxième étude de l'alimentation totale (EAT2) (ANSES 2011) exclut la majorité des grands et petits gibiers, notamment chassés. Ainsi, l'évaluation du risque chimique lié à leur consommation reste à conduire, en particulier pour ce qui concerne les groupes de populations exposées : chasseurs et entourage.

Il est demandé à l'ANSES :

- 1- Quel est le niveau de contamination en dioxines, PCB, cadmium et plomb des viandes et abats de gibier et quelles sont les conséquences pour la santé des consommateurs de la consommation de ces denrées (population générale, populations vulnérables, grands consommateurs) ?
- 2- Quelles seraient les recommandations de consommation pour les consommateurs de gibiers et les populations vulnérables concernant la viande et les abats ?
- 3- Quel est l'intérêt en termes de santé publique de la fixation de seuils d'intervention pour les couples foie de gibier/cadmium et muscle de gibier/dioxines et PCB-DL et PCB-NDL à la valeur du 95<sup>ème</sup> centile de contamination ? Un dépassement de ces seuils déclencherait non seulement une enquête, mais également une mesure de retrait du marché et éventuellement de rappel.
- 4- Si toutefois les données existantes de contamination et de consommation ne permettaient pas de répondre aux questions mentionnées auparavant, il est demandé à l'ANSES de soumettre un protocole de prélèvement et d'analyses de gibiers ainsi qu'une proposition

---

<sup>2</sup> Cette directive abroge les directives 85/358/CEE et 86/469/CEE et les décisions 89/187/CEE et 91/664/CEE

d'enquête de consommation qui permettraient de conduire une évaluation de l'exposition et du risque pour les consommateurs de ces denrées vis-à-vis de ces contaminants.

## **B. ORGANISATION DE L'EXPERTISE**

L'expertise a été réalisée dans le respect de la norme NF X 50-110 « Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise (Mai 2003) ».

Les synthèses et conclusions du comité d'experts spécialisé (CES) en évaluation des risques physico-chimiques liés aux aliments (CES ERCA) reposent sur :

- Un appui scientifique et technique élaboré en interne par l'unité Observatoire des Aliments, afin d'extraire, traiter, synthétiser et comparer les données de contamination issues des plans de contrôle et de surveillance sur le gibier ;
- Un appui scientifique et technique élaboré en interne par l'unité Méthodologie et Etudes, afin d'extraire de l'EAT2, les données d'exposition aux quatre contaminants considérés, pour les hommes et femmes, ainsi que les enfants de 3 à 6 ans ;
- L'audition de la Fédération Nationale des Chasseurs, le 20 mars 2017 ;
- L'audition de l'Office National de la Faune Sauvage, le 20 mars 2017 ;
- Une expertise de l'ensemble des données, conduite par trois experts rapporteurs également membres du CES ERCA.

Un complément de données (données issues des plans de surveillance/plan de contrôle (PS/PC) de 2015) a été reçu par l'ANSES en août 2016.

L'ensemble de ces travaux a été présenté au CES ERCA entre juin 2015 et juin 2017. Les synthèses et conclusions du CES ERCA ont été validées, en séance puis par voie télématique, entre le 11 mai 2017 et le 15 septembre 2017.

Ces travaux sont ainsi issus d'un collectif d'experts aux compétences variées et complémentaires.

L'ANSES analyse les liens d'intérêts déclarés par les experts avant leur nomination et tout au long des travaux, afin d'éviter les risques de conflits d'intérêts au regard des points traités dans le cadre de l'expertise. Les déclarations d'intérêts des experts sont publiées sur le site internet de l'ANSES ([www.anses.fr](http://www.anses.fr)). Le président du CES ERCA ayant été rapporteur sur cette saisine, la présidence du CES a été assurée, à chaque passage du dossier en séance, par un des deux vice-présidents du CES ERCA.

L'ensemble des participants à l'expertise de cette saisine est décrit dans l'annexe 1.

## C. ANALYSE ET CONCLUSIONS DU CES ERCA

### I. ELÉMENTS CONTEXTUELS RELATIFS À LA CHASSE EN FRANCE

La chasse est une activité de loisir populaire en France (1 200 000 pratiquants en 2016). Le gibier chassé sur le territoire français peut être exposé aux contaminants présents dans l'environnement au sein duquel il vit (sols, air, eaux et végétation).

Les contaminants étudiés dans cette saisine sont ceux explorés *via* les PC réalisés en France<sup>3</sup> depuis 2007.

#### 1- Principales espèces de gibier chassées en France

L'Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS), en partenariat avec l'Union nationale des fédérations départementales des chasseurs, a réalisé une estimation nationale des tableaux de chasse à tir. En effet, la connaissance des tableaux de chasse est indispensable pour une bonne gestion des espèces chassables : à l'échelle du territoire de chasse local ou du département pour le petit gibier sédentaire et pour le grand gibier ; à l'échelle nationale, voire internationale, pour les oiseaux migrateurs. Près de 60 000 chasseurs ont été sollicités, répartis sur tout le territoire national, sélectionnés aléatoirement parmi l'ensemble des chasseurs ayant validé leur permis de chasser durant la saison 2012-2013. Les chasseurs ont été interrogés à l'aide d'un questionnaire adressé par voie postale au début de la saison de chasse 2013-2014. Il ressort de ces résultats (cf. tableau en annexe 2) que des données relatives à 60 des 90 espèces chassables ont pu être collectées. Concernant les espèces de petits gibiers sédentaires, le faisan (3 millions d'individus), le lapin de garenne (1,5 millions d'individus) et la perdrix rouge (1,3 millions d'individus) sont les espèces les plus chassées en France. Les résultats sont indiqués pour le territoire national ; aucun détail n'est fourni par région ou département.

Parmi le grand gibier, les gibiers les plus chassés en France sont les cervidés (cerfs et chevreuils) et le sanglier (Tableau 1).

---

<sup>3</sup> Les territoires couverts par les PC sont la France hexagonale et l'île de la Réunion.

Tableau 1 : Espèces de gibier chassées en France sur la période 2015-2016 (Attribution = gibier disponible selon le plan de chasse, réalisation = gibier abattu)

	Attributions	Réalisations
Cerf	85 974	59 026
Chevreuil	681 111	561 982
Sanglier	/	666 933
Chamois	15 889	12 488
Isard	3 157	2 656
Mouflon	4 485	3 134
Daim	2 702	1 062
Cerf sika	251	74

Données issues du Réseau Ongulés Sauvages ONCFS/FNC/FDC

Ces chiffres proviennent des données recueillies au niveau des fédérations départementales des chasseurs et de l'ONCFS. Certaines informations ont pu être extrapolées à partir de leurs connaissances du terrain.

La distribution des cerfs (*Cervus elaphus*) sur le territoire français est présentée sur la figure 1. Il est à noter que le cerf n'est pas présent dans certaines zones.

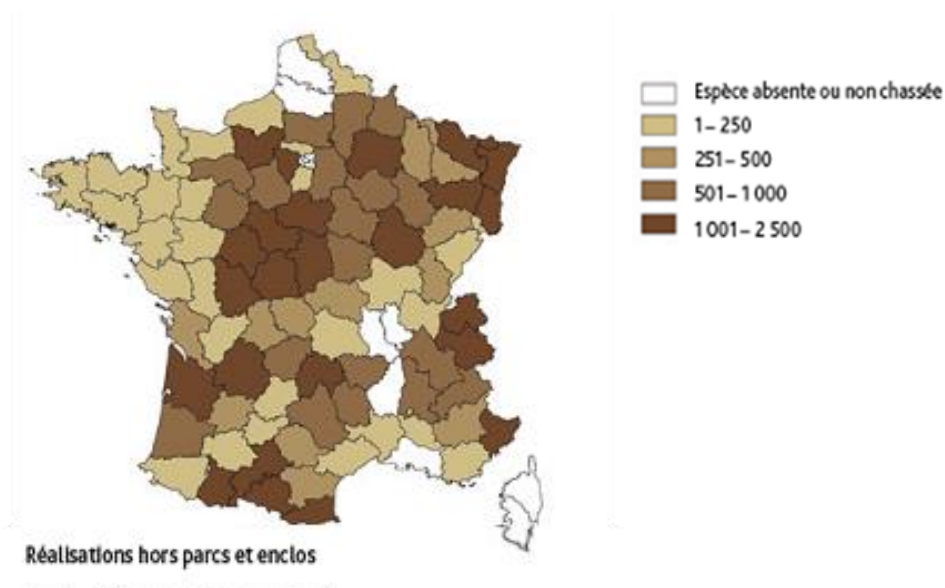


Figure 1 : Tableaux de chasse départementaux pour le cerf (*Cervus elaphus*) en France (2015-2016)

(Source : Réseau Ongulés Sauvages ONCFS/FNC/FDC)

La distribution des chevreuils sur le territoire français est présentée sur la figure 2. Il est à noter que le chevreuil est présent sur l'ensemble du territoire exception faite de certains départements franciliens et de la Corse.

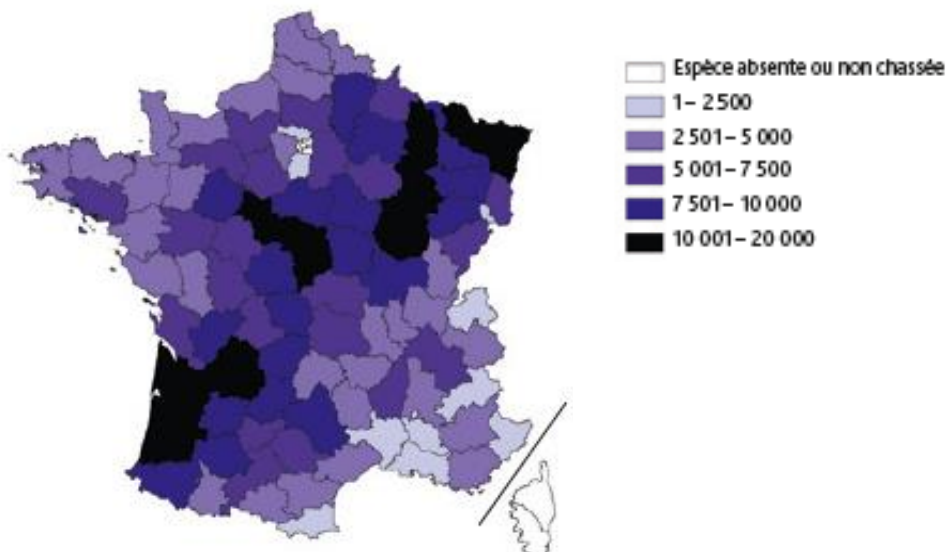
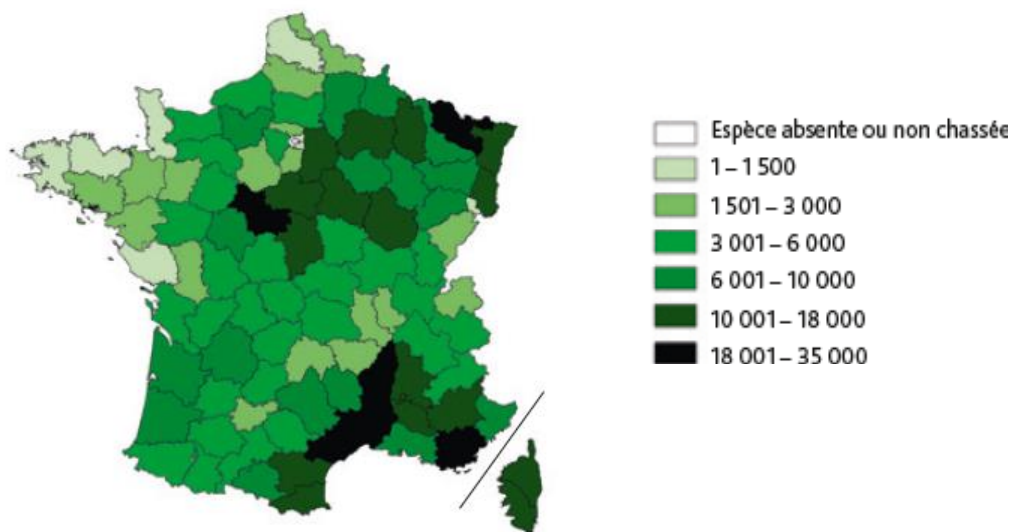


Figure 2 : Tableaux de chasse départementaux pour le chevreuil (*Capreolus capreolus*) en France (2015-2016)

(Source : Réseau Ongulés Sauvages ONCFS/FNC/FDC)

Le sanglier est présent dans l'ensemble des départements sauf Paris et les départements de la petite couronne parisienne (figure 3).



Réalisations hors parcs et enclos

(Source : Réseau Ongulés Sauvages ONCFS/FNC/FDC)

Figure 3 : Tableaux de chasse départementaux pour le sanglier (*Sus scrofa*) en France (2015-2016)

## 2- Contaminants d'intérêt

### Les éléments traces : plomb et cadmium

Les niveaux de plomb et de cadmium dans les sols agricoles ont été mesurés dans le cadre du Groupement d'intérêt Scientifique Sol (Gissol<sup>4</sup>) (Figure 4 et Figure 5) et géoréférencés sur l'ensemble du territoire français. Ces cartes reflètent l'état de la qualité des sols en 2011. Il s'agit de concentrations en métal total des horizons de surface (0-30 cm) des sols de France. Certaines zones géographiques ont également été contaminées par les activités industrielles<sup>5</sup>.

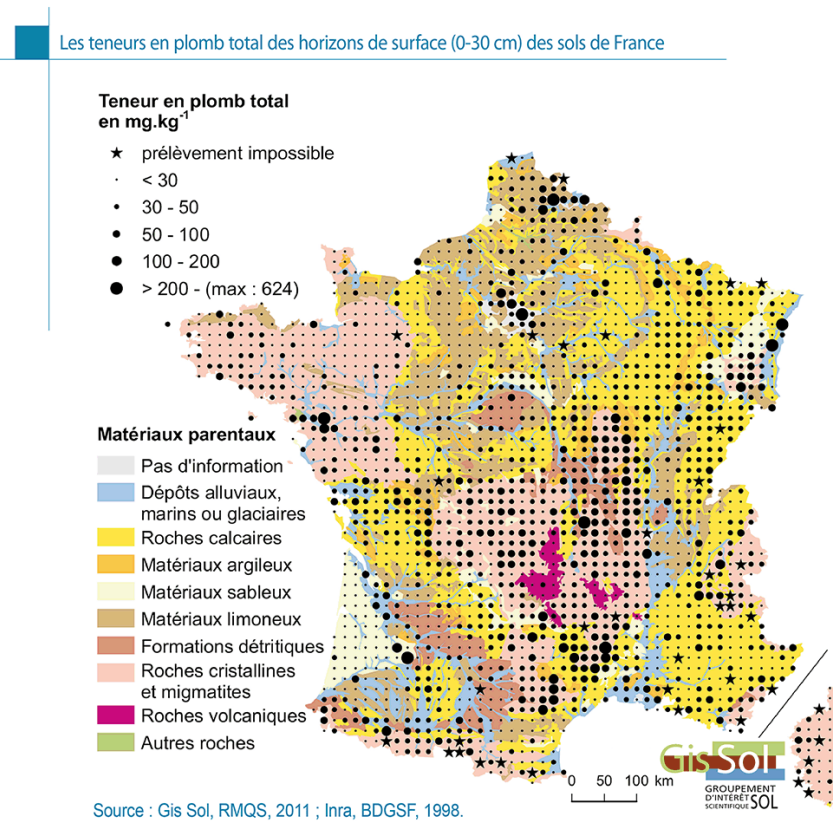
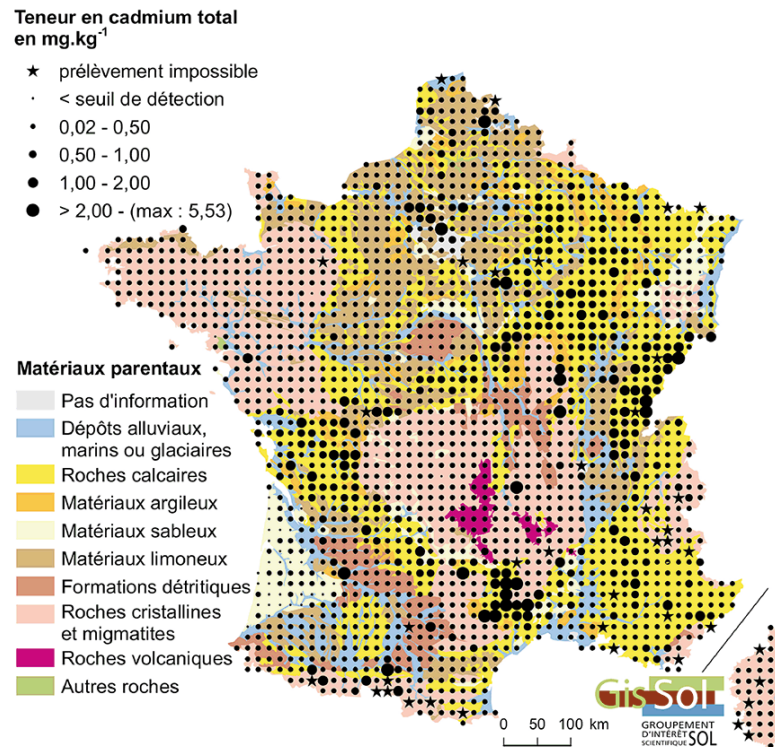


Figure 4: Concentrations en plomb total des horizons de surface des sols de France (2011)

<sup>4</sup> <https://www.gissol.fr/donnees>

<sup>5</sup> Basol <http://basol.developpement-durable.gouv.fr/recherche.php>

Les teneurs en cadmium total des horizons de surface (0-30 cm) des sols de France



Source : Gis Sol, RMQS, 2011 ; Inra, BDGSF, 1998.

**Figure 5 : Concentrations en cadmium total des horizons de surface des sols de France (2011)**

Selon le mode d'alimentation et le mode de vie, les différentes espèces de gibier peuvent se retrouver exposées à des niveaux de contamination en éléments traces métalliques très hétérogènes.

Au-delà d'une contamination environnementale, le gibier peut être contaminé par le plomb *via* les munitions utilisées pour la chasse.

En effet, pour le grand et le petit gibier, des munitions contenant du plomb sont couramment utilisées. Ces munitions produisent des particules de plomb dans la carcasse et dans la chair autour de l'impact lors de leur fragmentation. Celle-ci dépend de plusieurs paramètres : type de fusil (calibre), type de balle ou de cartouche (grenailles), vitesse à l'impact, distance, angle de pénétration... Ces particules, parfois de très petites tailles, invisibles à l'œil nu, conduisent à la contamination par le plomb du gibier (muscles, abats et carcasses).

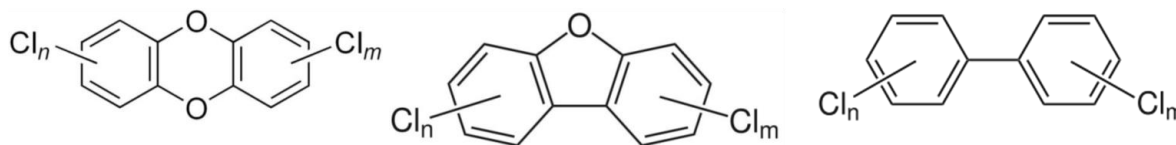
Par ailleurs, la dispersion des munitions dans l'environnement, notamment dans les zones humides peut entraîner une contamination des animaux, des gibiers d'eau notamment. Ainsi, pour le gibier d'eau, aux termes de l'article 1<sup>er</sup> de l'arrêté du 1<sup>er</sup> août 1986, « l'emploi de la grenaille de plomb dans les zones humides mentionnées à l'article L.424-6 du code de



l'environnement est interdit pour la chasse et la destruction animaux nuisibles<sup>6</sup> ». Selon le Conseil d'Etat, l'interdiction d'emploi de ces munitions au titre dudit arrêté doit se comprendre comme étant le fait « d'interdire l'usage de certaines cartouches pour la chasse ». Selon l'article 1<sup>er</sup> de l'arrêté du 1<sup>er</sup> août 1986, « le tir à balle de plomb du grand gibier demeure autorisé sur ces mêmes zones humides ». En effet, l'interdiction vise explicitement le seul usage de la grenaille dont l'effet dispersant conduit à la propagation de plomb dans l'eau.

#### Dioxines, furanes et polychlorobiphényles

Les polychlorodibenzo-*p*-dioxines (PCDD), les polychlorodibenzofuranes (PCDF) et les polychlorobiphényles (PCB) sont des composés aromatiques regroupant respectivement 75, 135 et 209 congénères. Ces congénères, se distinguant par le nombre et la position des atomes de chlore sur les cycles aromatiques, sont très stables chimiquement, insolubles dans l'eau mais très affins pour les fractions lipidiques, tout en étant très peu biodégradables. S'accumulant tout au long de la chaîne alimentaire, ils sont particulièrement présents dans les compartiments adipeux des animaux ; l'alimentation constitue pour l'Homme la principale voie d'exposition (> 90 %, EFSA 2010).



**Figure 6 : Structures chimiques des polychlorodibenzo-*p*-dioxines (PCDD), polychlorodibenzofuranes (PCDF) et polychlorobiphényles (PCB)**

Alors que la formation des PCDD/F est observée principalement lors de processus thermiques (incendies, incinérations...) ou chimiques, les PCB sont des mélanges industriels ayant été fabriqués et utilisés pour leurs propriétés isolantes jusqu'en 1987, hors systèmes clos.

Dix-sept congénères PCDD/F sont mesurés dans les aliments. D'un point de vue sémantique, douze congénères de PCB ayant la plus forte affinité pour le récepteur cellulaire Ah (Aryl hydrocarbon) sont qualifiés de PCB-DL (dioxin-like) par analogie de comportement avec les PCDD/F chlorés aux positions 2,3,7,8. La deuxième catégorie de PCB est qualifiée de PCB-NDL (non dioxin-like) et le nombre de congénères caractérisé est au nombre de six.

<sup>6</sup> Cette interdiction d'utiliser la grenaille de plomb en zone humide vise aussi les plombs nickelés. Ces plombs causant les mêmes problèmes de saturnisme que la grenaille de plomb classique dès lors que l'enrobage en nickel commence à s'altérer. Par ailleurs, les cartouches contenant de la grenaille de plomb enrobée d'une enveloppe de cuivre ne sont pas autorisées en zone humide. L'objectif principal de cette réglementation est d'éviter toute propagation du saturnisme (l'enveloppe cuivrée étant très fine, celle-ci se dissout et l'intoxication au plomb demeure). Les zones concernées par l'interdiction sont les zones de chasse maritime, les marais non asséchés, les fleuves, rivières, canaux, réservoirs, lacs, étangs et nappes d'eau et la bande des 30 mètres qui jouxte les bords des fleuves, rivières, canaux, réservoirs, lacs, plans d'eau qu'ils soient d'eau douce, salée ou saumâtre.

L'unité dans laquelle les concentrations des PCDD/F et PCB-DL sont exprimées dans la viande de gibier est le  $\text{pg TEQ}_{\text{OMS}}\cdot\text{g}^{-1}$  de matière grasse (MG) ; pour les PCB-NDL, l'unité est le  $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$  MG.

La contamination du gibier par les PCB et les dioxines des sols est variable selon les espèces concernées et dépend notamment, de l'espérance de vie des animaux (bio-accumulation) ou encore du type d'alimentation (fouisseur). La contamination des sols n'est pas homogène sur le territoire; la proximité des villes, de sites historiquement contaminés par des activités industrielles ou encore de sites contaminés par dépôt atmosphérique (condensation froide) sont des particularités pouvant conduire à des valeurs plus importantes dans les sols. Mais de manière globale, il n'est pas attendu de différences marquées d'exposition pour une même espèce de gibier selon son origine géographique.

## II- CARACTÉRISATION DU DANGER DES CONTAMINANTS ÉTUDIÉS

### 1- Plomb

Chez l'Homme, le principal organe cible est le système nerveux central, en particulier lorsqu'il est en cours de développement chez le fœtus et le jeune enfant. En cas d'intoxication massive, des signes de saturnisme apparaissent (troubles neurocomportementaux). Une relation décroissante a été démontrée entre la concentration sanguine en plomb (plombémie) et les scores de quotient intellectuel (Budtz-Jorgensen et al. 2013, Canfield et al. 2003, Lanphear et al. 2005). Chez l'adulte, le plomb a des effets sur les reins et le système cardiovasculaire. Le plomb inorganique est classé par le CIRC<sup>7</sup> dans le groupe 2A « probablement cancérigène ». Cette forme est présente de manière prépondérante dans l'environnement (EFSA 2013). Quant au plomb organique, son effet cancérigène n'a pas été démontré à ce jour, il est donc classé par le CIRC dans le groupe 3 « qui ne peut pas être classé pour sa cancérigénicité » (IARC 2006).

Compte tenu des effets sur le développement et de son passage transplacentaire<sup>8</sup>, les femmes enceintes et les jeunes enfants sont considérés comme étant les populations les plus sensibles aux effets du plomb. Les enfants et les femmes en âge de procréer sont donc des populations spécifiques dont il faut évaluer les expositions au plomb.

L'autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA) a identifié trois plombémies critiques et en a dérivé, par modélisation pharmacocinétique, des doses de référence - deux chez l'adulte et une chez l'enfant et la femme enceinte ou en âge de procréer. Elles sont respectivement de  $15 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  pour les effets néphrotoxiques (équivalent à un apport oral de  $0,63 \mu\text{g}\cdot\text{kg pc}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ ),  $36 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  pour les effets cardiovasculaires (soit  $1,5 \mu\text{g}\cdot\text{kg pc}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ ) et  $12 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  pour les effets neuro-développementaux (soit  $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{kg pc}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ ) (EFSA 2013).

Ces effets neuro-développementaux (quantifiés à travers la diminution d'un point de QI dans la population infantile) n'ont pas été retenus par l'ANSES pour définir la valeur de la

<sup>7</sup> CIRC : Centre international de Recherche sur le Cancer

<sup>8</sup> Lors de la gestation, le plomb (stock osseux et plomb ingéré par la mère) libre peut franchir la barrière placentaire et être stocké dans le cerveau et le squelette du fœtus.

plombémie critique car les experts ont estimé que la diminution du point de QI n'est pas utilisable en évaluation quantitative du risque sanitaire (ANSES 2013). L'ANSES a estimé que la plombémie critique fixée à  $15 \mu\text{g.L}^{-1}$  était valable pour l'ensemble de la population, y compris les enfants, et pour l'ensemble des effets critiques identifiés à ce jour (dont les effets sur le système nerveux). Cette plombémie de  $15 \mu\text{g.L}^{-1}$  (qui correspond à une exposition par voie orale de  $0,63 \mu\text{g.kg pc}^{-1}.\text{j}^{-1}$ ) est associée à une augmentation de 10% de la prévalence de la maladie rénale chronique<sup>9</sup>. Aucun effet rénal n'a été observé chez l'enfant (de moins de 12 ans) pour des plombémies inférieures à  $50 \mu\text{g.L}^{-1}$  mais les effets observés sur le rein chez l'adulte peuvent être consécutifs à une exposition vie entière, depuis l'enfance (NTP 2012). Pour apprécier le risque chez les enfants, l'ANSES retient donc la BMDL<sub>01</sub> de  $0,63 \mu\text{g.kg pc}^{-1}.\text{j}^{-1}$  et considère que le risque est négligeable lorsque la MOS (marge de sécurité)<sup>10</sup> est supérieure à 10.

## 2- Cadmium

Le Cd est largement distribué dans l'organisme, mais s'accumule en particulier dans le foie et les reins (ATSDR 2012). La demi-vie d'élimination biologique du Cd est comprise entre 10 et 30 ans (12 ans en moyenne).

Chez l'Homme, une exposition prolongée au Cd induit une néphropathie, une fragilité osseuse, des troubles de la reproduction et du système cardiovasculaire et un risque accru de cancer de plusieurs organes (poumon en milieu professionnel, prostate, rein) ayant donné lieu à un classement comme « cancérogène pour l'Homme » (groupe 1) par le CIRC. Le cadmium passe la barrière placentaire (Al-Saleh et al. 2011).

En 2009, l'EFSA propose une Dose hebdomadaire tolérable (DHT) de  $2,5 \mu\text{g.kg pc}^{-1}.\text{sem}^{-1}$  (soit  $0,36 \mu\text{g.kg pc}^{-1}.\text{j}^{-1}$ ) basée sur l'observation des effets rénaux consécutifs à une exposition chronique au cadmium. Cette DHT a été établie suivant une approche « *Benchmark Dose* » (BMD) en modélisant la relation entre la concentration urinaire de cadmium et celle de la bêta-2-microglobuline qui représente un bon marqueur de l'atteinte tubulaire rénale (EFSA 2009). Selon les experts de l'ANSES, la DHT proposée par l'EFSA, étant établie sur la base d'effets observés après une exposition de l'ordre de 40 à 50 ans, ne permet pas de caractériser spécifiquement le danger chez l'enfant, mais reste néanmoins pertinente quant à la prise en compte des effets chez l'adulte résultant d'une exposition depuis l'enfance (ANSES 2011b). Chez les enfants, les dépassements de la DHT, observés dans l'EAT2 (ANSES 2011) et l'étude de l'alimentation totale infantile (EATi) (ANSES 2016a), sont en grande partie liés à la normalisation de l'exposition par le poids corporel des

<sup>9</sup> définie par la persistance pendant plus de trois mois d'un taux de filtration glomérulaire inférieur à  $60 \text{ mL/min/1,73 m}^2$  de surface corporelle

<sup>10</sup> Dans le cas des substances caractérisées par une BMDL, la caractérisation du risque consiste à calculer une marge d'exposition (MOE) pour les substances génotoxiques cancérigènes ou une marge de sécurité (MOS) pour les substances non génotoxiques dont les effets apparaissent à partir d'un certain seuil. Ces marges d'exposition ou de sécurité correspondent au ratio entre une exposition critique (BMDL par exemple) et l'exposition moyenne de la population, ou à un centile élevé. Ces marges sont ensuite comparées à une marge critique définie lors de l'établissement de la BMDL par les instances nationales ou internationales, afin de conclure quant au risque pour la population.

enfants et ne devraient plus être observés dans ces proportions une fois l'âge adulte atteint. Ces dépassements doivent également être relativisés au regard du mécanisme d'action du cadmium chez l'Homme. La DHT est établie sur la base d'un effet néphrotoxique du cadmium dû à son accumulation au cours du temps au niveau du cortex rénal, les effets se manifestant vers l'âge de 50 ans. La protection vis-à-vis de l'effet critique consiste donc à limiter l'accumulation de cadmium. Il est très peu probable que les dépassements de la DHT correspondent à un dépassement de la charge rénale critique. En effet, sur la base des résultats des études EAT2 et EATi, on constate que l'exposition entre 1 et 36 mois ne contribuerait que très faiblement (<3 %) à l'exposition cumulée pendant 50 ans<sup>11</sup>.

Dans son avis (2011), l'ANSES précisait que les données expérimentales permettant de déterminer qualitativement et quantitativement la toxicité du cadmium administré directement chez les jeunes animaux par voie orale et à doses faibles faisaient défaut et donc ne permettaient pas de définir une valeur toxicologique de référence spécifique chez l'enfant (ANSES 2011). Plusieurs études épidémiologiques suggèrent de possibles effets toxiques (neuro-développement) liés à des expositions faibles au Cd durant les périodes foétales et la petite enfance (Kippler, Tofail, et al. 2012, Kippler, Hossain, et al. 2012, Szkup-Jablonska et al. 2012), et également chez des enfants âgés de 6 à 15 ans (Ciesielski et al. 2012). Un lien entre cadmiurie et troubles du métabolisme osseux est également décrit chez les adolescents (Sughis et al. 2011).

### **3- Dioxines, Furanes et Polychlorobiphényles**

Comme cela a été réalisé dans l'étude EATi (ANSES 2016b), l'appréciation des risques associés à l'exposition aux PCDD/F et PCB a été conduite séparément. Ce choix se justifie par les trois raisons suivantes:

- les mesures de gestion sont spécifiques à chacune des deux familles de substances chimiques dont les sources de pollution sont totalement différentes ;
- les PCDD/F et les PCB « dioxin-like » sont souvent considérés simultanément ; il demeure toutefois une incertitude sur la validité de la méthode à utiliser pour caractériser les dangers liés à leurs expositions cumulées. Le CES ERCA rappelle que :
  - L'identification des substances « dioxin-like » ne peut se limiter aux seuls PCDD/F et PCB-DL. Puisque le principe « dioxin-like » est essentiellement basé pour des molécules chimiques sur leur capacité à se lier au récepteur Ah (AhR), de nombreuses substances naturelles ou synthétiques présentent elles aussi cette aptitude. Parmi les substances chimiques ubiquitaires des aliments, de nombreuses autres molécules, n'appartenant pas aux familles des dioxines ou des PCB, se fixent sur l'AhR.

---

<sup>11</sup> Calcul réalisé sur la base des apports estimés dans l'EATi et l'EAT2 pour les différentes tranches d'âge entre 1 mois et 50 ans, en faisant l'hypothèse que les niveaux de contamination sont stables au cours du temps et que les enfants d'aujourd'hui auront dans le futur le même régime alimentaire que les adultes d'aujourd'hui.

- L'approche théorique consistant en la mesure individuelle des congénères avec une pondération par les TEF<sup>12</sup> est basée sur un principe d'additivité et ne tient pas compte de la présence simultanée de substances antagonistes (tels que les PCB NDL) qui inhibent leur fixation sur l'AhR, en fonction de la dose.
- Le principe légitimant le recours aux TEQ, c'est-à-dire que la majorité des effets toxiques d'une substance ou famille de substances, dépend de la fixation sur un récepteur (dans le cas présent l'AhR) est pertinent pour les dioxines mais plus réducteur dans le cas d'autres substances, comme les PCB-DL. En effet, d'autres récepteurs sont impliqués dans la réponse aux PCB, qu'ils soient apparentés à la dioxine ou non : récepteurs aux stéroïdes sexuels (estrogènes, androgènes), aux hormones thyroïdiennes, à des neurotransmetteurs ou récepteurs-canaux calciques (type récepteur à la ryanodine « RyR ») (Hamers et al. 2011, Machala et al. 2004).
- Les connaissances en termes d'occurrence de mélanges de contaminants alimentaires ont évolué depuis l'établissement des facteurs d'équivalence toxique, d'autres composés toxiques peuvent être pris en compte aujourd'hui bien au-delà des simples familles PCDD/F et PCB-DL. L'évaluation des risques liés à l'exposition aux composés « dioxin-like » pourra être réalisée uniquement sur la base d'études de toxicité s'appuyant sur des mélanges représentatifs de l'exposition alimentaire aux substances « dioxin-like ».

#### Dioxines et Furanes (PCDD/F)

---

La liaison des dioxines et des furanes sur l'AhR induit une modification de l'expression des gènes sous son contrôle. L'induction de ces gènes par les PCDD/F s'accompagne d'une augmentation de l'expression d'enzymes de métabolisation, notamment du cytochrome P450 de la famille 1A qui est utilisé comme marqueur d'exposition à ces substances organochlorées. L'activation du récepteur Ah est donc considérée comme étant liée à la toxicité des PCDD/F et aux anomalies du développement engendrées par celle-ci.

Les PCDD/F exercent des effets critiques sur la reproduction et le développement, et des effets immunologiques observés chez les petits de rates exposées à la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-*para*-dioxine ou TCDD (congénère majeur de l'accident de Seveso (Italie) en juillet 1976). Cette molécule est classée par le CIRC dans le groupe 1 « cancérogène pour l'Homme » tout comme le 2,3,4,7,8-pentadibenzofurane, du fait de l'augmentation de l'incidence de cancers chez des personnes professionnellement exposées et de l'induction de cancers chez l'animal.

L'exposition aux PCDD/F est évaluée à l'aide de TEF permettant d'exprimer la toxicité de l'ensemble des congénères ayant le même mécanisme d'action eu égard à celui de la dioxine de Seveso. L'exposition est, par conséquent, exprimée en équivalents toxiques

---

<sup>12</sup> TEF : Toxicological Equivalent Factor ou facteurs d'équivalence toxique

(TEQ) (Afssa 2005). Les TEF ont été définis en 1998 (Van den Berg et al. 1998) et révisés en 2005 par l'OMS (Van den Berg et al. 2006).

Récemment, l'US-EPA a ré-analysé les données de toxicité de la 2,3,7,8-TCDD et proposé une dose de référence pour l'exposition chronique par voie orale de  $0,7 \text{ pg TEQ}_{\text{OMS}} \cdot \text{kg pc}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$  (soit  $21 \text{ pg TEQ}_{\text{OMS}} \cdot \text{kg pc}^{-1} \cdot \text{mois}^{-1}$ ) (US-EPA 2012). Cette valeur de référence est basée sur la diminution de la densité et de la mobilité spermatique observée chez des hommes exposés dans l'enfance à la TCDD suite à l'accident de Seveso (Mocarelli et al. 2008).

Afin de caractériser le risque lié à l'exposition des adultes et enfants aux seuls PCDD/F, le CES ERCA estime pertinent de considérer l'exposition au regard de la VTR de  $0,7 \text{ pg TEQ}_{\text{OMS}} \cdot \text{kg pc}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$  proposée par l'US-EPA. Cette valeur est établie sur la base de données épidémiologiques et reste cohérente par rapport aux VTR ( $1-10 \text{ pg TEQ}_{\text{OMS}} \cdot \text{kg pc}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ ) dérivées des seules études expérimentales (effets cancérigènes, immunotoxiques, reprotoxiques et neurotoxiques). La valeur de référence de  $0,7 \text{ pg TEQ}_{\text{OMS}} \cdot \text{kg pc}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$  couvre les effets à long terme sur la spermatogénèse lors d'une exposition dès l'enfance et les perturbations néonatales de la fonction thyroïdienne lors d'une exposition maternelle.

## PCB

---

D'un point de vue toxicologique, certains congénères des PCB se comportent comme les dioxines et furanes (PCDD/F), en se liant au récepteur cellulaire Ah. D'autres récepteurs sont impliqués dans la réponse aux PCB, qu'ils soient apparentés à la dioxine ou non : récepteurs aux stéroïdes sexuels (estrogènes, androgènes), aux hormones thyroïdiennes, à des neurotransmetteurs ou RyR. Le nombre de cibles affectées par un même congénère et la multiplicité des congénères dans les mélanges de PCB à l'origine d'une pollution expliquent la diversité des effets biologiques chez les sujets contaminés – effets cutanés, hépatiques, métaboliques, immunologiques, neurologiques, endocriniens.

Les effets critiques retenus sont les effets neurotoxiques et immunotoxiques enregistrés à la suite d'expositions pré- et postnatales. Les PCB ont été classés cancérigènes pour l'Homme par le CIRC (groupe 1) du fait de l'augmentation de l'incidence de cancers (mélanomes) chez des personnes professionnellement exposées et de l'induction de cancers chez l'animal (IARC 2013).

Les études toxicologiques menées chez le singe, avec des mélanges de congénères représentatifs des profils de PCB retrouvés dans l'environnement ou dans le lait humain, ont montré que le développement cérébral des fœtus pouvait être altéré à des doses inférieures à celles entraînant une toxicité chez l'animal adulte. Les données relatives à la neurotoxicité lors d'exposition postnatale et à l'immunotoxicité des mélanges de PCB chez le jeune singe exposé pendant la gestation et l'allaitement ont été jugées pertinentes pour fixer la VTR à  $20 \text{ ng} \cdot \text{kg pc}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$  pour l'ensemble des 209 congénères de PCB (Baars et al. 2001). Cette VTR est dérivée de la DSENO de  $1,7 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{kg pc}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$  relative à l'immunotoxicité de l'Aroclor 1254 chez le jeune singe (Arnold, Bryce, Stapley, et al. 1993, Arnold, Bryce, Karpinski, et al. 1993) après exposition des femelles génitrices pendant la gestation et l'allaitement, ainsi que chez le singe adulte exposé par ingestion directe pendant 23 et 55 mois (Tryphonas et al. 1989, Tryphonas, Luster, Schiffman, et al. 1991, Tryphonas, Luster, White, et al. 1991) avec un

facteur de sécurité de 100 (Afssa 2007). Cette valeur de référence de  $20 \text{ ng.kg pc}^{-1}.\text{j}^{-1}$  est confortée par le résultat des études de neurotoxicité chez l'enfant exposé lors des premiers accidents de contamination survenus au Japon (Yusho, 1968) et à Taïwan (Yusheng, 1979). Compte tenu de ces éléments, la valeur de  $20 \text{ ng.kg pc}^{-1}.\text{j}^{-1}$  pour l'ensemble des PCB a été retenue par l'AFSSA en 2007 (Afssa 2007) et peut également être appliquée à la population infantile.

L'évaluation de l'exposition aux PCB totaux est réalisée à partir de PCB dits indicateurs (PCBi) qui sont les congénères les plus fréquemment retrouvés dans les matrices alimentaires, indépendamment de leur appartenance au groupe des PCB-DL ou PCB-NDL. En 2007, l'Afssa a considéré que la prise en compte des 6 congénères PCB-NDL (PCB-28, 52, 101, 138, 153 et 180) permettait de couvrir environ 50% de l'ensemble des congénères de PCB présents dans les aliments. De ce fait, une DJT de  $10 \text{ ng.kg pc}^{-1}.\text{j}^{-1}$  a été retenue par l'Afssa en référence à ces 6 PCB-NDL (Afssa 2007).



### III - DONNÉES DE CONTAMINATION DES VIANDES ET ABATS DE GIBIERS FRANÇAIS EN PLOMB, CADMIUM, DIOXINES, FURANES ET POLYCHLOROBIPHÉNYLES

#### 1- Caractéristiques de l'échantillonnage des données des PC

Les données de contamination (en plomb, cadmium, PCDD/F et PCB) de gibiers en France sont issues des plans de contrôle menés par la DGAI depuis 2007 (les dernières données transmises ont été obtenues en 2015).

##### Echantillonnage des espèces de gibier

---

Les données de contamination correspondent à du gibier en provenance d'élevage, du gibier sauvage ou du gibier de provenance « inconnue ». Les gibiers sauvages correspondent quasi exclusivement à des gibiers tués par balle (quelques gibiers ont été prélevés suite à des accidents). Concernant le gibier d'élevage, il y a deux catégories. La première catégorie intègre les élevages dont les animaux sont destinés au lâcher dans la nature, qui doivent avoir les caractéristiques des animaux sauvages sur les plans génétique et comportemental. La seconde catégorie concerne les établissements dont les animaux sont destinés à la commercialisation après abattage dans un abattoir. Dans le cadre de cette saisine, les animaux de la première catégorie sont inclus dans les données « gibiers sauvages » et ceux de la seconde sont représentés par les données « gibiers d'élevage ».

Il est à noter qu'un nombre très réduit de petits gibiers est disponible dans la base de données au regard des espèces chassées. En effet, selon le SNPGC<sup>13</sup>, parmi les gibiers d'élevage relâchés pour la chasse, les espèces concernées, autres que les grands ongulés (cerf, daim, chevreuil et sanglier) sont majoritairement des faisans, des perdrix rouges et grises, des canards colverts, des lièvres, des lapins de garenne. Par ailleurs, selon les résultats de l'enquête menée par l'ONCFS en 2013-2014 présentés en annexe de ce rapport, plusieurs millions d'individus de ces espèces sont abattus chaque année.

Les gibiers sauvages et d'élevage peuvent différer à la fois par leur mode d'abattage (munition ou non) et par leur exposition à la contamination environnementale *via* leur mode d'alimentation. En effet, le gibier élevé avant d'être relâché sera nourri selon un mode et un type d'alimentation différents de ceux du gibier sauvage.

Le tableau ci-après représente l'ensemble des prélèvements effectués sur les gibiers dans le cadre des PC entre 2007 et 2015, en distinguant le type de matrice échantillonnée et l'espèce prélevée (sans distinction sauvage/élevage).

---

<sup>13</sup> Syndicat National des Producteurs de Gibier de Chasse



**Tableau 2 : Dénombrement des prélèvements effectués sur les gibiers dans le cadre des PC (Pb, Cd, PCB, PCDD/F) entre 2007 et 2015, en distinguant le type de matrice échantillonnée (foie ou muscle)**

Espèces	Muscle				Foie			
	Pb	Cd	PCDD/F	PCB	Pb	Cd	PCDD/F	PCB
Sanglier	127	306	28	88	119	299	0	0
Cervidé	149	267	31	101	129	246	0	0
Caille	55	47	5	14	50	43	0	0
Faisan	5	3	2	2	2	0	0	0
Perdrix	2	2	1	3	2	2	0	0
Pigeon	12	11	0	0	26	23	0	0
Ratite	0	0	0	0	8	8	0	0
Lapin	0	0	2	2	52	52	0	0
Lièvre	0	4	0	2	0	4	0	0
Mouflon	0	4	1	1	0	4	0	0
Sans précision	2	3	19	19	4	14	0	0
<b>Total</b>	<b>352</b>	<b>647</b>	<b>89</b>	<b>232</b>	<b>392</b>	<b>695</b>	<b>0</b>	<b>0</b>

Note : l'échantillonnage des gibiers pour les analyses en plomb et cadmium est différent de celui pour les PCDD/F et PCB.

Les sangliers et les cervidés sont les espèces pour lesquelles les données sont les plus nombreuses. Ils représentent deux tiers des échantillons pour les analyses dioxines et quatre cinquièmes pour les PCB.

Les petits gibiers (faisan, caille, perdrix, pigeon, ratite, lapin, lièvre) sont sous-représentés et quasi-exclusivement issus d'élevage. Le nombre de prélèvements non catégorisés dans élevage/sauvage et identifié comme d'« origine inconnue » est de 20 et 10% respectivement pour les dioxines et les PCB. Le gibier d'eau n'est pas représenté dans ces prélèvements. Or, même si la réglementation interdit son tir avec des munitions au plomb, compte tenu de la persistance du plomb dans l'environnement, dans la zone sédimentaire des plans d'eau par exemple, il serait intéressant de réaliser des analyses sur ce gibier afin de connaître son éventuelle contamination *via* l'environnement.

#### Echantillonnage des données de contamination en cadmium et en plomb

Pour ces deux éléments traces, des données sont disponibles à la fois pour les muscles et les foies des animaux, cela représente 676 animaux étudiés. 90% des échantillons analysés sont des couples « foie + muscles » correspondant à un même animal. Pour 203 animaux (30%), le plomb et le cadmium ont été analysés dans les mêmes échantillons.

Tout gibier confondu, pour le plomb, 449 prélèvements (foie ou muscle) ont été réalisés sur la période 2007 – 2015 (hors 2008). 45% des prélèvements proviennent de gibier sauvage ; 22% des prélèvements sont des gibiers à plumes et 6% des petits gibiers à poils (lapins).

Tout gibier confondu, pour le cadmium, 720 prélèvements (foie et/ou muscle) ont été réalisés sur la période 2009 – 2015. 69% des prélèvements proviennent de gibier sauvage ; 13% des prélèvements sont des gibiers à plumes et 6% des petits gibiers à poils (lapins et lièvres).

Le nombre de sangliers et de cervidés disponibles pour chaque département a été analysé. Les départements pour lesquels les données sont les plus nombreuses sont détaillés dans le Tableau 3.

**Tableau 3 : Données disponibles pour les sangliers et les cervidés sauvages dans les départements**

<b>Pb (2007-2015)</b>				<b>Cd (2009-2015)</b>			
Départements	Nb Sangliers	Départements	Nb Cervidés	Départements	Nb Sangliers	Départements	Nb Cervidés
Eure-Et-Loir	9	Orne	4	Eure-Et-Loir	12	Moselle	12
Loire-Atlantique	6	Moselle	3	Ardèche	10	Dordogne	6
Côte-D'Or	5	Bas-Rhin	3	Marne	8	Aisne	5
Moselle	5	Aisne	2	Moselle	7	Aveyron	5
Hérault	4	Isère	2	Aube	6	Bas-Rhin	5
Seine-Maritime	4	Landes	2	Cher	6	Doubs	5
Gironde	3	Haute-Savoie	2	Côte-D'Or	6	Lozère	5
Bas-Rhin	3	Creuse	1	Essonne	6	Meurthe-Et-Moselle	5
Marne	3	Dordogne	1	Gironde	6	Puy-De-Dôme	5
Aisne	2	Eure-Et-Loir	1	Haute-Corse	6	Gironde	4
.....		.....		.....		.....	
<b>38 départements</b>	<b>80</b>	<b>20 départements</b>	<b>31</b>	<b>66 départements</b>	<b>225</b>	<b>57 départements</b>	<b>139</b>

L'analyse de ces données indique que les prélèvements réalisés pour l'analyse du cadmium couvrent 60 à 70% des départements. Les prélèvements réalisés pour l'analyse du plomb couvrent entre 20 et 40% des départements selon le gibier.

Au regard des informations fournies sur le gibier chassé en France (cf. Figure 1 à 3), il ressort que les départements de prélèvements de cervidés correspondent à des départements où il est fortement chassé. En revanche, pour le sanglier, les départements d'Eure-et-Loir et de Loire-Atlantique sont des départements dans lesquels le nombre de sangliers chassés est inférieur à 3000 pour la période 2015-2016. Il n'y a donc pas de réelle cohérence entre les départements où le gibier est le plus prélevé (dans le cadre des PC) et là où il est le plus chassé.

De plus, selon les Figure 4 et Figure 5, il apparaît que les prélèvements PC ne sont pas réalisés en lien avec les données de contamination des sols. En effet, au regard des cartes de contamination des sols agricoles français, il ressort que certains départements présentant les zones à fortes concentrations en plomb et cadmium ne sont que très peu couverts par les prélèvements (par exemple, la Loire, la Nièvre, le Gard, le Jura). Seuls quelques

prélèvements semblent avoir été réalisés en fonction de la connaissance de la contamination en zone ou friche industrielle (Ex : ancien site de Metaleurop dans le Nord). Certaines informations sont mentionnées dans le fichier de données disponibles mais ce ciblage n'est pas systématiquement renseigné.

#### Echantillonnage des données de contamination en PCDD/F et PCB

---

Pour les PCB et les dioxines, les plans de contrôle se sont concentrés sur la période 2007 – 2015 uniquement sur les muscles des animaux ; le foie n'a pas été inclus. 294 animaux ont été échantillonnés; pour des raisons probablement économiques, en proportion la recherche des PCB a été plus souvent programmée (n=232) que celle des dioxines pour lesquelles seuls 89 échantillons ont été caractérisés.

La ventilation des échantillons entre sauvage et élevage est à l'avantage du gibier sauvage (175 contre 74) ; l'origine d'une partie non négligeable des gibiers de ces plans n'a pas été classée (libellé origine « inconnue », n=45).

Les prélèvements ont été conduits dans 49 départements pour les PCDD/F (et PCB-DL) avec un effectif ne dépassant pas cinq échantillons par département (Moselle, Dordogne et Mayenne les plus prélevés). L'échantillonnage couvre bien le territoire et par conséquent rend bien compte de la contamination des gibiers chassés en France métropolitaine (excepté deux échantillons prélevés à la Réunion).

Pour les PCB-NDL, 71 départements ont été prélevés à raison de 3 prélèvements en moyenne pour l'ensemble de la période 2007 – 2015 ; plusieurs départements ont fait l'objet d'un nombre plus important de prélèvements ; il s'agit de la Moselle (n=17), de la Dordogne (n=9), des Landes (n=8) et de la Seine-Maritime (n=8).

Aucun prélèvement utilisé dans cette évaluation ne provient *a priori* à d'une étude ciblée post-accidentelle (ex : Saint Cyprien, Grez-en-Bouère...).

#### **Conclusions sur la représentativité de l'échantillonnage des données de contamination utilisées**

---

##### **En fonction des espèces**

- Au regard de la contamination du gibier attribuable aux munitions contenant du plomb : il manque des données sur le petit gibier sauvage (à poils et à plumes) pour avoir des données de contamination liées à l'utilisation des munitions à grenailles.
- Au regard de la contamination du gibier *via* l'environnement :
  - Gibiers à plume vivant en plaine (faisans, perdrix et cailles) : quelques données pour ce type de gibier sont disponibles, mais il s'agit exclusivement de gibiers d'élevage. Cela semble acceptable s'il est considéré qu'une grande partie de ce gibier est élevé avant d'être relâché puis chassé.

- Gibiers à plumes d'eau : aucune espèce de gibier d'eau n'a été prélevée entre 2007 et 2015 dans le cadre des PC. Bien que la réglementation interdise la chasse de ce type de gibier avec des munitions contenant du plomb, il est cependant nécessaire de vérifier leur concentration en plomb. Par ailleurs, les données de contamination des canards sont inexistantes pour les PCB et les dioxines alors que ces espèces seraient fortement bio-accumulatrices.
- Petits gibiers à poil : il n'y a pas suffisamment de données disponibles. Très peu de prélèvements ont été réalisés pour les lièvres.
- Aucun foie de gibier, et en particulier de sangliers et cervidés, n'a été prélevé entre 2007 et 2015 pour l'analyse des dioxines et des PCB.

### **En fonction des territoires échantillonnés**

Bien que tous les départements n'aient pas été échantillonnés, la représentativité territoriale de l'échantillonnage a été jugée satisfaisante pour les dioxines, furanes, PCB et le cadmium.

En revanche, pour le plomb, seuls 20 à 40% des départements ont été ciblés pour des prélèvements de sangliers et cervidés sauvages. Certains départements dont la concentration en plomb dans les sols est élevée (par exemple, le Gard ou l'Ardèche) ou ceux avec une forte pression de chasse sur le sanglier (par exemple, le Gard, l'Ardèche, le Var ou le Loir-et-Cher) font défaut.

## **2- Caractéristiques des données de contamination extraites des PC**

**Etant donné la faible représentativité du petit gibier (peu de prélèvements, pas d'espèces sauvages, pas de gibier d'eau) dans les données extraites des PC, l'expertise présentée ci-dessous concerne surtout le grand gibier.**

### Qualité des données

---

Le plomb a été analysé par deux techniques dérivant de méthodes de référence: spectrométrie d'absorption atomique électrothermique (SAAET) et spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS). Les limites de quantification (LOQ) des laboratoires varient entre 0,005 et 0,1 mg.kg<sup>-1</sup> (pour les deux techniques confondues). Sept laboratoires agréés ont été impliqués dans l'analyse de ces échantillons.

Le cadmium a été analysé à l'aide des deux mêmes techniques, elles aussi dérivant de méthodes de référence. Les limites de quantification (LOQ) des laboratoires varient entre 0,003 et 0,1 mg.kg<sup>-1</sup> pour le cadmium (pour les 2 techniques confondues). Treize laboratoires agréés ont conduit les analyses des PC concernés.

La dispersion des données, les valeurs moyennes, médianes, P95 ont été calculées pour l'ensemble des laboratoires d'une part puis par laboratoire d'autre part. La dispersion des résultats diffère fortement d'un laboratoire à l'autre. Les médianes et moyennes sont également sensiblement différentes entre les laboratoires. Ces dispersions peuvent être

dues à la nature et composition mêmes des échantillons, qui peuvent être plus ou moins concentrés.

Pour les PCDD/F, les concentrations de 17 congénères ont été mesurées<sup>14</sup>. Pour les PCB-DL, les concentrations de 12 congénères ont été mesurées<sup>15</sup>.

Les analyses ont été effectuées par deux structures (toutes deux accréditées Cofrac sous ISO 17025) :

- Le Laboratoire d'étude des résidus et contaminants dans les aliments (LABERCA) de l'École Nationale Vétérinaire, Agroalimentaire et de l'Alimentation Nantes Atlantique (Oniris), Laboratoire National de Référence pour les PCDD/F et PCB-DL.
- Le laboratoire de l'Environnement et de l'Alimentation de la Vendée (la Roche-sur-Yon).

Les deux laboratoires utilisent la méthode de référence développée et validée par le LABERCA, qui repose sur une approche par dilution isotopique et mesure par couplage chromatographie en phase gazeuse – spectrométrie de masse haute résolution (double secteur).

Pour les PCB-NDL, les concentrations de 6 congénères ont été mesurées : PCB-28, 52, 101, 138, 153, 180. Huit laboratoires ont produit les données; il s'agit des laboratoires départementaux du Calvados, de la Côte-d'Or, des Landes, de la Drôme, des Deux-Sèvres, de la Vendée et de la Haute-Vienne ainsi que du LABERCA. Toutes ces structures sont accréditées par le COFRAC selon l'ISO17025 et agréées par le Ministère de l'Agriculture pour la réalisation de ces analyses. Toutes utilisent le principe de la dilution isotopique. Cinq laboratoires utilisent la spectrométrie de masse en tandem (triple quadripôle), trois la spectrométrie de masse haute résolution (double secteur).

Les échantillons sont lyophilisés puis broyés. Les marqueurs sont ajoutés avant extraction (17 congénères <sup>13</sup>C<sub>12</sub> PCDD/F et 18 congénères <sup>13</sup>C<sub>12</sub> PCB). Après broyage, la fraction lipidique est extraite à l'ASE (Accelerated Solvent Extraction) à l'aide d'un mélange toluène/acétone sous une pression et une température élevées. Les solvants sont alors évaporés afin de déterminer la quantité de matière grasse extraite. L'extrait est repris dans l'hexane avant d'être purifié en trois étapes sur une colonne de silice acide, puis de Florisil® et enfin de charbon/célite. Sur cette dernière colonne, la fraction contenant les PCB est scindée en deux sous-groupes en fonction de la planéité des congénères (non coplanaires, i.e. mono et di-ortho et coplanaires, i.e. non-ortho). A chaque étape, un étalon de recouvrement est ajouté pour chaque famille de composés (<sup>13</sup>C<sub>12</sub>-1,2,3,4-TCDD pour les dioxines et le <sup>13</sup>C<sub>12</sub> PCB111 pour les PCB).

<sup>14</sup> TCDD-2378, PCDD-12378, HCDD-123478, HCDD-123678, HCDD-123789, HCDD-1234678, OCDD, TCDF-2378, PCDF-12378, PCDF-23478, HCDF-123478, HCDF-123678, HCDF-234678, HCDF-123789, HCDF-1234678, HCDF-1234789, OCDF

<sup>15</sup> PCB-77, 81, 126, 169, 105, 114, 118, 123, 156, 157, 167, 189

Les taux de récupération doivent se situer dans un intervalle 30 %-140 % comme préconisé dans le règlement (CE) n°1883/2006 du 19 décembre 2006 portant fixation des méthodes de prélèvements et d'analyses d'échantillons utilisées pour le contrôle officiel des concentrations en dioxines et en PCB-DL de certaines denrées alimentaires.

Pour le calcul des quantités toxiques équivalentes (PCDD/F et PCB-DL), ce sont les facteurs de toxicité équivalente de 2005 (TEF OMS 2005) qui ont été pris en compte.

**Pour l'ensemble des contaminants étudiés, les analyses ont été réalisées par des laboratoires agréés qui ont mis en œuvre des méthodes d'analyse préconisées par les laboratoires nationaux de référence.**

## Résultats

---

Pour l'interprétation des données relatives aux éléments traces, les valeurs correspondant aux LOD et LOQ ont été utilisées respectivement pour les résultats inférieurs à la LOD et à la LOQ (hypothèse majorante ou upper bound,UB). Les données ont été étudiées toutes années confondues pour chaque élément trace après avoir vérifié qu'il n'y avait pas d'influence de l'année d'échantillonnage.

Pour les données PCDD/F, l'utilisation de la spectrométrie de masse haute résolution permet d'atteindre des limites de détection extrêmement basses. Une très grande majorité des congénères a toujours pu être quantifiée. Seuls quelques échantillons très faiblement concentrés ont montré une différence entre LB et UB. L'approche UB a donc été privilégiée dans les rares cas de non détection d'un congénère.

Pour les PCB-NDL, les valeurs accessibles dans le tableau de valeurs ont montré plusieurs incohérences. La première a été celle de valeurs non détectées, ce qui est très surprenant pour ces substances vu les concentrations auxquelles elles sont attendues (une erreur de saisie est possible). La seconde a porté sur les limites de quantification indiquées lorsque le congénère n'était pas détecté ; certaines de ces valeurs ont été jugées aberrantes avec des valeurs 100 à 1000 fois supérieures à celles attendues. Les soixante-deux (62) échantillons concernés n'ont donc pas été pris en compte dans les calculs. Dans les 232 échantillons finalement retenus, tous les congénères ont été détectés.

## Cadmium

Les concentrations ont été analysées dans les muscles et les foies en 2 temps, pour le gibier d'élevage d'une part (Figure 7) et pour le gibier sauvage d'autre part (Figure 8).

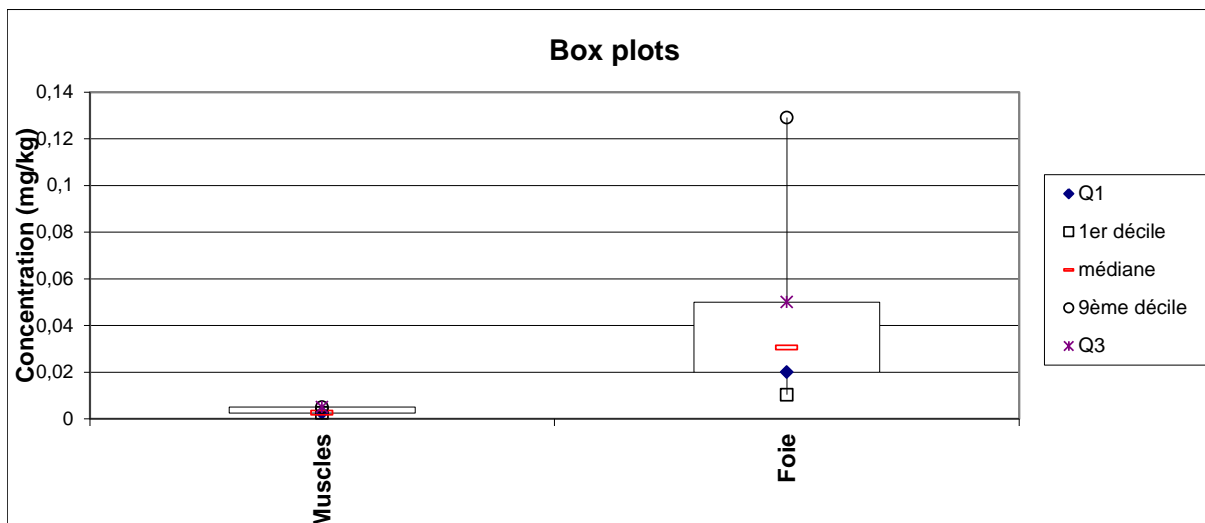


Figure 7 : Dispersion des résultats de concentrations en Cd dans les muscles (n=143) et les foies (n=134) (toutes espèces animales confondues) – Gibier d'élevage

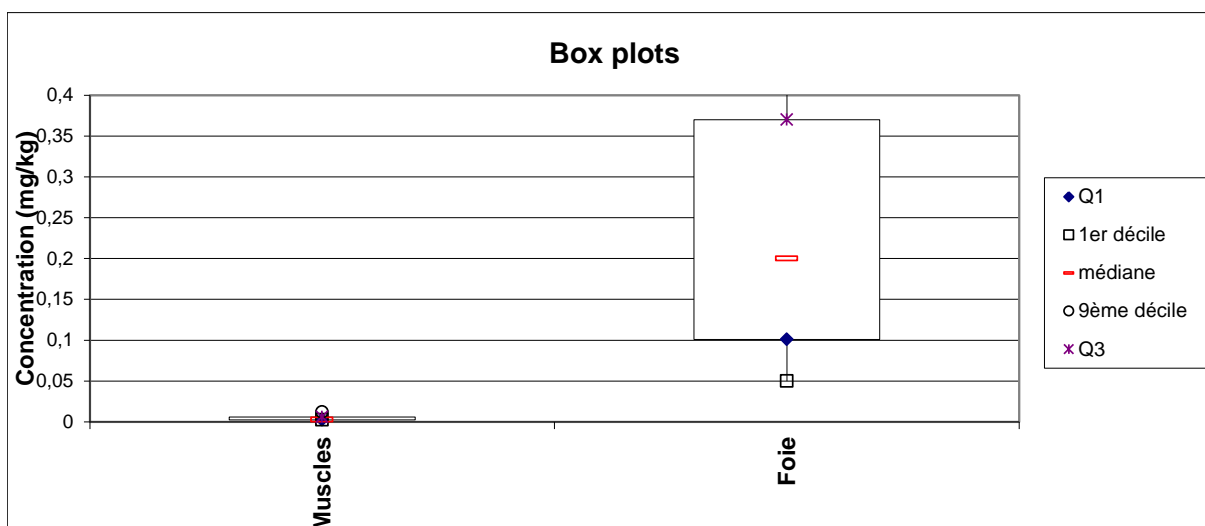


Figure 8 : Dispersion des résultats de concentrations en Cd dans les muscles (n=497) et les foies (n=488) (toutes espèces animales confondues) – Gibier sauvage

Pour le gibier d'élevage comme pour le gibier sauvage, la dispersion des données est très supérieure dans les échantillons de foie comparativement aux concentrations dans les muscles. Les concentrations médianes sont aussi nettement plus élevées dans les foies comparées à celles des muscles. Les informations relatives à la distribution des concentrations en Cd sont détaillées dans le tableau 4.

Tableau 4 : Données de distribution des concentrations en Cd dans les gibiers sauvages et d'élevage (toutes espèces confondues)

mg.kg <sup>-1</sup> Centile	Gibier sauvage		Gibier d'élevage	
	Muscles (n=497)	Foie (n=488)	Muscles (n=143)	Foie (n=134)
5 <sup>ème</sup>	0,002	0,029	0,003	0,008
10 <sup>ème</sup>	0,003	0,050	0,003	0,010
Médiane	0,003	0,200	0,003	0,031
Moyenne	0,010	0,323	0,004	0,062
90 <sup>ème</sup>	0,012	0,667	0,005	0,134
95 <sup>ème</sup>	0,0183	1,004	0,010	0,245

Il ressort que les concentrations en Cd sont nettement supérieures, en particulier dans les foies, chez les animaux sauvages par rapport à celles mesurées chez les animaux d'élevage. L'exposition des animaux sauvages au cadmium est uniquement liée à la contamination de leur environnement naturel. La différence observée entre les animaux sauvages et les animaux d'élevage est donc liée à un mode de vie et d'alimentation différents entre ces deux catégories d'animaux.

Du fait du manque de représentativité de l'échantillonnage des petits gibiers dans les données PC, il a été décidé d'expertiser plus en détails les données de contamination des grands gibiers, les cervidés et les sangliers étant les espèces les plus représentées pour les animaux sauvages. Ainsi, la distribution a été étudiée, pour les foies, plus contaminés que les muscles, afin de déterminer s'il y avait une différence entre ces espèces qui ont des modes de vie et d'alimentation différents (Figure 9).

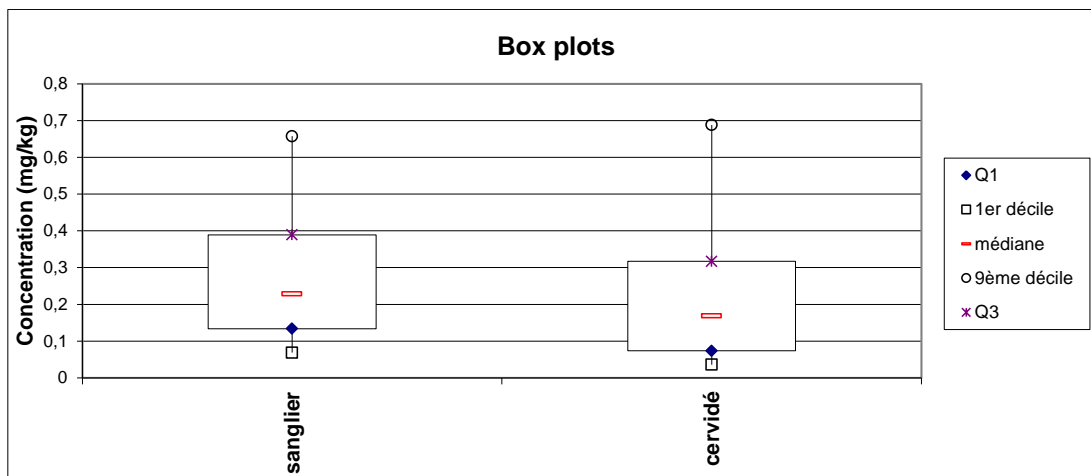


Figure 9 : Dispersion des résultats de concentrations en Cd dans les foies des sangliers (n=284) et des cervidés (n=196) (Gibiers sauvages)

La dispersion des données est sensiblement identique entre les sangliers et les cervidés. La concentration médiane est légèrement plus élevée pour les sangliers. L'étude de la distribution des données au niveau des muscles amène à des conclusions identiques.



Les concentrations observées chez les gibiers ont été comparées avec celles des animaux de boucherie<sup>16</sup> (données extraites des PC entre 2006 et 2015) (Tableau 5).

**Tableau 5 : Concentrations en Cd des animaux de boucherie et des sangliers sauvages (UB)**

Matrices	Muscles			Foie		
	médiane	moyenn e	95 <sup>ème</sup> centile	médiane	moyenne	95 <sup>ème</sup> centile
Concentrations (mg.kg <sup>-1</sup> )						
<b>Animaux de boucherie</b>	<i>(porc/porcelet)</i>			<i>(diverses espèces)*</i>		
	0,010	0,010	0,020	0,103	0,145	0,303
<b>Gibiers (sanglier sauvage)</b>	0,005**	0,015**	0,020	0,228**	0,333**	0,919

\* : foie de bœuf, moutons et agneaux.

\*\* : p<0,05. Un test de Wilcoxon a été réalisé pour comparer moyennes et médianes entre sangliers sauvages et animaux de boucherie

La viande de porc/porcelet présente des concentrations équivalentes à celles mesurées dans les muscles de gibier sauvage et d'élevage (toutes espèces confondues).

Des différences plus notables sont observables en ce qui concerne les foies. En effet, les foies d'animaux de boucherie présentent des concentrations nettement inférieures à celles des sangliers sauvages (facteur 2 environ pour les médianes et moyennes et facteur 3 au P95). Leurs concentrations sont plus proches de celles observées pour les gibiers d'élevage (tableau 4).

**Concernant le cadmium, l'analyse des données (PC entre 2006 et 2015) montre que ce contaminant est principalement retrouvé dans le foie des animaux plutôt que dans les muscles et majoritairement dans le foie de gibier sauvage. En revanche, les muscles d'animaux sauvages présentent une contamination comparable à celle de la viande de porcs de boucherie.**

## Plomb

De même, les concentrations ont été analysées dans les muscles et les foies en deux temps, pour le gibier d'élevage d'une part (Figure 10) et pour le gibier sauvage d'autre part (Figure 11).

<sup>16</sup> Les animaux de boucherie correspondent au bœuf/veau, porc/porcelet, mouton/agneau, chèvre/chevreau, lapin, volaille (poulet, dinde, canard, pintade, oie, pigeon, autruche, etc.).

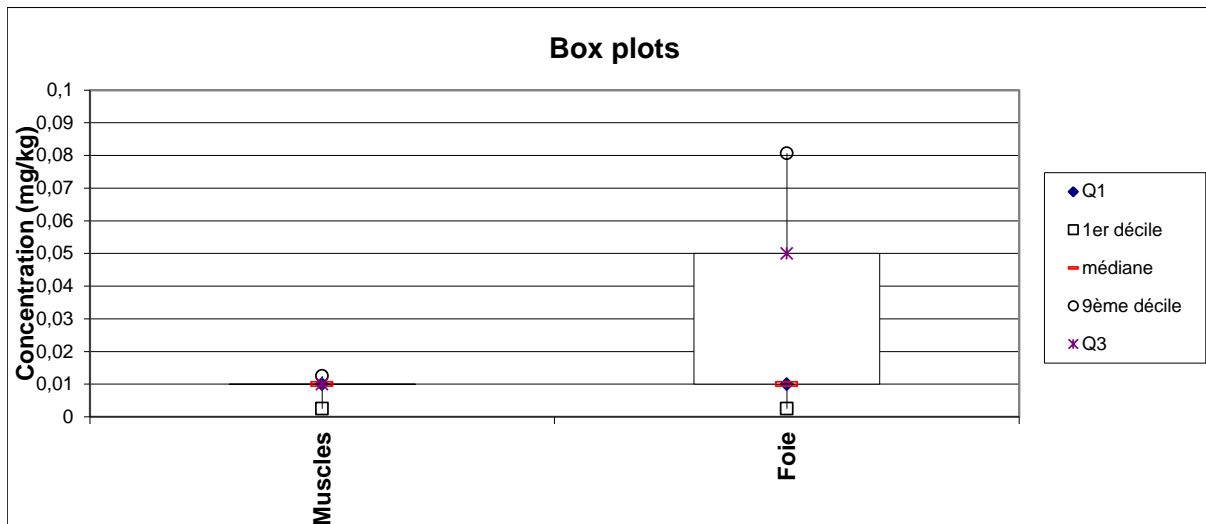


Figure 10 : Dispersion des résultats des concentrations en Pb des muscles (n=129) et des foies (n=120) (toutes espèces animales confondues)- Gibier d'élevage

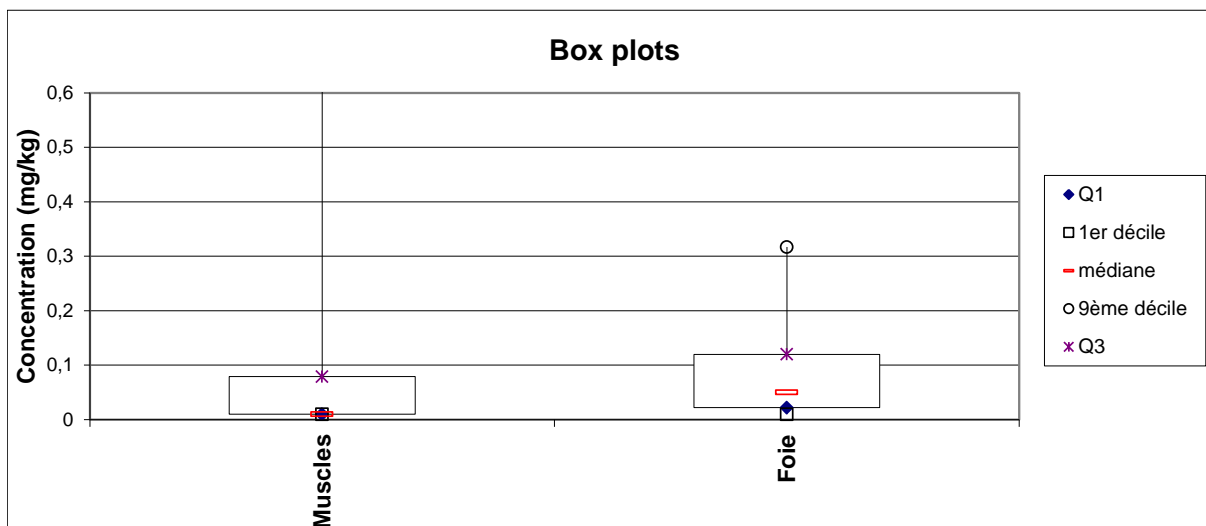


Figure 11 : Dispersion des résultats des concentrations en Pb des muscles (n=203) et des foies (n=195) (toutes espèces animales confondues) – Gibier sauvage

Les informations relatives à la distribution des concentrations en Pb sont détaillées dans le Tableau 6.

**Tableau 6 : Données de distribution des concentrations en Pb des gibiers sauvages et d'élevage (toutes espèces confondues)**

mg.kg <sup>-1</sup>	Gibier sauvage		Gibier d'élevage	
	Muscle (n=203)	Foie (n=195)	Muscle (n=129)	Foie (n=120)
5 <sup>ème</sup>	0,008	0,010	0,003	0,003
10 <sup>ème</sup>	0,010	0,010	0,003	0,003
médiane	0,010	0,050	0,010	0,010
moyenne	3,36	0,412	0,018	0,046
90 <sup>ème</sup>	4,42	0,320	0,013	0,084
95 <sup>ème</sup>	24,2	0,868	0,044	0,132

La dispersion des données de concentrations en Pb est grande en ce qui concerne les échantillons de foie d'animaux d'élevage, de façon similaire à ce qui est observé pour le cadmium. En revanche, la dispersion des données dans les muscles est faible pour les animaux d'élevage mais beaucoup plus élevée chez les animaux sauvages.

Une analyse plus approfondie des données permet de mettre en évidence des écarts importants entre les concentrations en Pb dans les muscles et les foies d'un même animal. Ces écarts ne peuvent pas s'expliquer physiologiquement. En effet, plusieurs études menées sur du gibier (chevreuils ou élans) indiquent des concentrations en éléments traces (Pb, Cd) toujours supérieures dans le foie par rapport au muscle, et ceci de façon plus marquée pour le cadmium (Hermoso de Mendoza Garcia et al., 2011 et Venäläinen et al., 2005). Le foie est un organe qui accumule plus le Cd et le Pb que les muscles.

Or, lorsque les concentrations en plomb dans les échantillons de muscles sont classées de manière décroissante, et qu'une analyse des concentrations en plomb dans les foies de ces mêmes animaux est réalisée, selon le même ordre, certaines incohérences sont observables. Si un animal est exposé de façon chronique au plomb, les concentrations en plomb devraient être plus élevées dans le foie que dans le muscle : or, les plus fortes concentrations en Pb mesurées dans les muscles (Figure 12) ne correspondent pas aux concentrations les plus élevées dans les foies (Figure 13). Ces particularités peuvent s'expliquer par la présence de micro fragments de munitions dans les muscles analysés, sans toutefois exclure que les concentrations mesurées puissent être également impactées par une éventuelle contamination environnementale. Par ailleurs, il apparaît que certains animaux ont des concentrations très élevées en plomb dans les foies alors que la concentration dans le muscle est relativement faible. Dans ce cas, il ne peut être exclu que le foie ait pu être impacté par des micro-fragments de plomb.

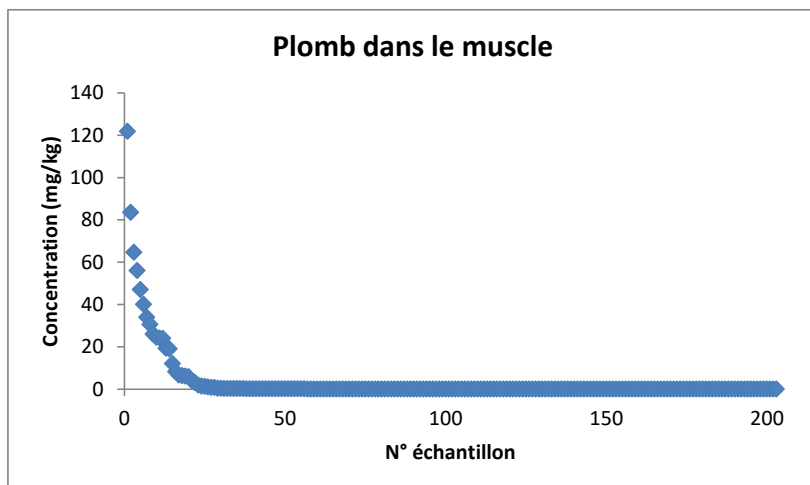


Figure 12 : Concentration décroissante des résultats en Pb dans les muscles d'animaux sauvages.

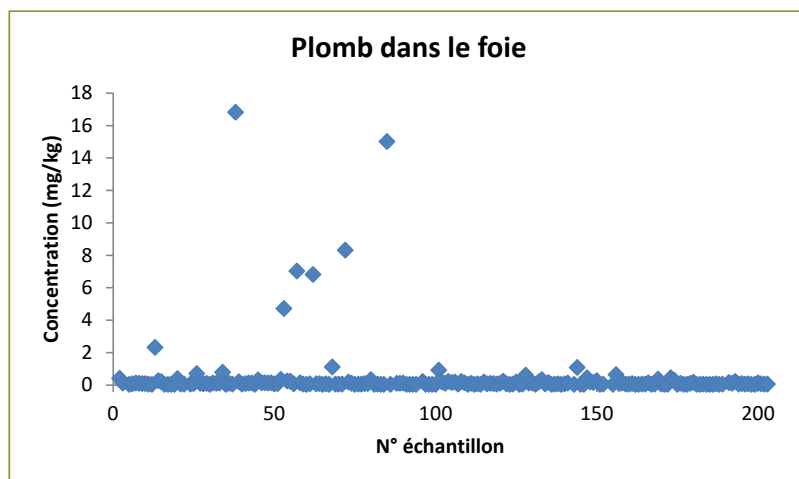
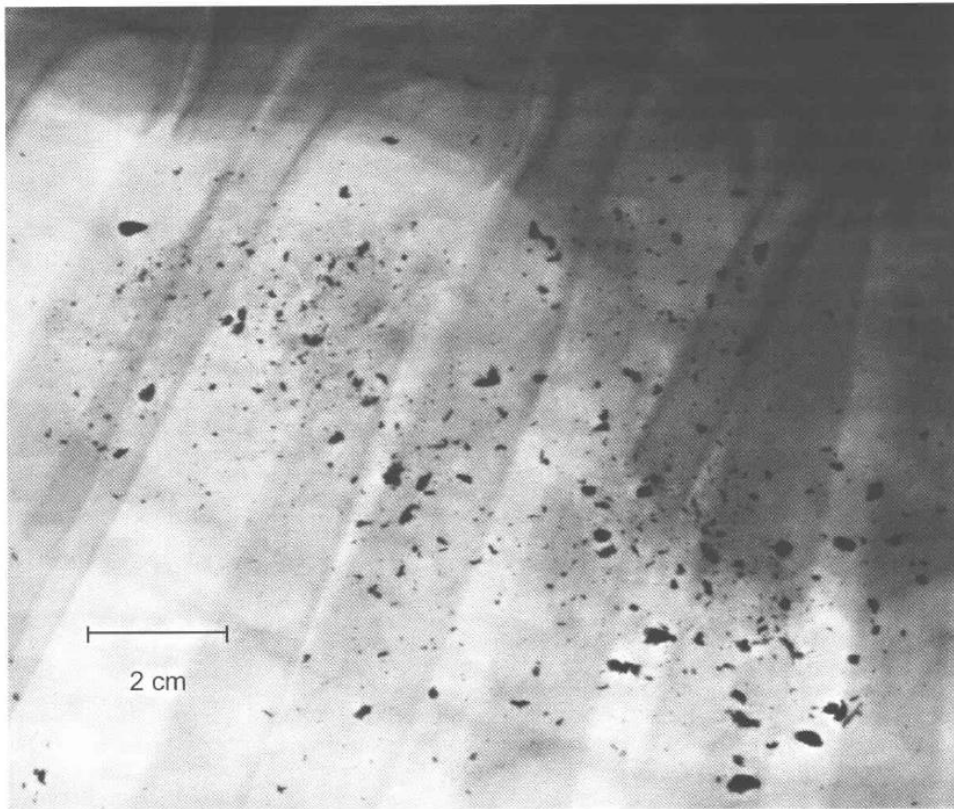


Figure 13 : Concentrations en Pb dans les foies d'animaux sauvages en suivant le même classement des échantillons que celui proposé dans la figure 12

Plusieurs auteurs ont étudié la répartition des fragments de munitions au sein des carcasses de gibiers chassés. Les fragments sont plus concentrés autour de la trajectoire de la balle (cf. Figure 14). Leur propagation au sein des tissus dépendrait de nombreux paramètres comme par exemple le type de munitions utilisées (expansives ou non, type de revêtement, etc.), le type de tissu impacté (plus forte diffusion en cas d'impact sur un tissu dur, comme un os) ou bien encore le rinçage de la carcasse (Grund et al., 2010). Le nombre de fragments peut être déterminé à partir de radiographies d'échantillons. Sur certaines carcasses de grands gibiers, il a été possible de dénombrer jusqu'à presque 800 fragments (Hunt et al., 2006). Selon Tsuji et al. (2009), il est impossible, du fait de leur taille et de l'hétérogénéité de leur dispersion, de s'assurer de l'absence de micro-fragments de plomb dans un échantillon, mais les auteurs ont observé que les très fortes concentrations en plomb (23 à 1243 mg.kg<sup>-1</sup>) correspondaient à des échantillons dans lesquels des fragments de munitions ont pu être observés par radiographie.



**Figure 14 : Radiographie thoracique d'un cerf adulte abattu par une munition au plomb. Le diamètre de la zone impactée par la balle faisait environ 12 cm (d'après Hunt et al., 2006)**

Excepté pour les très fortes valeurs, il est difficile, en l'absence d'informations sur la position de l'échantillonnage (foie ou muscle) par rapport à la zone d'impact de la munition sur l'animal, de distinguer la part de la concentration en Pb attribuable à une contamination environnementale de celle liée à la présence de micro-fragments dans l'échantillon analysé.

### ***Conséquences de l'effet munition sur le traitement des données de contamination du plomb***

Les concentrations les plus élevées en plomb sont mesurées dans les gibiers sauvages, en particulier dans les muscles, du fait de la probable présence de micro-fragments de munitions. Il est à noter que la valeur moyenne obtenue sur les échantillons de muscle de gibiers sauvages ( $3,36 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) est très proche de celle rapportée par l'EFSA ( $3,153 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) (EFSA 2013).

Ces moyennes élevées soulèvent le problème de l'échantillonnage de la viande de gibier en vue d'éviter la zone impactée par la munition. Depuis 2014<sup>17</sup>, il est recommandé de prélever les échantillons pour analyse le plus possible à distance de l'impact et la trajectoire de la balle. Cependant, malgré ces précautions et en l'absence de résidus de plomb détectables à

<sup>17</sup> Cf. Instruction technique DGAL/SDSPA/2015-1155 du 24/12/2015

l'œil nu, il reste des micro-fragments qui sont solubilisés lors de l'analyse. Ce constat peut être fait sur les deux études.

Par ailleurs, la forte différence entre la moyenne et la médiane (beaucoup plus faible que la moyenne) dans le cadre de cette étude montre que la moyenne est fortement impactée par les fortes concentrations mesurées dans certains échantillons de muscles, qui sont probablement représentatives d'un impact des munitions. De ce fait, considérer la moyenne ou la médiane dans les scénarios d'exposition amènerait à considérer respectivement un scénario avec ou sans munition.

### Analyses comparatives complémentaires

Parmi les données obtenues, les cervidés et les sangliers étant les espèces les plus représentées, la distribution a été étudiée, pour les foies d'une part et les muscles d'autre part, afin de déterminer s'il y avait une différence entre ces animaux qui ont des modes de vie et d'alimentation différents. Pour ce faire, les données étudiées pour les muscles sont celles inférieures au 90<sup>ème</sup> centile de la distribution afin d'éliminer l'impact des munitions dans cette analyse.

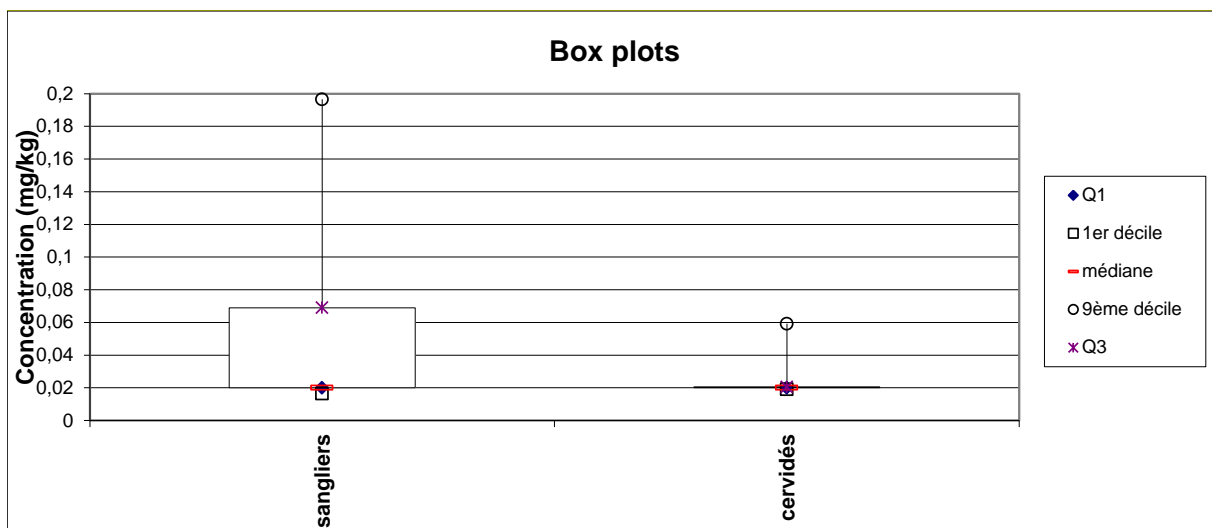


Figure 15 : Dispersion des résultats de concentrations en Pb des muscles de sangliers (n=106) et de cervidés (n=75) (Gibiers sauvages, valeurs < 90<sup>ème</sup> centile)

La dispersion est plus élevée en ce qui concerne les muscles de sangliers. En revanche, les valeurs médianes et moyennes sont comparables. La dispersion a également été analysée chez les foies (Figure 16).

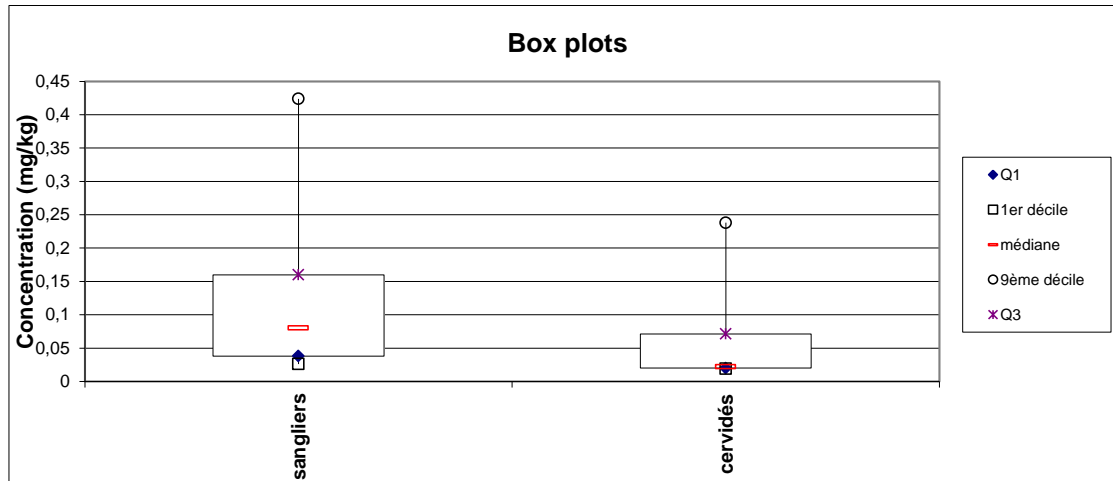


Figure 16 : Dispersion des résultats de concentrations en Pb des foies de sangliers (n=113) et de cervidés (n=82) (Gibiers sauvages)

Comme pour les muscles, la dispersion des données dans les foies est plus élevée chez les sangliers que chez les cervidés. Les concentrations médianes et moyennes sont également plus élevées chez les sangliers. Ces résultats pourraient s'expliquer par le fait que le sanglier est un animal fouisseur donc davantage exposé à la contamination des sols. Il sera d'autant plus pertinent de réaliser des prélèvements de sangliers pour étudier l'impact d'une contamination environnementale.

Pour aller plus loin, les concentrations observées chez les gibiers ont été comparées avec celles des animaux de boucherie (données extraites des PC entre 2006 et 2015).

Tableau 7 : Concentrations en Pb des animaux de boucherie et des sangliers sauvages (UB)

Matrices	Muscles			Foie		
	médiane	moyenne	95 <sup>ème</sup> centile	médiane	moyenne	95 <sup>ème</sup> centile
Concentrations (mg.kg <sup>-1</sup> )						
Animaux de boucherie	<i>(porc/porcelet)</i>			<i>(diverses espèces)*</i>		
	0,020	0,054	0,025	0,033	0,046	0,111
Gibiers (sanglier sauvage)	0,029**	3,273**	25,2	0,080**	0,654**	4,34

\* : foie de bœuf, moutons et agneaux.

\*\* : p<0,05. Un test de Wilcoxon a été réalisé pour comparer moyennes et médianes entre sangliers sauvages et animaux de boucherie

Quelle que soit la matrice observée, le gibier sauvage présente des concentrations en plomb supérieures à celles observées chez les animaux de boucherie. Cette différence est encore plus marquée pour les fortes valeurs (P95) et notamment au niveau des muscles (facteur de 100). La présence des résidus de munitions chez le gibier sauvage peut être à l'origine de ces écarts importants.

Les valeurs moyennes, médianes et P95 calculées sur les données de gibiers d'élevage (cf. Tableau 6) sont directement comparables aux données des animaux de boucherie.

L'analyse des données disponibles montre que le plomb est davantage concentré chez les animaux sauvages. Les concentrations les plus élevées sont retrouvées dans les muscles ; ce qui peut s'expliquer par la présence de résidus de munitions dans les échantillons malgré les recommandations disponibles auprès des préleveurs pour le parage de la viande échantillonnée et en dépit des conditions de préparation des échantillons pour analyse. Les résidus peuvent être trop petits pour être distingués et éliminés avant analyse. Les concentrations en plomb mesurées chez les gibiers d'élevage sont dans des gammes de valeurs comparables aux animaux de boucherie.

### PCB et PCDD/F

Les résultats présentés ci-dessous ne portent que sur le muscle de grands gibiers, les données relatives aux abats et aux muscles de petit gibier étant insuffisantes.

#### *Influence de l'année de prélèvement sur les valeurs observées dans les plans successifs*

Les données ont été analysées par année de plan ; les valeurs médianes, hautes ainsi que l'étendue [p25 ; p75] des concentrations reportées ont été comparées. La Figure 17 illustre cette analyse pour les PCB-NDL; la situation est identique pour les PCDD/F et les PCB-DL. Les médianes des valeurs par année ne sont pas significativement différentes (graphique de droite). La distribution des valeurs [p25 ; p75] est un peu plus importante en 2012. Davantage de valeurs fortes ont été observées sur plusieurs échantillons prélevés en 2011. En revanche, aucune explication associée n'a pu être donnée comme par exemple un lien avec un « hot spot » connu (lieu de contamination environnementale supérieure au bruit de fond escompté dans une telle zone) ou un événement local qui aurait été récemment reporté (incidents tels qu'observés notamment à Saint Cyprien<sup>18, 19, 20</sup> ou Grez-en-Bouère<sup>21</sup>). En somme, si les données ne sont pas strictement superposables d'une année à l'autre, elles restent toutefois relativement homogènes notamment au titre de la médiane (année).

<sup>18</sup> Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif à la contamination de sols en dioxines et PCB de type dioxine et à l'utilisation possible de ces sols en lien avec d'éventuelles répercussions sur la qualité sanitaire de certains produits agricoles – Afssa, juillet 2009

<sup>19</sup> Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif à un dossier de contamination de sols en dioxines et PCB de type dioxine et à l'utilisation possible de ces sols en lien avec d'éventuelles répercussions sur la qualité sanitaire de certains produits agricoles (avis complémentaire) – Afssa, avril 2010

<sup>20</sup> Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif à une contamination accidentelle des denrées alimentaires par les dioxines et PCB à Saint-Cyprien dans le département de la Loire (42) – Afssa, juin 2010

<sup>21</sup> Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif à « la contamination par les PCB des denrées alimentaires à proximité de l'entreprise Aprochim (53) » - Afssa, novembre 2012



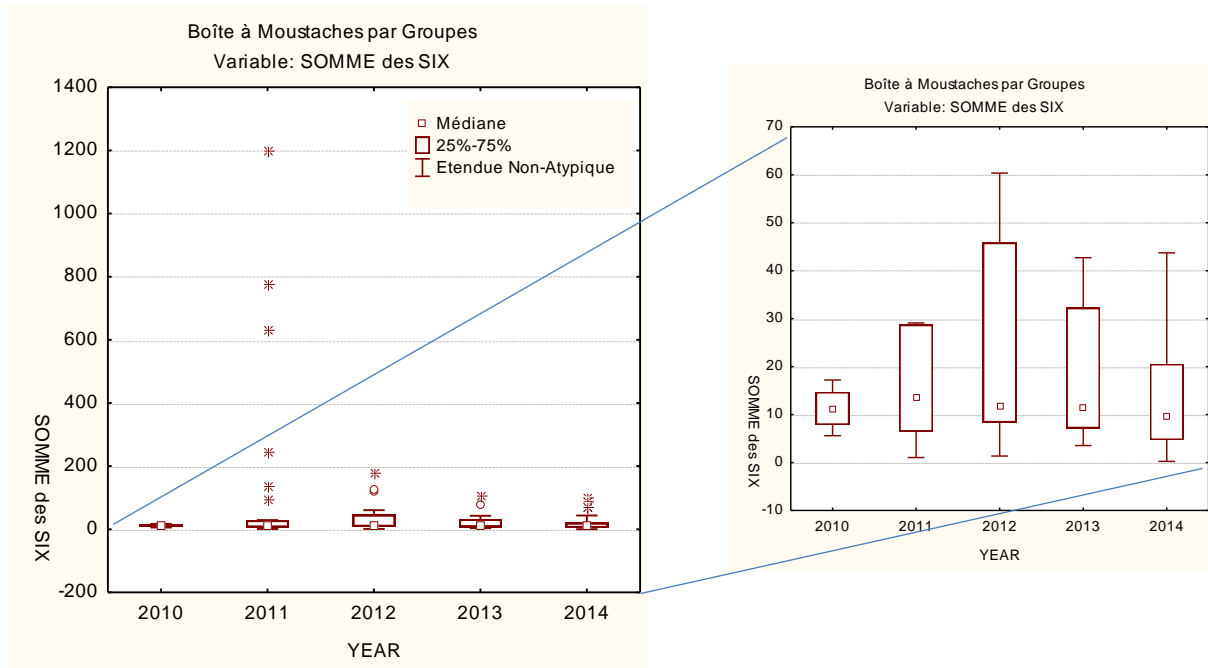


Figure 17 : Comparaison des concentrations en PCB-NDL dans les muscles de grands gibiers (ng.g<sup>-1</sup> lipides, sommes des six congénères) selon l'année du plan de contrôle.

#### ***Différences dans les valeurs de contamination entre gibier sauvage et d'élevage***

Les données ont été classées selon trois catégories : sauvage, élevage et une troisième classe pour laquelle l'origine des échantillons n'a pas été renseignée dans la base de données SIGAL « origine inconnue ».

La valeur médiane de contamination par les PCB-NDL du gibier sauvage (toutes espèces confondues) est plus de deux fois plus élevée que celle du gibier d'élevage. La distribution des valeurs [p25 ; p75] est plus étendue pour la catégorie gibier sauvage en comparaison des observations faites dans la catégorie gibier d'élevage. Cette différence est un peu moins marquée pour les PCDD/F. Enfin, les valeurs fortes sont plus nombreuses dans la catégorie gibier sauvage.

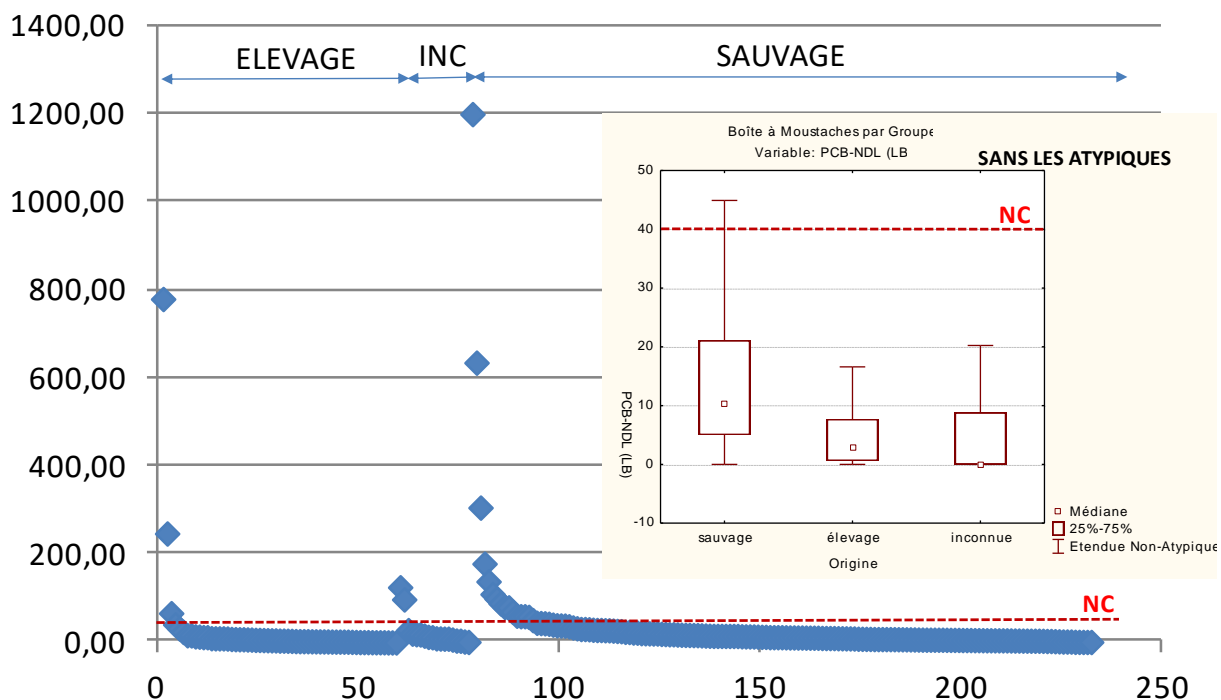


Figure 18 : Comparaison pour les PCB-NDL de la distribution des concentrations (ng.g<sup>-1</sup> lipides, sommes des six congénères) entre gibier d'origine sauvage, d'élevage et d'origine inconnue (INC). Un repère réglementaire « NC » (40 ng.g<sup>-1</sup> lipides) a été indiqué sur le graphique.

### Etude des profils congénères pour les PCB-NDL dans les deux catégories gibier sauvage et gibier d'élevage

Une analyse multivariée non supervisée des différents congénères de PCB-NDL a été réalisée sur la base des données de contamination recueillies sur les gibiers sauvages et d'élevage (Figure 19). Sur le graphique supérieur, les données affichées correspondent aux échantillons analysés. La proximité des points entre eux indiquent une similitude. Il ressort de cette analyse qu'il existe des profils significativement différents entre les deux catégories de gibiers. Le graphique inférieur permet de comprendre sur la base de quelles composantes (ici, les 6 types de congénères de PCB-NDL) les deux ensembles se distinguent. Ainsi, les échantillons situés plutôt sur la droite du graphique supérieur (majoritairement du gibier d'élevage) présentent des valeurs de contamination en PCB 28, 52 et 101 plutôt élevées.

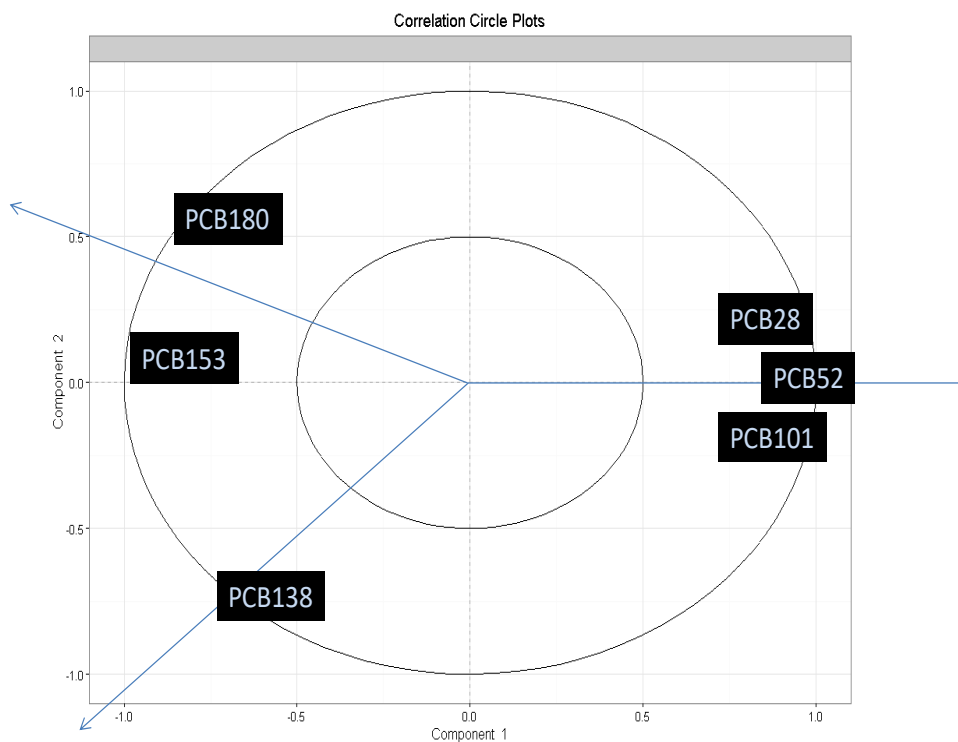
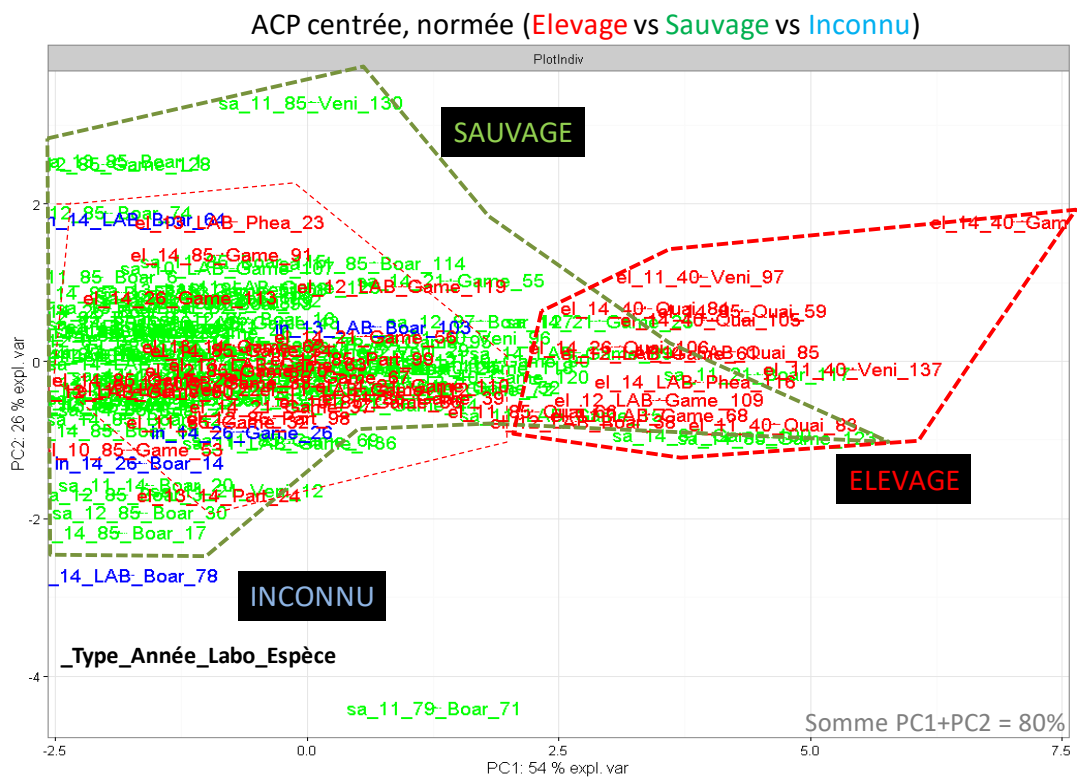
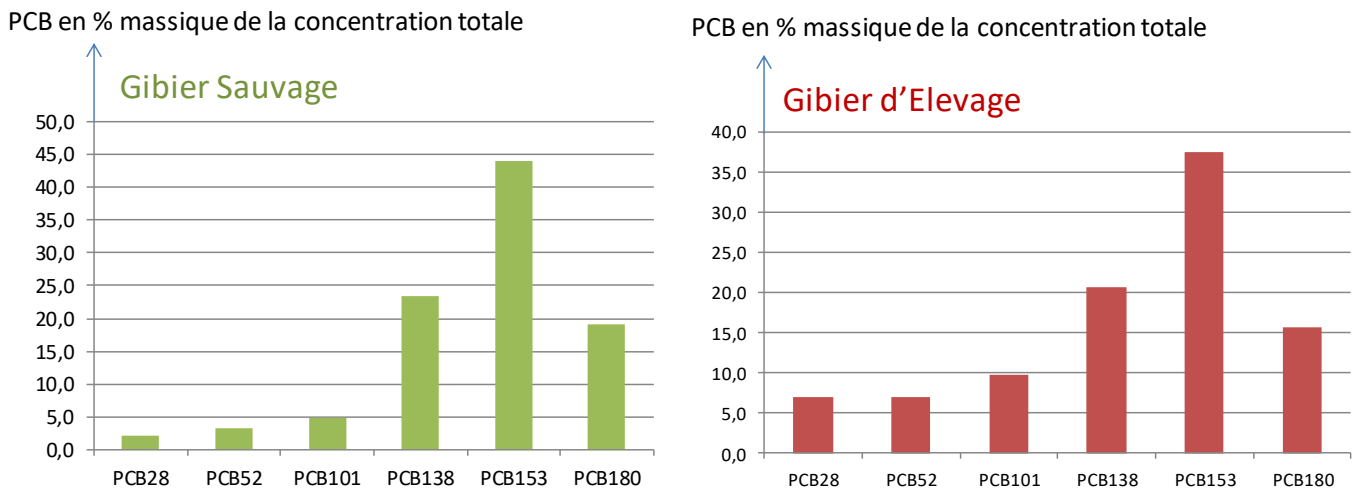


Figure 19 : en haut, analyse multivariée non supervisée (ACP) des profils normalisés PCB-NDL (six congénères) tous gibiers (en rouge « élevage », en vert « sauvage », en bleu « inconnu »).  
En bas, composante des axes.

La normalisation des profils par l'expression en pourcents de la contribution de chaque congénère (Figure 20) a permis d'établir un profil médian pour les deux catégories de gibiers. Dans la viande de gibier sauvage, les PCB faiblement chlorés (#28, #52, #101) donc plus volatils sont en proportion moins présents que les fortement chlorés (#138, #153, #180). Cette observation peut trouver son explication d'une part dans la différence de profils d'exposition des deux catégories de gibiers, la différence d'âge des animaux entre les deux groupes (non renseignés dans les commémoratifs), le particularisme présumé du métabolisme entre animaux sauvages et élevage au sein d'une même espèce et enfin l'absence de sangliers dans le groupe "gibier d'élevage".



**Figure 20: spécificité des signatures PCB-NDL exprimée en pourcentage massique de la concentration totale des six congénères. Dans la viande de gibier sauvage, les PCB faiblement chlorés (#28, #52, #101) sont en proportion moins présents que les fortement chlorés (#138, #153, #180).**

### ***Corrélations entre PCB-NDL et PCB-DL et entre PCB-DL et PCDD/F***

Compte tenu de la diversité des données, qu'il s'agisse des différentes espèces de gibier, du statut des animaux (élevage vs sauvage), des années des plans de surveillance et de contrôle concernées (2010 à 2015), du nombre conséquent de laboratoires impliqués dans la production de ces données analytiques et de la nature des méthodes de mesure utilisées, il a été observé :

- l'existence d'une corrélation entre PCB-DL et PCB-NDL à l'exception de sept échantillons qui se détachent nettement de la tendance (Figure 21). Ce résultat peut être interprété par une exposition des animaux à des mélanges PCBs globalement aux profils ressemblants. Cependant, il ne s'agit pas d'une origine unique de captage, en attestent les départements concernés (Val-de-Marne, Aisne, Aube, Lot-et-Garonne, Lozère, Var et Dordogne) et les années (2011, 2012, 2013, 2014).
- l'existence d'une corrélation entre les deux familles de composés dioxin-like, i.e. PCB-DL et PCDD/F (Figure 22). Même si les sources de contamination sont radicalement différentes, la diffusion des deux familles de molécules dans l'environnement suit des mécanismes aux principes proches. Cette remarque couvre les phénomènes de

bioamplification dans les chaînes trophiques et la bioaccumulation chez les animaux exposés. Les contributions des PCB-DL et PCDD/F au TEQ sont à la médiane (0,77 pg TEQ<sub>OMS2005</sub>.g<sup>-1</sup> pour les PCB-DL contre 0,62 pg TEQ<sub>OMS2005</sub>.g<sup>-1</sup> pour les PCDD/F) et à la moyenne (0,95 pg TEQ<sub>OMS2005</sub>.g<sup>-1</sup> pour les PCB-DL contre 0,82 pg TEQ<sub>OMS2005</sub>.g<sup>-1</sup> pour les PCDD/F) quasiment égales. Un échantillon s'écarte nettement de cette règle (6,31 pg TEQ<sub>OMS2005</sub>.g<sup>-1</sup> pour les PCDD/F et 1,26 pg TEQ<sub>OMS2005</sub>.g<sup>-1</sup> pour les PCB-DL) ; il s'agit d'un sanglier sauvage très fortement contaminé par les dioxines en proportion des PCB-DL. L'élimination du point aux coordonnées (6,3; 1;3) qui est clairement atypique, augmenterait encore le niveau de corrélation entre les deux groupes de substances.

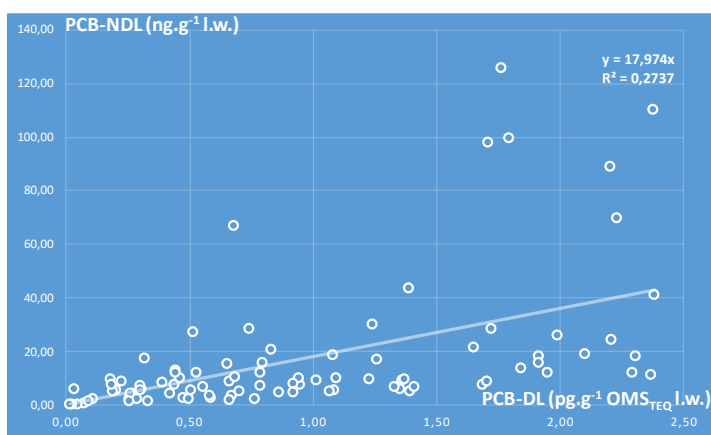


Figure 21 : étude de corrélation entre concentrations PCB-NDL (ng.g<sup>-1</sup> lipides, sommes des six congénères) et PCB-DL (pg TEQ<sub>OMS</sub>.g<sup>-1</sup>) chez les animaux pour lesquels les mesures des deux groupes de PCB ont été produites.

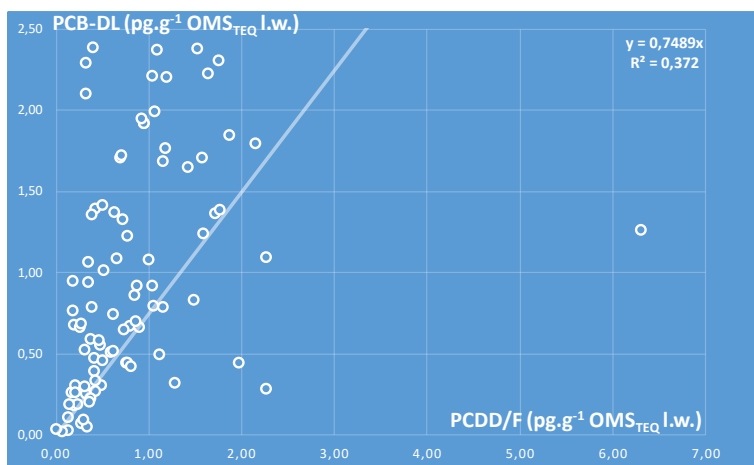
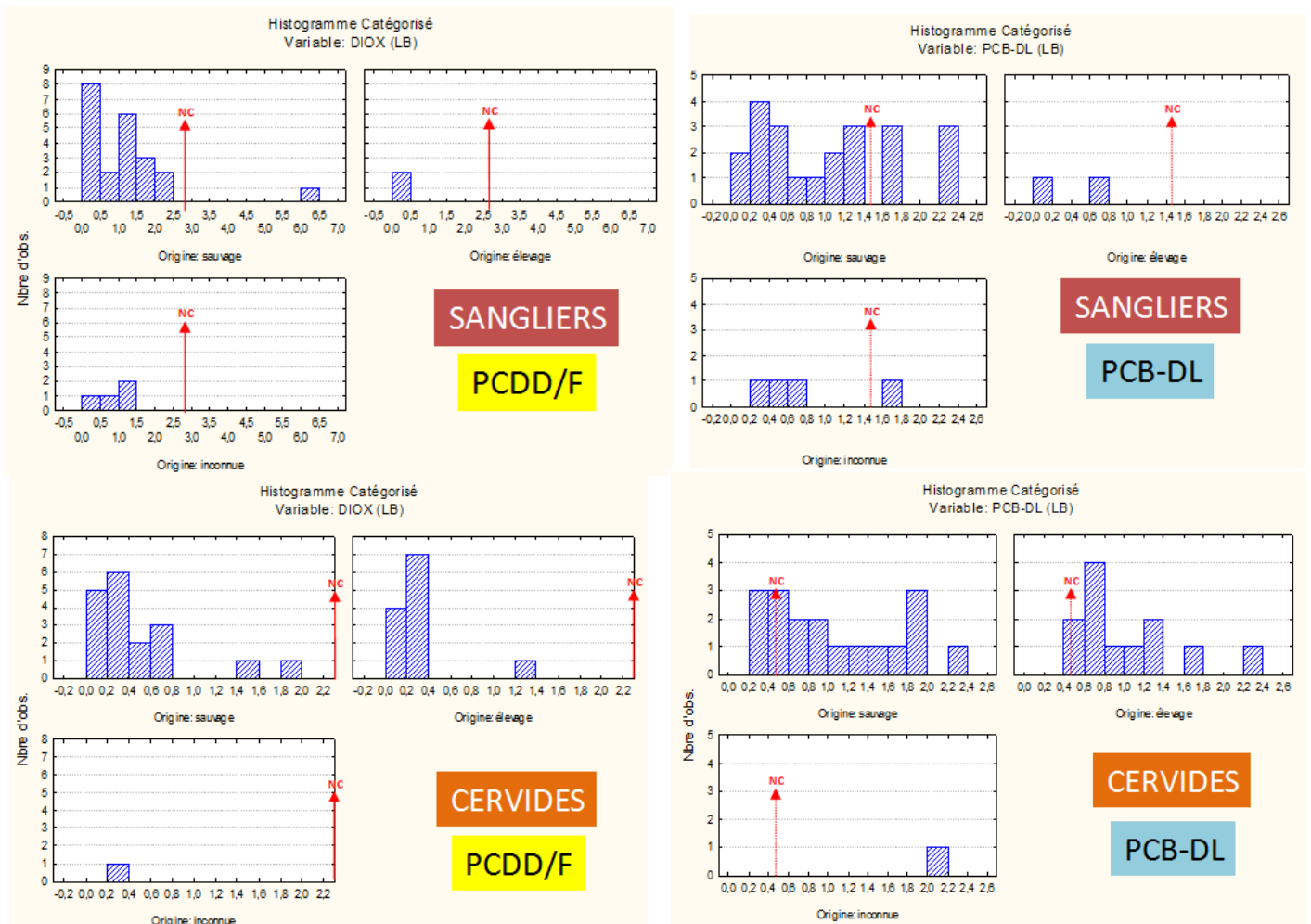


Figure 22 : étude de corrélation entre concentrations en PCB-DL et PCDD/F (pg TEQ<sub>OMS</sub>.g<sup>-1</sup>) chez les gibiers toutes espèces et toutes origines (sauvage ou élevage).

### Comparaison de la typologie des profils de contaminations chez les sangliers et les cervidés

La contamination en PCDD/F est plus marquée chez les sangliers que chez les cervidés alors qu'elle est comparable pour les PCB-DL (figures 24). Les habitudes alimentaires chez ces deux espèces sont très différentes.



Figures 23 : Distributions des concentrations par espèce (sanglier : haut, cervidés : bas) et par familles de substances (PCDD/F : gauche, PCB-DL : droite). Un repère réglementaire (NC) a été apposé sur chacun des graphiques pour une meilleure comparabilité visuelle inter-espèces

Concernant les PCDD/F et les PCB, les gibiers sauvages sont, aux valeurs médianes et moyennes, plus contaminés que les gibiers d'élevage (tableau 8). Ce phénomène est plus marqué pour les PCB-NDL et PCDD/F (facteur 2 ou plus) que pour les PCB-DL.

Le rapport p95/p50 est élevé pour les PCB-NDL (7) comparativement aux PCDD/F (2,5) ce qui exprime une distribution plus étendue des valeurs de contamination du gibier aux PCB avec parfois des valeurs très fortes relevées dans les plans de contrôle.

**Tableau 8 : Distribution des données de contamination en PCB et PCDD/F du muscle de grands gibiers en France**

	PCB NDL (UB) ng.g <sup>-1</sup> pf			PCB DL (UB) pg TEQ <sub>OMS</sub> .g <sup>-1</sup> pf		
	élevage	inconnue	sauvage	élevage	inconnue	sauvage
Effectif	63	21	155	26	18	46
P50	5,05 <sup>(a)</sup>	9,18 <sup>(b)</sup>	12,14 <sup>(b)</sup>	0,66 <sup>(a)</sup>	0,76 <sup>(a)</sup>	0,89 <sup>(a)</sup>
moyenne	23,77 <sup>(a)</sup>	20,7 <sup>(b)</sup>	34,02 <sup>(b)</sup>	0,84 <sup>(a)</sup>	0,92 <sup>(a)</sup>	1,03 <sup>(a)</sup>
P95	40,26	98,09	86,22	2,27	1,94	2,29

	PCDD/F (UB) pg TEQ <sub>OMS</sub> .g <sup>-1</sup> pf			PCDD/F + PCB DL (UB) pg TEQ <sub>OMS</sub> .g <sup>-1</sup> pf		
	élevage	inconnue	sauvage	élevage	inconnue	sauvage
Effectif	26	17	46	26	18	46
P50	0,38 <sup>(a)</sup>	0,69 <sup>(b)</sup>	0,86 <sup>(c)</sup>	1,06 <sup>(a)</sup>	1,54 <sup>(b)</sup>	1,82 <sup>(b)</sup>
moyenne	0,54 <sup>(a)</sup>	0,64 <sup>(a)</sup>	1,06 <sup>(b)</sup>	1,37 <sup>(a)</sup>	1,52 <sup>(a)(b)</sup>	2,09 <sup>(b)</sup>
P95	1,57	1,16	2,1	3,21	2,88	3,93

Pour chaque composé, les moyennes et les médianes ont été comparées selon les origines « élevage », « inconnue » et « sauvage ». Un test de Wilcoxon a été utilisé. Ainsi pour chaque ligne de tableau, les valeurs sans aucune lettre commune (« a » d'une part, « b » d'autre part, par exemple) sont significativement différentes. Celles avec des lettres communes (ex : « b » et « a,b », par exemple) ne sont pas statistiquement différentes.

#### IV - IDENTIFICATION DES POPULATIONS CIBLES ET DONNÉES DE CONSOMMATION

L'exposition au plomb, cadmium, PCDD/F et PCB et les risques sanitaires associés ont été considérés uniquement de façon chronique.

Les sous-populations cibles ont été identifiées selon deux principaux critères, à savoir :

- leur niveau de consommation de viandes de gibiers ;
- leur sensibilité aux contaminants étudiés.

Ainsi, trois profils de consommation ont pu être distingués, en plus de la prise en compte particulière des femmes en âge de procréer et enfants.

##### 1- Consommateur occasionnel de gibier (trois fois par an)

Il n'existe pas de données fiables et représentatives de consommation de gibier en France. Cette consommation reste difficile à appréhender, y compris *via* les statistiques nationales de consommation de viande.

- En effet, dans ces données nationales, les gibiers sont très peu représentés par rapport aux autres produits carnés beaucoup plus consommés (porc, volaille, bovin, ovin-caprin). Lorsqu'ils sont mentionnés, ils sont très souvent regroupés avec les volailles par exemple, ou bien encore sous le vocable « autres viandes », sous-

groupe lui-même associé à « viande de cheval » et « viande de lapin » par exemple (France Agrimer, INSEE).

- Le gibier est difficile à capter du fait d'une diversité de produits (plus de 90 espèces chassables), d'origines (import) et de circuits de consommation (circuit long, circuit court et autoconsommation).

Sur la base des statistiques descriptives des bilans matières pour les produits carnés à l'échelle nationale, la consommation individuelle de viande de gibier (exprimée en équivalent carcasse) est inférieure à 800 g par an, soit environ 600 g de viande net par an. Cette estimation n'est pas précise et plutôt comparable à une consommation apparente car elle est obtenue par différences successives et se fonde sur le fait que chaque français consomme du gibier de manière équivalente, ce qui est infondé.

Exprimée de façon journalière, **la consommation moyenne de gibier chez les consommateurs occasionnels s'élèverait donc à environ 2 g par jour et par personne.** Cette valeur est entachée d'une forte incertitude. Néanmoins des valeurs similaires sont citées et utilisées en Allemagne (BFR 2010) en Suisse (Haldimann et al., 2002) ou en Espagne (AESAN 2012) pour la population générale. **Sur la base d'une portion de 200 g pour un repas, cela correspond à 3 repas par an.** Cette approche est protectrice pour la population générale.

Par ailleurs, il a été considéré que la population générale consommait plutôt du gibier acheté et donc majoritairement issu d'élevages.

## 2- Consommateur régulier de gibier (2 fois par mois)

En l'absence de données précises, il est possible de considérer par défaut que les seuls consommateurs d'un aliment représentent 10% de la population générale (Kroes et al., 2002). La consommation apparente calculée sur cette nouvelle base correspondrait à 20 g par jour et par individu. Il s'agit alors des consommateurs réguliers de gibier que l'on peut considérer comme étant les chasseurs et leur entourage, soit potentiellement 3 à 4 millions de personnes compte tenu des 1,1 millions de détenteurs d'un permis de chasser en France. Parmi cette population, deux scénarios sont proposés, l'un avec une consommation régulière décrite ci-après et un autre simulant les forts consommateurs de gibier. Pour cette population apparentée aux chasseurs, il a été considéré que le gibier consommé était celui issu de leur chasse, donc sauvage par nature.

Deux sources de données ont pu être exploitées : d'une part, les enquêtes réalisées par l'IRSN autour de certains sites nucléaires et d'autre part l'enquête INCA2 (Afssa 2009).

Les enquêtes de l'IRSN sont des enquêtes alimentaires qui se focalisent sur des populations rurales ayant une tendance à l'autoconsommation, ce qui est certainement proche du mode d'approvisionnement alimentaire des chasseurs et de leurs familles. Cette population est ciblée en vue d'adopter une attitude protectrice dans l'évaluation du risque et l'élaboration de stratégies post-accidentelles. Ces enquêtes concernent entre une et cinq communes au voisinage de sites nucléaires, elles ne sont pas exhaustives mais représentatives d'une sous-population aux habitudes d'autoconsommation développées (incluant chasse, pêche et



cueillette). Ces enquêtes sont relativement récentes et ont été réalisées de façon homogène sur le territoire national (Chinon, Blaye, Marcoule, Bures, Cadarache, Gravelines).

Sur la base de ces enquêtes, il est possible d'estimer une moyenne de consommation d'environ 15 g par jour et par personne. Cette moyenne concerne le foyer, y compris les enfants.

Il n'est pas possible de rendre compte de la taille de cette population à partir des données disponibles.

Quelques enquêtes prennent en compte la saisonnalité : il apparaît que le gibier est en effet fortement consommé en période de chasse (cf. dates d'ouverture et de fermeture selon les régions) mais cette saisonnalité doit être tempérée par la consommation de gibier congelé par les ménages (enquête de Tricastin) et par l'extension des périodes de chasse pour certaines espèces difficiles à réguler comme le sanglier. Il s'agit bien d'un risque chronique.

**Ce scénario basé sur 15 g par jour (annualisé) correspond à la prise d'une portion de 200 g toutes les deux semaines.**

Parmi ces consommateurs, certains individus ont déclaré consommer plus de 100 g de gibier par jour, soit presque un repas par jour. De telles quantités de consommation ont également été rapportées en Espagne (AESAN 2012). Afin de prendre en compte cette sous-population fortement consommatrice, un scénario supplémentaire est retenu.

### **3- Consommateur fréquent de gibier (plus d'une fois par semaine)**

Cette catégorie de consommateurs est difficile à caractériser car elle représente très peu d'individus. La valeur de consommation retenue sera entachée d'une forte incertitude. Dans les enquêtes réalisées dans d'autres pays européens, cette catégorie existe néanmoins.

Le fait de retenir une valeur extrême pourrait apparaître protecteur mais il convient de rester prudent vis-à-vis de ce scénario. En effet, la population correspondante pourrait s'avérer extrêmement réduite et nécessiterait une enquête spécifique.

Le scénario est néanmoins retenu avec une proposition de fixer la consommation de ce groupe à  $50 \text{ g} \cdot \text{j}^{-1} \cdot \text{pers}^{-1}$ , soit un peu moins de 2 repas de gibier (portion = 200 g) par semaine. Comme précisé auparavant, des cas extrêmes dépassant les 100 g par jour sont relevés mais ils sont exceptionnels (5% des individus enquêtés dans les études de l'IRSN mentionnées précédemment) et il paraît peu crédible d'évaluer un risque populationnel pour ces comportements excessifs.

**Ainsi, le scénario retenu considère une consommation quotidienne de 50 g de gibier par personne adulte, soit 1,75 repas (portion de 200 g) par semaine.**

### **4- Prise en compte des femmes en âge de procréer et enfants**

Dans le premier scénario qui est basé sur la population générale avec une très faible fréquence de consommation annuelle, femmes en âge de procréer et enfants ne sont pas

distingués de la population des hommes adultes. Dans les deuxième et troisième scénarios, plusieurs données amènent à considérer le foyer et non uniquement l'individu chasseur.

Les enquêtes IRSN prennent en compte la consommation du foyer, la logique étant que le repas est partagé au sein du foyer. Des travaux réalisés en Ecosse valident cette hypothèse puisqu'ils montrent que les enfants de plus de 3 ans consomment dans 75% des cas du gibier quand le foyer en consomme (FSA 2012).

Il est cependant nécessaire de moduler les quantités consommées, comme cela a pu être proposé dans d'autres études européennes (BFR 2010, Warenik-Bany et al. 2016). L'hypothèse ainsi retenue est de diviser par deux la portion pour les enfants, soit 100 g par repas. Cependant, la portion des femmes en âge de procréer est maintenue à 200 g par repas (contrairement à ce qui est proposé dans une étude allemande – BFR 2010), ce choix étant considéré comme protecteur.

**Le scénario retenu est celui d'un repas partagé systématiquement par tous les membres de la famille ; la portion des adultes est fixée à 200 g, celle des enfants à 100 g. Concrètement pour les calculs d'exposition, la consommation adulte correspond à celle annoncée pour les deux scénarios "consommateurs réguliers" de gibier soit 15 et 50 g par jour, alors que pour les enfants, la consommation correspond respectivement à 7,5 et 25 g par jour (cf. tableau 10 ci-après).**

#### 5- Intégration de la consommation d'abats

La consommation des abats de gibier n'a pas été considérée dans la présentation des scénarios précédents.

Compte-tenu du fait que dans le cas de contaminations d'origine environnementale, les abats présentent des concentrations supérieures ou égales à celles du muscle pour les contaminants étudiés (accumulation potentielle des polluants d'intérêt dans le foie ou les reins) il paraît pertinent d'établir un scénario additionnel prenant en compte les abats.

Seul le foie est considéré comme abat consommé, car la consommation de rognons peut être considérée comme plus faible et il n'y a pas de données de contamination disponibles actuellement.

Les données de consommation disponibles sont également très parcellaires. Pour intégrer la consommation d'abats dans les calculs d'exposition, deux hypothèses sont formulées :

- 1- la population générale ne consomme pas d'abats de gibier, contrairement aux populations fortement consommatrices de gibier (c'est à dire majoritairement auto-consommatrices).
- 2- la consommation d'abats a été considérée comme systématique et en proportion de leur masse relative à celle de la viande sur la carcasse d'un animal abattu. Ceci signifie qu'un chasseur et sa famille consommant l'ensemble du muscle d'une carcasse consomment également le foie entier de cette même carcasse. Les ratios foie/muscle sont de l'ordre de 2 à 3% pour les cervidés ou les sangliers. Afin de majorer l'exposition par la consommation de foie, le pourcentage retenu est de 5%.

La consommation d'abats a donc été prise en compte uniquement pour les consommateurs réguliers et fréquents, en l'alignant sur la fréquence de consommation de la viande de gibier mais en pondérant au *prorata* de la consommation de muscle dans un rapport foie/muscle de 5% . Ainsi, si un adulte consomme 50 g par jour de muscle, une consommation de 2,5 g par jour de foie lui est attribuée en sus.

Aucune donnée de contamination des abats n'est disponible à ce jour pour les composés organiques dans les bases de données PC. Il paraît néanmoins intéressant de les intégrer car le foie est un organe qui bioaccumule les dioxines plus que les muscles. Un rapport de 1 à 20 est rapporté par l'EFSA entre le muscle et le foie. La concentration attribuée au foie est donc celle du muscle multipliée par un facteur 20. Ceci ne s'applique qu'aux dioxines. En effet pour les PCB totaux, la bioaccumulation est équivalente entre le muscle et le foie. Le tableau ci-dessous récapitule l'origine des concentrations en Pb, Cd, PCC/F et PCB des abats utilisées pour les calculs d'exposition.

**Tableau 9 : Origine des concentrations en Pb, CD, PCDD/F et PCB des abats de gibiers utilisées pour calculer l'exposition des consommateurs de gibiers**

Plomb	cadmium	PCDD/F	PCB
Concentrations mesurées dans les PC	Concentrations mesurées dans les PC	Concentrations extrapolées en multipliant les concentrations des muscles par 20	Concentrations extrapolées en les considérant équivalents à celles des muscles

## V- EVALUATION DES EXPOSITIONS CHRONIQUES ET DES RISQUES SANITAIRES ASSOCIÉS

### 1- Présentation de l'approche utilisée

#### Description des scénarios d'exposition et méthode utilisée pour le calcul des expositions

Dans les données de consommation de gibier, les différentes espèces ne sont pas toujours distinguées et quand elles le sont, les catégories qui ressortent le plus fréquemment sont: « grand gibier » qui est, régulièrement divisée en cervidés et sangliers, et « petit gibier » qui recouvre un grand nombre d'espèces différentes fréquentant des biotopes eux-mêmes très variés.

Les données de contamination issues des PC étant composées à plus de 90% par des valeurs de grand gibier (cervidés et sangliers) les scénarios d'exposition sont basés sur la consommation fixée dans les scénarios précédemment décrits et les valeurs de contamination uniquement sur les valeurs obtenues pour le grand gibier.

Les scénarios d'exposition reposent donc sur trois critères :

- La fréquence de consommation de gibier (occasionnel, régulier, fréquent)
- La distinction des populations plus sensibles (femmes en âge de procréer et enfants)
- La prise en compte ou non de la consommation d'abats

Dans le cas particulier du plomb, lorsque le gibier sauvage est considéré, un quatrième critère est ajouté afin de prendre en compte les deux sources de contamination (environnement et munition). Afin d'être représentatif de la contamination d'origine environnementale, la médiane (P50) des concentrations est retenue. Cette stratégie permet d'éliminer toutes les valeurs hautes, dont les plus élevées sont attribuées à l'effet de fragmentation des munitions au plomb dans les tissus des animaux chassés. A l'inverse, l'utilisation de la moyenne conserve ces valeurs attribuables aux munitions. Par ailleurs, il a été considéré que ces fortes concentrations correspondaient à des échantillons susceptibles d'être consommés car :

- des consignes claires ont été données aux préleveurs afin d'éviter la trajectoire de la balle lors et la présence de fragments visibles sur l'échantillon prélevé et aux laboratoires d'analyse d'éviter la présence de fragments visibles dans la prise d'essai;
- la présence de fragments impossibles à détecter à l'œil nu est avérée à distance de la trajectoire de la balle.

Le tableau 10 ci-dessous résume l'ensemble des scénarios retenus pour le calcul des expositions. A titre d'exemple, l'exposition au plomb des femmes en âge de procréer consommant du gibier trois fois par an a été calculée sur la base d'une consommation journalière de 3 grammes de viande de gibier et de la concentration moyenne en plomb dans le gibier d'élevage. Pour ces femmes, un calcul a été fait également avec une consommation additionnelle de foie.



Tableau 10 : Paramètres des scénarios utilisés pour calculer les expositions des consommateurs français aux viandes et abats de gibier.

Population	Paramètres de consommation		Paramètres de contamination du gibier				
	Portion par repas	Quantité consommée (g/jour)	Cadmium	Plomb	PCDD/F	PCDD/F+ PCB-DL	PCB-NDL
<b>Générale</b> (trois fois par an)			Elevage m <sup>+</sup> Muscle (M) M + foie	Elevage m Muscle M + foie	Elevage m Muscle M + foie	Elevage m Muscle M + foie	Elevage m Muscle M + foie
Hommes/Femmes en âge de procréer <sup>α</sup>	200 g*	2					
Enfants <sup>α</sup>	100 g	1					
<b>Consommatrice régulière</b> (deux fois par mois)			Sauvage m Muscle M + foie	Sauvage P50, m Muscle M + foie	Sauvage m Muscle M+ foie	Sauvage m Muscle M + foie	Sauvage m Muscle M + foie
Hommes/Femmes en âge de procréer <sup>α</sup>	200 g	15					
Enfants <sup>α</sup>	100 g	7,5					
<b>Fort Consommatrice</b> (> une fois par semaine)			Sauvage m Muscle M + foie	Sauvage P50, m Muscle M + foie	Sauvage m Muscle M + foie	Sauvage m Muscle M + foie	Sauvage m Muscle M + foie
Hommes/Femmes en âge de procréer <sup>α</sup>	200 g	50					
Enfants <sup>α</sup>	100 g	25					

\*: 200 g protecteur en particulier pour les femmes en âge de procréer

<sup>+</sup> : m = moyenne

M = muscle

<sup>α</sup> : Poids corporels des hommes= 78 kg, femmes= 64 kg, enfants = 19 kg (cf. INCA2)

P50 : médiane de contamination des muscles en Pb

**Remarque** : quel que soit le contaminant étudié, l'évaluation de risque est réalisée sur une exposition externe. Aucune correction liée à une bioaccessibilité limitée n'est appliquée car, même si, dans le cas des fragments de plomb, il est probable que l'ensemble du métal ne soit pas bioaccessible, il est impossible de quantifier cette limitation. La bioaccessibilité est donc considérée comme étant de 100% dans notre approche.

**En l'absence de données plus précises de consommation (à la fois de gibiers mais aussi des autres aliments), il n'a pas été possible de calculer l'exposition alimentaire**

**totale au plomb, cadmium, PCDD/F et PCB des consommateurs de gibiers, ni d'évaluer le risque associé.**

Néanmoins, la part de l'exposition alimentaire attribuable aux autres aliments que le gibier a quand même été considérée dans cette expertise dans le but de pouvoir la comparer avec celle attribuable à la consommation de viande et abats de gibiers. Ainsi par défaut, c'est à partir du régime alimentaire des individus inclus dans l'étude INCA2 (individus moyens et P95) (Afssa 2009) que cette contribution a été évaluée, même si les profils alimentaires des chasseurs peuvent être très différents de la population générale y compris pour des aliments contributeurs à l'exposition aux contaminants étudiés (ex : légumes feuilles pour le Cd et le Pb).

Du fait des données disponibles, le calcul d'exposition a été réalisé de manière déterministe, c'est à dire centré sur un individu moyen, à partir des paramètres suivants :

- La consommation est estimée par une valeur moyenne qui varie en fonction des scénarios établis.
- la concentration du gibier en contaminants correspond à la moyenne des concentrations mesurées *via* les PC sur les grands gibiers (d'élevage pour le scénario « population générale » et sauvages pour les scénarios « consommateurs réguliers »). Pour le plomb, comme expliqué précédemment, un sous-scénario basé sur une valeur médiane de contamination est ajouté afin d'éliminer l'effet munition.

### **Description de l'approche utilisée pour interpréter les calculs d'exposition**

Afin d'interpréter les calculs d'exposition réalisés selon les différents scénarios, deux approches ont été utilisées.

- L'exposition moyenne attribuable à la consommation de viandes et/ou d'abats de gibier a été comparée aux différents repères toxicologiques (RT) et à l'exposition moyenne estimée dans l'étude EAT2.
- Par ailleurs, un scénario additionnel a également été retenu. Celui-ci a consisté à additionner l'exposition *via* le gibier à l'exposition moyenne EAT2 et à comparer cette somme aux repères toxicologiques et au P95 estimée dans l'EAT2.

## **2- Présentation des résultats des calculs d'exposition**

Avant d'évaluer les expositions liées à la consommation de viandes et abats issus de gibiers, il est utile de les mettre en perspective avec celles liées à la consommation des autres aliments. Pour le plomb, le cadmium, les PCDD/F et les PCB, les études EAT2 (ANSES 2011) et EATi (ANSES 2016a 2016b), qui considèrent l'ensemble du régime alimentaire, indiquent qu'une part de la population adulte et infantile présente des niveaux d'exposition supérieurs aux repères toxicologiques retenus pour les évaluations des risques.

Les résultats des calculs d'exposition selon les différents scénarios sont présentés ci-après sous forme de graphiques en barres. Sont représentées à gauche de la figure les expositions induites par la seule consommation de gibier (couleur claire) et à droite l'addition

des expositions liées à la consommation de gibier et de l'exposition moyenne attribuable à l'ensemble du régime alimentaire telle qu'estimée chez la population générale dans l'EAT2 (« scénarios additionnels » en couleur plus foncée). A titre de comparaison, trois repères ont également été représentés sur les graphiques : la moyenne de l'exposition totale pour la population générale (EAT2) (ligne pointillée verte), le P95 d'EAT2 (ligne pointillée bleue) et le repère toxicologique retenu (ligne continue rouge).

La codification des scénarios est la suivante :

- PopG : population générale (3 fois par an)
- Cons : consommateurs réguliers (2 fois par mois)
- FCons : forts consommateurs (> 1 fois par semaine)
- M : consommation muscle seul
- M+F : consommation de muscle et de foie
- m : moyenne
- P50 : médiane (spécifiquement pour le plomb pour s'abstenir de l'effet munition sur les niveaux de contamination du gibier). Pour tous les autres contaminants, seule la moyenne a été utilisée.

Bien que les hypothèses d'exposition soient similaires (fréquence et portion) pour les femmes en âge de procréer et les hommes adultes, les résultats sont présentés séparément en raison de trois différences : la masse corporelle (respectivement 64 et 78 kg), les valeurs d'exposition issues de l'EAT2 et la VTR (notamment pour le plomb).

*Seuls les graphiques des populations les plus exposées (femmes en âge de procréer et enfants) sont présentés. Les résultats correspondant aux hommes et toutes les données des calculs d'exposition figurent dans des tableaux en annexe 3.*

## Plomb

---

Si la contamination attribuable à la présence de fragments de munition dans les muscles et le foie de gibier (utilisation de la valeur moyenne de la contamination du gibier) est considérée, il est possible de constater que (figures 24 et 25):

- Dès que la consommation de gibier est régulière, un dépassement de tous les repères utilisés est observé, y compris la  $BMDL_{01}$ .
- La  $BMDL_{01}$  de  $0,63 \mu\text{g.kg pc}^{-1}.\text{j}^{-1}$  est d'ailleurs dépassée avec la seule exposition *via* le gibier. Ainsi la marge d'exposition est inférieure à 1, ce qui indique que le risque lié à l'exposition au plomb ne peut être exclu pour la catégorie des femmes en âge de procréer compte-tenu des effets délétères du plomb sur le développement de l'enfant (figure 24).

En revanche, si on s'affranchit de l'effet munition, pour ne considérer qu'une contamination environnementale du gibier (utilisation de la valeur médiane de contamination), aucun dépassement significatif n'est observé, y compris dans les scénarios additionnels. La contribution du gibier n'excède alors pas 4% de la moyenne d'exposition décrite dans l'EAT2.

Cette contamination médiane permettant d'exclure les très fortes contaminations, liées très probablement à l'effet munition, **le risque de surexposition au plomb de la population consommatrice régulière de gibier (> 2 fois par mois) s'expliquerait principalement par les fragments de plomb présents dans les parties consommées.** L'effet de la consommation de foie n'est pas visible dans les scénarios problématiques. Ceci est cohérent avec une contamination davantage d'origine environnementale pour cet organe.

Les expositions chez l'enfant sont supérieures (Figure 25) à celles de la femme en âge de procréer (Figure 24) puisque dans le cas d'une consommation régulière ou forte, la marge d'exposition est réduite, variant respectivement de 0,35 à 0,13. Pour mémoire au P95 de l'EAT2, cette marge était de 0,71.

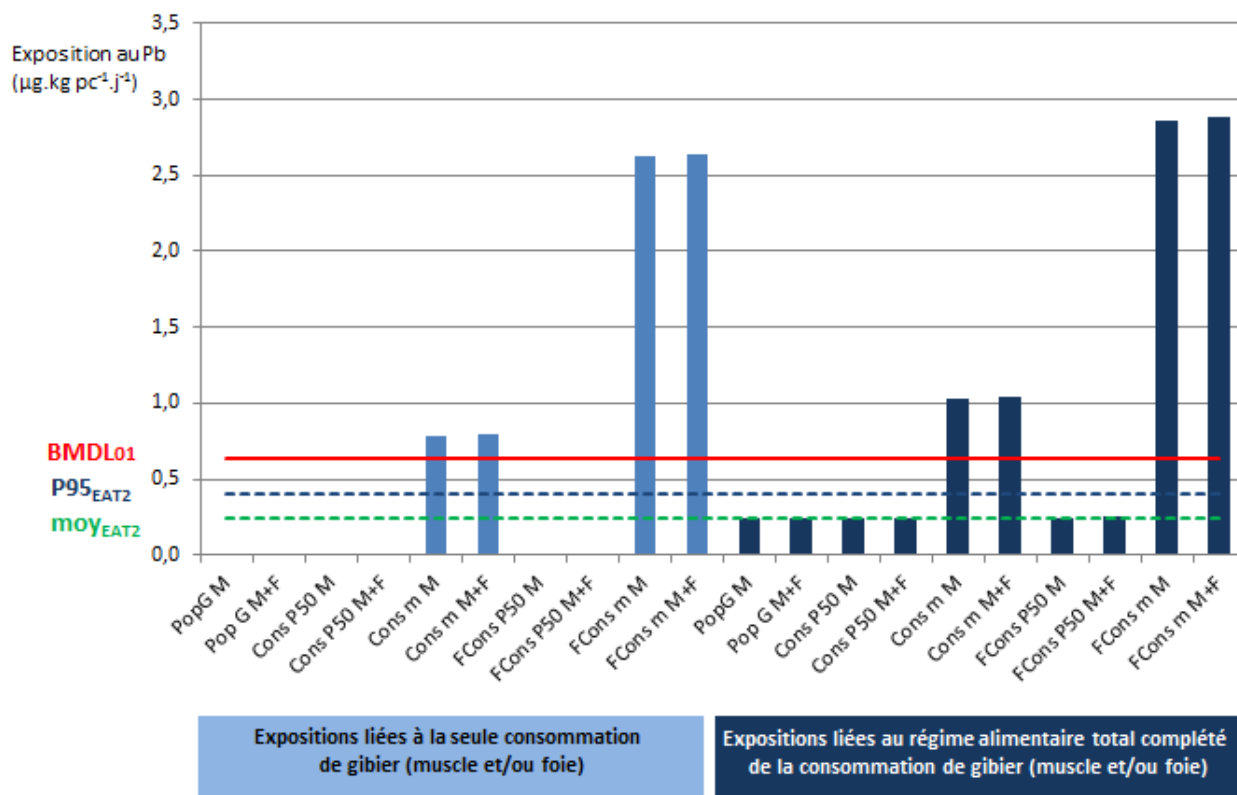


Figure 24 : Exposition au plomb des femmes en âge de procréer en fonction des différents scénarios de consommation de gibiers



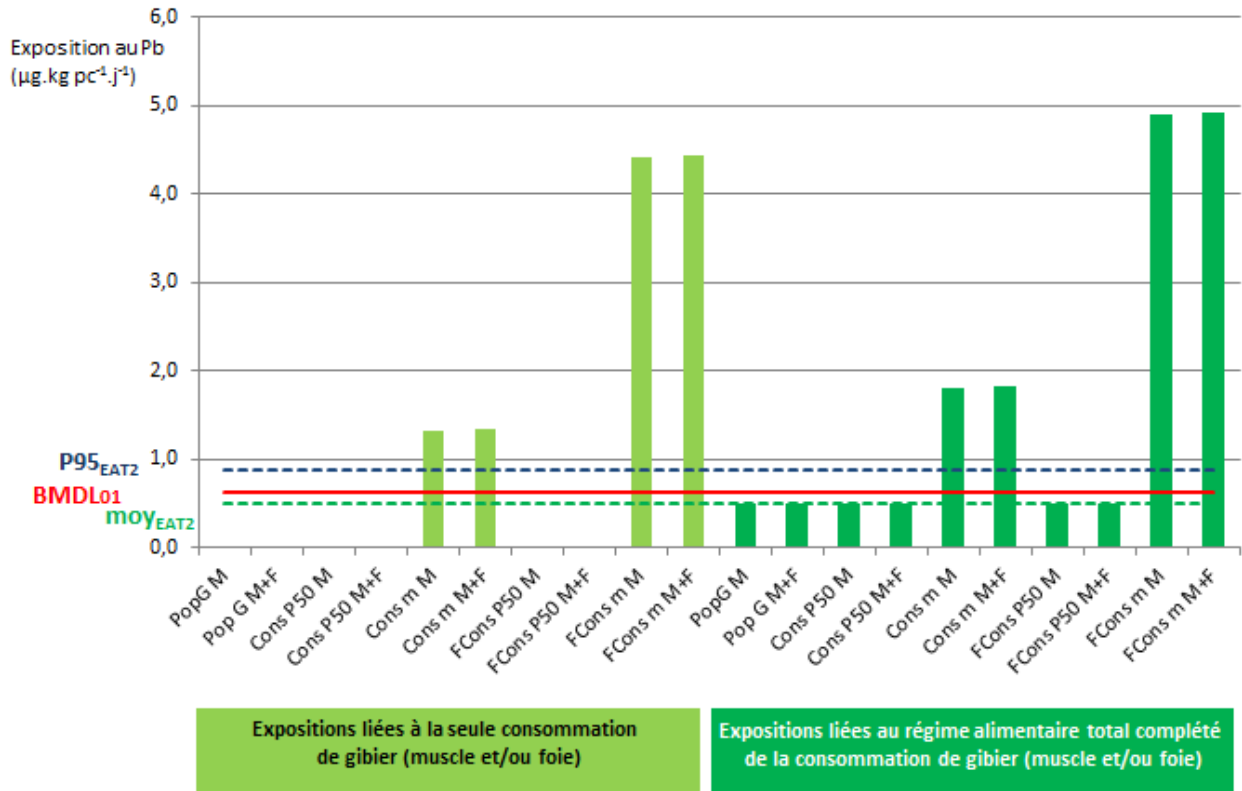


Figure 25 : Exposition au plomb des enfants en fonction des différents scénarios de consommation de gibiers

Dans le cas où les hypothèses d'une consommation régulière de gibier au sein du foyer étaient avérées, l'exposition au plomb des hommes, femmes en âge de procréer et enfants excéderait les repères toxicologiques. Le principal contributeur à cette exposition semble être attribuable aux résidus de plomb issus des munitions.

#### Cadmium

L'exposition au cadmium uniquement *via* la consommation de viande gibier est très inférieure aux références utilisées (moyenne EAT2, P95 et VTR).

En considérant les expositions liées à la seule consommation (régulière ou forte) de gibier, les scénarios incluant la consommation de foie entraînent une augmentation non négligeable de l'exposition, qui fait doubler voire tripler la contribution du gibier (Figures 27 et 28). Celle-ci atteint alors au maximum 12% de la moyenne EAT2 contre 18% pour le principal contributeur (pain et panification sèche) et est équivalente à la contribution des légumes ou à celle des pommes de terre (11%).

Ceci montre l'impact de la contamination environnementale du foie des gibiers sauvages.

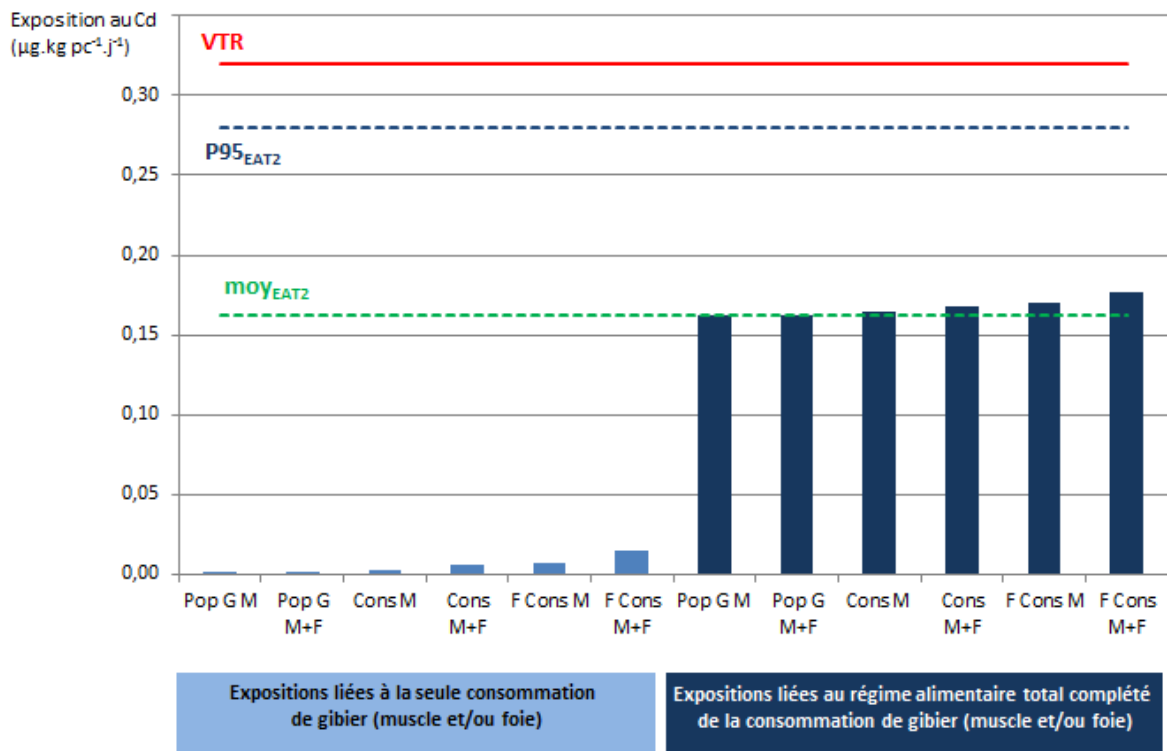


Figure 26 : Exposition au cadmium des femmes en âge de procréer en fonction des différents scénarios de consommation de gibiers

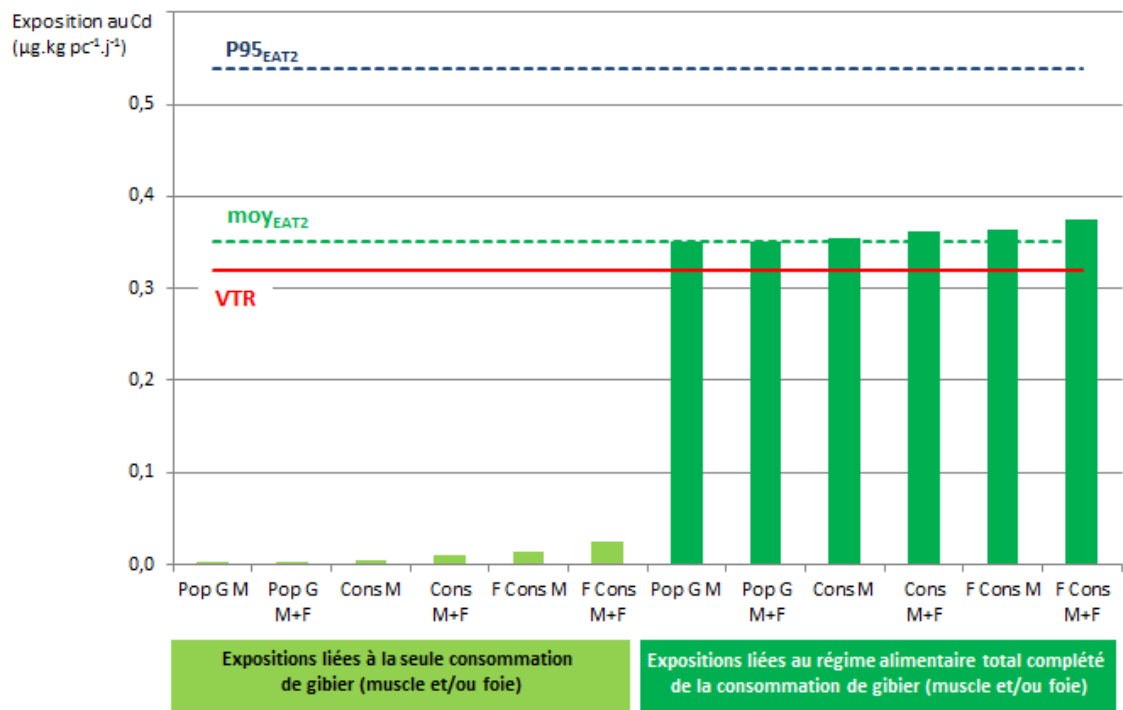


Figure 27 : Exposition au cadmium des enfants en fonction des différents scénarios de consommation de gibiers

PCB

L'exposition aux PCB a été considérée *via* l'exposition aux six PCB-NDL.

Pour la population générale, la consommation de gibier d'élevage n'entraîne aucune exposition significative (2% de l'exposition moyenne EAT2, Figure 29).

Pour la population consommatrice régulière, la contribution du gibier ajoutée à l'exposition moyenne EAT2 est supérieure mais reste très inférieure au P95 d'EAT2 (Figure 28 et Figure 29). L'exposition reste également inférieure à la VTR. En revanche, pour ce type de consommateurs réguliers, la contribution à l'exposition totale aux PCB atteint 20%, et 70% pour la fréquence de consommation la plus élevée. Le gibier sauvage est au contact de matrices environnementales comme les végétaux qui peuvent recevoir des dépôts aériens ou comme le sol et le sédiment qui peuvent constituer des réservoirs pour ce type de polluants organiques. Le principal contributeur pour la population moyenne d'EAT2 est le poisson avec 42% chez les forts consommateurs de poissons, l'apport relatif comme absolu en PCB-NDL par le poisson peut être bien plus élevé.

Enfin, la consommation de foie impacte peu l'exposition, ce qui est cohérent avec les hypothèses retenues (concentration équivalente entre muscle et foie, et consommation de foie égale à 5% de celle du muscle).

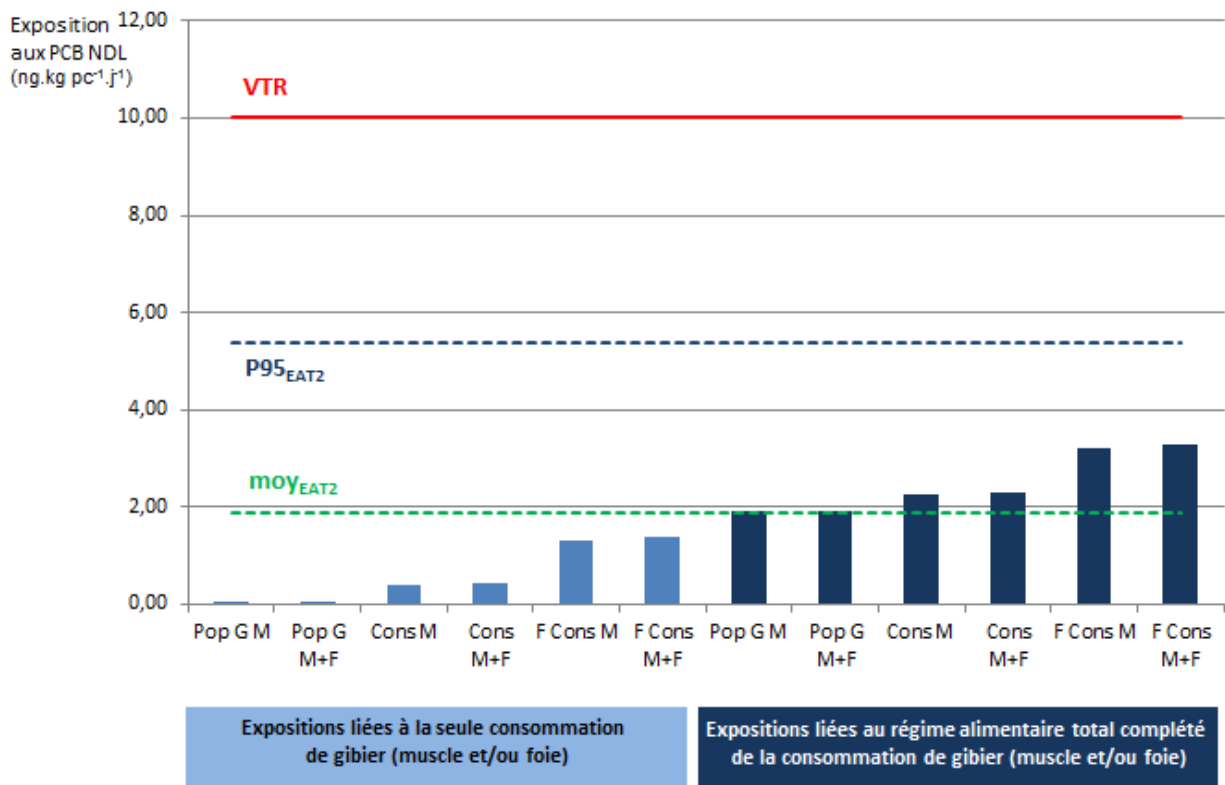


Figure 28 : Exposition aux PCB-NDL des femmes en âge de procréer en fonction des différents scénarios de consommation de gibiers

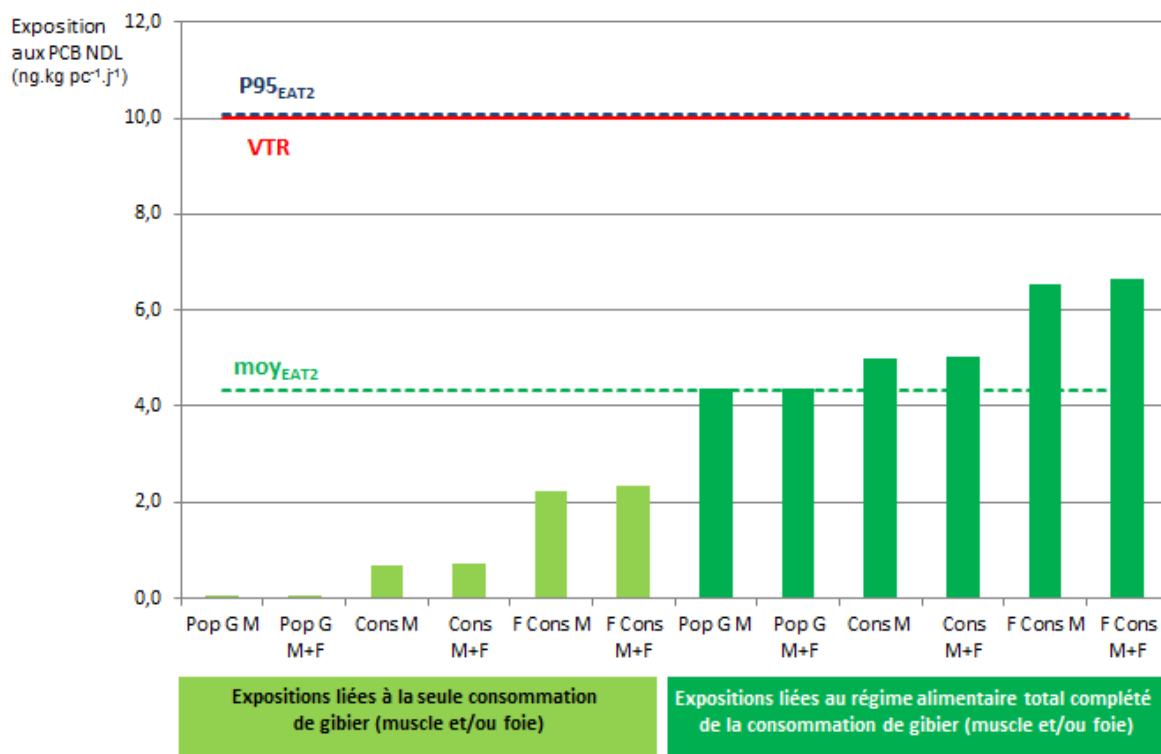


Figure 29 : Exposition aux PCB-NDL des enfants en fonction des différents scénarios de consommation de gibiers

#### PCDD/F

Pour les femmes en âge de procréer, la consommation de gibier d'élevage n'entraîne aucune exposition significative (<1% de la moyenne EAT2, Figure 31).

Pour la population consommatrice régulière, la contribution du gibier ajoutée à la moyenne EAT2 reste très inférieure au P95 d'EAT2 et à la VTR (Figure 30 et Figure 31). En revanche, la contribution du gibier atteint 10%, avec le muscle seul. L'ajout du foie double cette part relative. Cette contribution du foie est cohérente avec les hypothèses retenues (concentration 20 fois plus élevées que dans le muscle, et consommation de foie à 5% de celle du muscle).

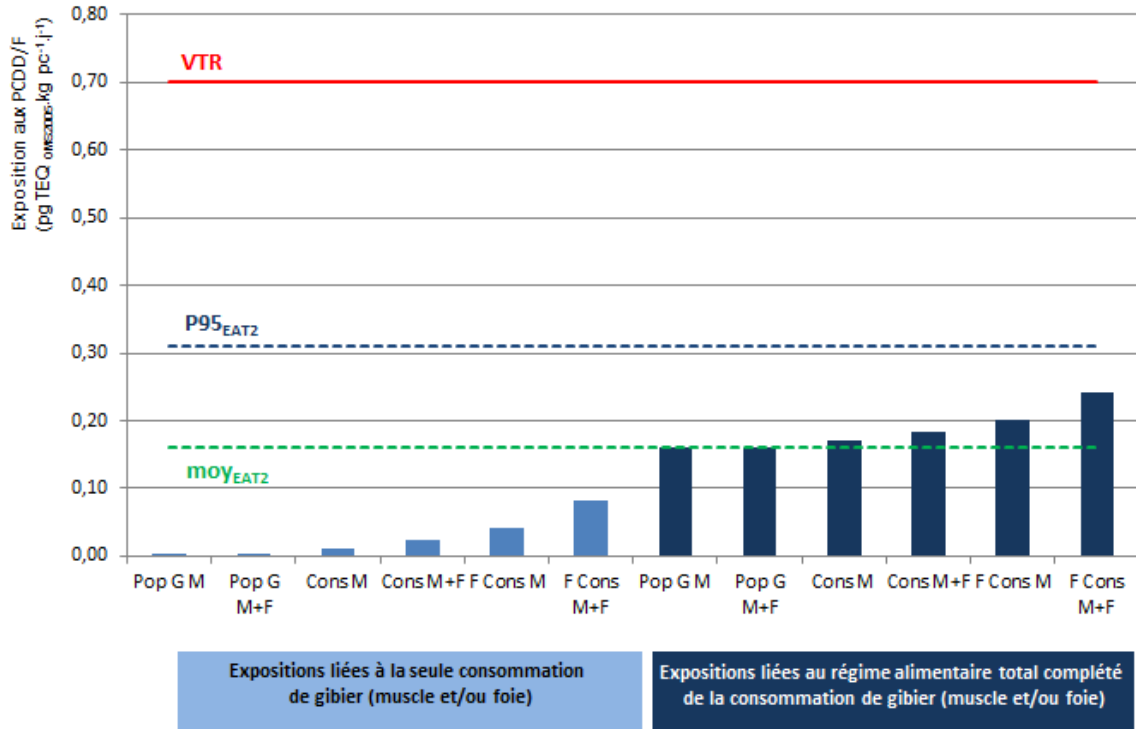


Figure 30 : Exposition aux PCDD/F des femmes en âge de procréer en fonction des différents scénarios de consommation de gibiers

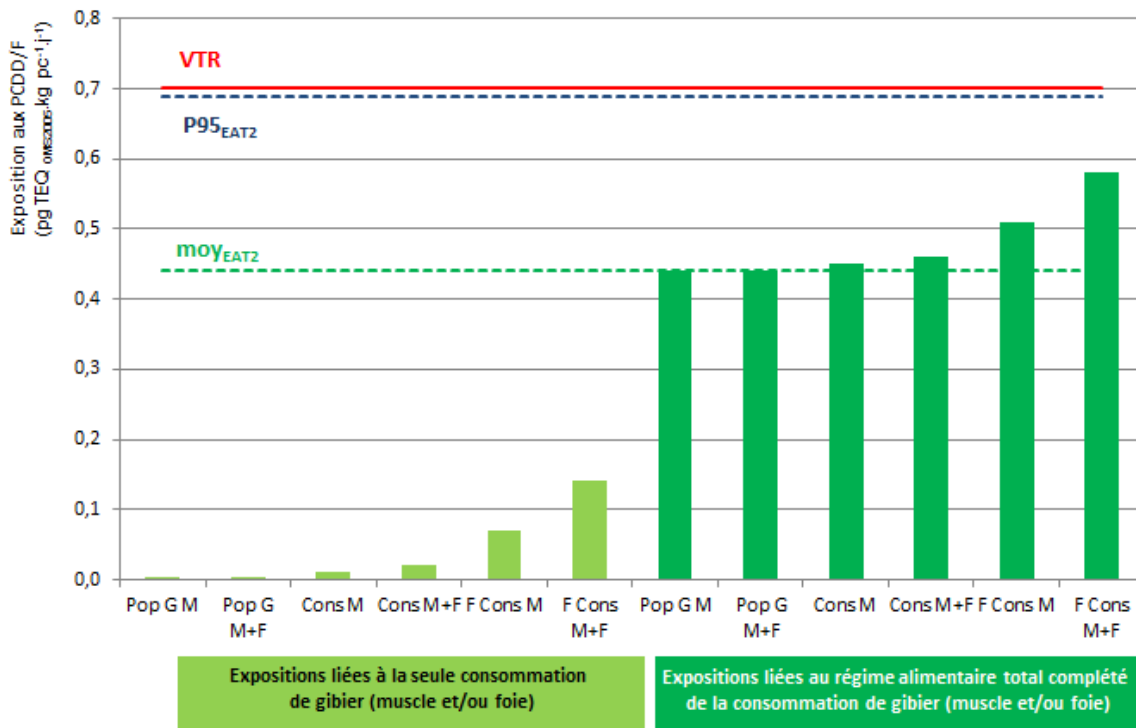


Figure 31 : Exposition aux PCDD/F des enfants en fonction des différents scénarios de consommation de gibiers

## VI- CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DU CES ERCA

Les conclusions ne portent que sur les contaminants pris en compte dans les plans de contrôle (PC) gibiers menés par la DGAI depuis 2007 à savoir le plomb, le cadmium, les dioxines/furanes et les PCB.

### **1- Quel est le niveau de contamination en dioxines, PCB, cadmium et plomb des viandes et abats de gibier et quelles sont les conséquences pour la santé des consommateurs de la consommation de ces denrées (population générale, populations vulnérables, grands consommateurs) ?**

Les données de contamination du gibier issues des PC menés par la DGAI depuis 2007 n'ont pu être largement exploitées que pour le grand gibier (cervidés et sangliers). Quel que soit le contaminant étudié, le gibier sauvage présente en moyenne des concentrations plus importantes que le gibier d'élevage. Ceci est attribuable à plusieurs facteurs comme par exemple l'âge, l'alimentation ou le fait d'avoir été abattu avec des munitions au plomb ou non. La contamination du gibier d'élevage apparaît comme étant du même ordre de grandeur que celle des animaux de boucherie. Ainsi dans l'optique d'une évaluation du risque vis-à-vis des quatre familles de contaminants étudiées, l'effort de prélèvements serait à porter sur le gibier sauvage.

Les données de consommation alimentaire chez les consommateurs de gibiers font défaut, empêchant ainsi toute évaluation précise des risques. L'exposition chronique *via* la seule consommation de gibiers (muscle et foie) a néanmoins été estimée, en tenant compte des incertitudes associées.

Pour tous les contaminants étudiés, le passage d'une consommation occasionnelle (population générale consommant deux à trois fois par an du gibier d'élevage) à une consommation régulière (à partir de deux repas par mois de gibier sauvage, notamment chez les chasseurs et leur entourage) entraîne une augmentation conséquente de l'exposition, plus marquée chez les enfants. Celle-ci est particulièrement élevée pour le plomb dans le scénario prenant en compte une contamination du gibier par les munitions.

Pour le cadmium, les PCDD/F et PCB, l'exposition liée à la consommation de gibier est faible comparée à l'exposition moyenne évaluée à partir du régime alimentaire global (étude EAT2), même si elle peut représenter, pour certains scénarios, plus de 10% de cette exposition totale. Lorsque l'exposition liée à la consommation de gibier est ajoutée à l'exposition moyenne de la population générale pour un régime global, l'exposition totale n'est pas significativement différente de celle des personnes les plus exposées dans EAT2 (95<sup>ème</sup> centile). Pour le cadmium et les PCDD/F uniquement, la prise en compte de la consommation de foie, en plus de celle du muscle, entraîne des niveaux d'exposition plus importants.

En revanche, en ce qui concerne le plomb, la consommation régulière de gibiers sauvages (sangliers et cervidés) peut entraîner, à elle seule, des surexpositions, notamment jusqu'à un facteur 10 par rapport à la BMDL<sub>01</sub> de 0,63  $\mu\text{g.kg pc}^{-1}.\text{j}^{-1}$ . Ces situations extrêmes, potentiellement attribuables à la présence de micro fragments de munition (le plus souvent invisibles à l'œil nu) dans les denrées consommées, sont préoccupantes, d'autant plus que le niveau d'exposition moyen au plomb, *via* le régime alimentaire global, est déjà trop élevé par rapport au repère toxicologique retenu (cf. EAT2). Cette estimation a été faite

uniquement à partir de la contamination de grands gibiers (cervidés et sangliers) et ne prend pas en compte les billes de plomb potentiellement ingérées lors de la consommation de petit gibier (données non disponibles). Afin d'affiner le scénario il faudrait également prendre en compte cette source d'exposition mais également acquérir des connaissances sur la biodisponibilité du plomb munition en fonction de la taille des fragments et du mode de préparation des aliments.

La littérature mentionne une élévation des niveaux tissulaires en Pb, Cd, PCDD/F et PCB chez les animaux vivant dans des zones contaminées. Concernant le plomb, si la contamination attribuable aux munitions est écartée, il apparaît selon les scénarios envisagés, que la seule contamination environnementale du gibier n'entraîne pas d'exposition significative au plomb. Cependant, les scénarios envisagés dans cet avis considèrent uniquement une moyenne nationale de contamination du gibier sauvage, sans tenir compte de certaines spécificités territoriales. En effet, les chasseurs peuvent être amenés à prélever régulièrement leur gibier dans une même zone de chasse (société de chasse privée ou ACCA<sup>22</sup>). Ainsi, dans le cas où ce territoire de chasse correspondrait à une zone contaminée, le gibier prélevé et consommé pourrait présenter des valeurs élevées d'origine environnementale, ce qui pourrait entraîner une exposition particulière des consommateurs réguliers, non prise en compte dans les scénarios déclinés. Un scénario proche de celui des consommateurs de produits locaux serait alors à envisager pour évaluer le risque lié à une consommation régulière de gibier provenant d'une zone contaminée. Pour pouvoir construire ce scénario, il faudrait disposer de concentrations dans le gibier issu d'une zone dont la forte contamination en éléments traces métalliques soit connue.

## **2- Quelles seraient les recommandations de consommation pour les consommateurs de gibiers et les populations vulnérables concernant la viande et les abats ?**

En l'absence de données précises de consommation de gibiers, notamment chez les chasseurs et leur entourage, il semble prématuré d'émettre des recommandations de consommation.

Néanmoins, compte tenu de la présence probable de micro fragments de munitions en plomb dans les denrées issues de gibier chassé, il apparaît qu'une consommation régulière de viandes et abats issus de grands gibiers sauvages chassés avec des munitions au plomb entraîne une surexposition avec une préoccupation plus importante pour les populations particulièrement vulnérables (femmes en âge de procréer et enfants). Il serait nécessaire d'émettre des recommandations visant à limiter leur consommation. Seul un scénario d'exposition affiné permettrait de se prononcer sur une fréquence de consommation pertinente.

## **3- Quel est l'intérêt en termes de santé publique de la fixation de seuils d'intervention pour les couples foie de gibier/cadmium et muscle de gibier/dioxines et PCB-DL et PCB-NDL à la valeur du percentile 95 de contamination ?**

---

<sup>22</sup> Association Communale de Chasse Agréée

Concernant le cadmium, le plomb, les dioxines et PCB, un dépassement de ces seuils déclencherait non seulement une enquête, mais également une mesure de retrait du marché et éventuellement de rappel.

La fixation de seuils d'intervention ne semble pas pertinente pour répondre de manière satisfaisante à la question de la consommation de gibiers chassés en France et dans des zones potentiellement contaminées. En effet, des mesures de gestion ne pourraient être prises que dans le cas d'une commercialisation de ces gibiers. Ces seuils ne permettraient, en aucun cas, de limiter la consommation des chasseurs et de leur famille. En revanche, ils pourraient servir à limiter l'importation de gibier contaminé au-delà du 90<sup>ème</sup> ou 95<sup>ème</sup> centile. Toutefois, la connaissance du taux de consommation des gibiers d'importation chez des consommateurs réguliers est nécessaire pour évaluer précisément leur impact sur l'exposition.

En revanche, du fait de l'existence avérée d'une contamination environnementale, il pourrait être intéressant d'orienter les prélèvements vers des zones géographiques dans lesquelles une contamination de l'environnement est avérée ou probable (anciens bassins miniers, sidérurgiques, pollutions accidentelles récentes) et d'estimer les expositions des chasseurs et de leur entourage liées à la consommation des différents gibiers tirés dans ces zones. En dehors de ces zones connues par ailleurs, un seuil, fixé à un centile élevé de la contamination observée dans les PC, pourrait servir de référentiel pour détecter des nouvelles zones de chasse contaminées sur lesquelles des prélèvements seraient réalisés dans les PC à venir.

**4- Si toutefois les données existantes de contamination et de consommation ne vous permettaient pas de répondre aux questions mentionnées auparavant, il est demandé à l'ANSES de soumettre un protocole de prélèvements et d'analyses de gibiers ainsi qu'une proposition d'enquête de consommation qui permettrait de conduire une évaluation de l'exposition et du risque pour les consommateurs de ces denrées vis-à-vis de ces contaminants.**

- **En ce qui concerne les données de contamination**

Les données de contamination extraites des PC permettent d'apprécier correctement les niveaux de contamination d'origine environnementale des muscles des grands gibiers (sauvage et élevage) en cadmium, PCB et PCDD/F. Néanmoins, certaines situations pouvant générer un risque pour les consommateurs de gibiers n'ont pas pu être considérées, faute de données acceptables.

Le CES recommande pour les futurs PC :

- de cibler davantage les territoires de chasse pertinents au regard des contaminations environnementales répertoriées ;
- d'analyser les concentrations en PCB et PCDD/F des foies des grands gibiers, si leur consommation par les chasseurs est confirmée ;



- de prélever des petits gibiers sauvages (à poils et à plumes) dont surtout les gibiers d'eau qui peuvent être particulièrement exposés à la contamination environnementale et d'analyser les concentrations en Pb, Cd, PCB et PCDD/F systématiquement dans les muscles et les foies de ces petits gibiers ;
- d'analyser sur quelques prélèvements de grands et petits gibiers sauvages d'autres contaminants d'intérêt comme le chrome et l'arsenic inorganique pour lesquels les EAT ont montré des niveaux d'exposition préoccupants, ou des polluants organiques bioaccumulables (retardateurs de flamme bromés, composés perfluorés) auxquels la faune sauvage est exposée.

- **En ce qui concerne la problématique spécifique liée à l'utilisation de munitions en plomb**

Au regard de la problématique spécifique liée à la difficulté de distinguer la part de la contamination environnementale en plomb de celle attribuable à la présence de micro fragments de munitions dans les tissus des gibiers, le CES ERCA recommande différentes mesures afin d'améliorer la qualité des informations et données recueillies sur le terrain.

- Dans les commémoratifs accompagnants le prélèvement, situer précisément la localisation du prélèvement sur la carcasse, notamment par rapport à la trajectoire de la munition ;
- Dans le renseignement de la base de données commune des contaminations, améliorer la transparence dans la saisie des résultats analytiques discordants, par exemple dans le cas de non répétabilité des résultats sur un même échantillon ;
- Faire un choix dans la stratégie de prélèvement sur le grand gibier :
  - Si l'objectif est de rechercher le niveau de contamination du gibier attribuable à son environnement, le prélèvement devra se faire à l'opposé de la trajectoire de la balle ;
  - Si l'objectif est de quantifier la part de la contamination attribuable aux micro-fragments de munition, le prélèvement nécessite une stratégie spécifique qui reste à élaborer ;
- utiliser les études menées sur l'impact de la munition au plomb pour modéliser la densité de contamination de la partie échantillonnée sur l'animal en fonction de la distance à la trajectoire de la balle. Ceci permettrait:
  - d'établir un scénario d'exposition plus réaliste dans lequel l'effet de la présence d'un fragment de munition dans le prélèvement serait

pondéré à l'échelle de la carcasse (dans la présente expertise, une valeur haute liée à la munition est attribuée par défaut à l'ensemble de la carcasse de l'animal) ;

- d'établir à destination des chasseurs, des recommandations pertinentes de pratiques de parage autour de la trajectoire de la balle afin d'éliminer les parties à risque sur les carcasses de grand gibier ;
  - de préciser le protocole d'échantillonnage à l'attention des préleveurs lors des PC afin de limiter l'impact sur les concentrations mesurées, liées à la présence des micro fragments de munition et ainsi mieux caractériser la contamination d'origine environnementale.
- Le CES fait remarquer que pour confirmer l'origine environnementale ou non du plomb, des méthodes analytiques complémentaires pourraient être mobilisées (signature isotopique du plomb lui-même, ou ratios entre le plomb et différents autres éléments traces).

- **En ce qui concerne les données de consommation**

Les contaminants étudiés dans cette saisine sont des contaminants pour lesquels les expositions ont été considérées comme préoccupantes pour une partie de la population générale dans les études EAT2 et EATi.

Le gibier est un contributeur potentiel pour des sous-groupes de populations consommatrices régulières, dont on peut penser que les effectifs dépassent le million d'individus compte-tenu du nombre de chasseurs actifs.

Il apparaît donc primordial de mieux connaître les pratiques de consommation de gibier par ces populations afin de pouvoir conduire une évaluation de risque rigoureuse. Le présent document s'appuie sur un certain nombre d'approximations (faute de données fiables) et celles-ci ont été systématiquement retenues dans une logique haute, à titre protecteur pour les populations.

Une meilleure connaissance des habitudes de consommation est nécessaire pour mieux prendre en compte la répartition des différents types de gibier (petit gibier eau, plume/poil terrestre, grand gibier avec partition cervidés *versus* sangliers), le mode de préparation (parage des zones impactées, marinade, mode de cuisson, produits transformés...). De même, afin d'établir une exposition alimentaire totale pour la population cible, la connaissance de ses niveaux de consommation des principaux aliments contributeurs (autres que gibier) à l'exposition aux quatre contaminants étudiés (tels que définis dans les études EAT) est nécessaire. Les forts consommateurs de gibier pourraient en effet avoir un mode de consommation différent de celui de la population générale des EAT.

## VI- CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DE L'AGENCE

L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail endosse les conclusions et recommandations du CES ERCA relatives aux gibiers, qu'il s'agisse de gibiers d'élevage ou de gibiers sauvages.

S'agissant du gibier sauvage, l'Agence note que la chasse de ce type de gibier concerne un nombre important de pratiquants en France et que le gibier peut être exposé à de nombreux contaminants chimiques présents dans l'environnement dans lequel il vit (sols, air, eaux, aliments consommés). En outre, les données disponibles (2006-2015) ne permettent de rendre compte que de manière partielle et incomplète de l'état de contamination du gibier sauvage en France.

En l'absence de données de consommation de gibier (sauvage ou d'élevage) représentatives, il n'est pas possible d'estimer précisément l'exposition alimentaire des consommateurs de gibier. Les scénarios étudiés dans la présente expertise, qui s'appuient sur des données de contamination réelles, permettent toutefois de mettre en évidence une préoccupation sanitaire liée au plomb présent dans la viande de grand gibier sauvage. Cette préoccupation s'ajoute à celle déjà soulignée pour la population générale au travers des études de l'alimentation totale (EAT2 et EATi) en matière d'exposition de la population au plomb.

La présence du plomb dans la viande de grand gibier sauvage (sangliers, cerfs, chevreuils, ...) peut être d'origine environnementale, mais apparaît surtout liée au phénomène de fragmentation des munitions et de dissolution des fragments qui peut être à l'origine de fortes valeurs de contamination.

L'expertise relève l'existence de divers leviers d'action susceptibles de contribuer à une réduction de l'exposition au plomb liée à la consommation de viande de grand gibier sauvage, tels que la substitution des munitions au plomb, le parage de la viande autour de la trajectoire de la balle ou encore l'émission de recommandations de consommation.

L'Agence recommande de documenter de façon plus complète les niveaux de contamination du petit et grand gibier sauvage par les contaminants chimiques ayant fait l'objet de l'expertise, mais aussi par d'autres contaminants. L'Agence recommande également de documenter de manière plus complète les habitudes de consommation alimentaire du petit et du grand gibier sauvage.

Dans l'attente de ces résultats, et notamment au regard des préoccupations sanitaires associées à l'exposition au plomb par voie alimentaire liée à sa présence dans le grand gibier sauvage consommé, l'Agence recommande :

- de limiter la consommation de grand gibier sauvage à une fréquence occasionnelle (de l'ordre de trois fois par an) ;
- aux femmes en âge de procréer et aux enfants d'éviter toute consommation de grand gibier sauvage, compte tenu des effets nocifs du plomb observés durant la période de développement fœto-embryonnaire et au cours de l'enfance.

Dr Roger Genet

#### **MOTS-CLES**

Gibiers, plomb, cadmium, PCB, dioxines et furanes, risque sanitaire

## Bibliographie

- AESAN. 2012. "Report of the Scientific Committee of the Spanish Agency for Food Safety and Nutrition (AESAN) in relation to the risk associated with the presence of lead in wild game meat in Spain". AESAN-2012-002.
- AFSSA. 2005. « Rapport de l'Afssa relatif aux dioxines, furanes et PCB de type dioxine : Evaluation de l'exposition de la population française ». Maisons-Alfort, France: Afssa. 57 p.
- AFSSA. 2007. « Avis de l'Afssa relatif à l'établissement de teneurs maximales pertinentes en polychlorobiphényles qui ne sont pas de type dioxine (PCB "non dioxin-like", PCB-NDL) dans divers aliments ». (saisine n°2006-SA-0305). Maisons-Alfort: Afssa. 28 p.
- AFSSA (2009). « Etude Individuelle Nationale des Consommations Alimentaires (Inca 2) (2006-2007) ». Afssa, Maisons Alfort, France.
- Al-Saleh, I., N. Shinwari, A. Mashhour, D. Mohamed Gel, and A. Rabah. 2011. "Heavy metals (lead, cadmium and mercury) in maternal, cord blood and placenta of healthy women." *Int J Hyg Environ Health* 214 (2):79-101. doi: 10.1016/j.ijheh.2010.10.001.
- ANSES. 2011. « Avis de l'ANSES relatif à la révision des teneurs maximales en cadmium des denrées alimentaires destinées à l'homme ». (saisine n°2011-SA-0194). Maisons-Alfort: ANSES. 31 p.
- ANSES. 2011. « Etude de l'Alimentation Française 2 (EAT2) - Tome 1 : Contaminants inorganiques, minéraux, polluants organiques persistants, mycotoxines, phyto-estrogènes ». Rapport d'expertise. E. scientifique. Maisons-Alfort, ANSES: 305. - Tome 2 : Résidus de pesticides, additifs, acrylamide, hydrocarbures aromatiques polycycliques. Rapport d'expertise. E. scientifique. Maisons-Alfort, ANSES: 405
- ANSES. 2013. Avis de l'ANSES et rapport d'expertise collective relatifs aux expositions au plomb : effets sur la santé associés à des plombémies inférieures à 100 µg/L. (saisine n°2011-SA-0219). Maisons-Alfort, France: ANSES. 146 p.
- ANSES. 2016a. « Etude de l'Alimentation Totale Infantile (EATi). TOME 2 – Partie 2 : Composés inorganiques ». Rapport d'expertise. E. scientifique. Maisons-Alfort, ANSES: 298.
- ANSES. 2016b. « Etude de l'Alimentation Totale Infantile (EATi). TOME 2 – Partie 3 : Composés organiques ». Rapport d'expertise. E. scientifique. Maisons-Alfort, ANSES: 378.
- ATSDR. 2012. "Toxicological Profile for Cadmium". Atlanta, GA, USA: ATSDR.
- Baars, J. C., G. Ihorst, J. Forster, T. Frischer, W. Karmaus, M. Henschen, and J. Kuhr. 2001. "[Lung function reference data in school-age children]." *Pneumologie* 55 (2):72-8. doi: 10.1055/s-2001-11287.
- BFR. 2010. "Bleibelastung von Wildbret durch Verwendung von Bleimunition bei der Jagd". Nr. 040/2011.

Budtz-Jorgensen, E., D. Bellinger, B. Lanphear, P. Grandjean, and Investigators International Pooled Lead Study. 2013. "An international pooled analysis for obtaining a benchmark dose for environmental lead exposure in children." *Risk Anal* 33 (3):450-61. doi: 10.1111/j.1539-6924.2012.01882.x.

Canfield, R. L., C. R. Henderson, Jr., D. A. Cory-Slechta, C. Cox, T. A. Jusko, and B. P. Lanphear. 2003. "Intellectual impairment in children with blood lead concentrations below 10 microg per deciliter." *N Engl J Med* 348 (16):1517-26. doi: 10.1056/NEJMoa022848.

Ciesielski, T., J. Weuve, D. C. Bellinger, J. Schwartz, B. Lanphear, and R. O. Wright. 2012. "Cadmium exposure and neurodevelopmental outcomes in U.S. children." *Environ Health Perspect* 120 (5):758-63. doi: 10.1289/ehp.1104152.

EFSA. 2009. "Scientific opinion of the EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain on Cadmium in food". In *The EFSA journal*, N°980. Parma: EFSA.

EFSA. 2013. "Scientific Opinion of EFSA panel on Contaminants in the Food Chain on lead in Food". In *The EFSA journal*, N°8 (4). Parma: EFSA.

FSA. 2012. "Habits and behaviours of high-level consumers of lead-shot wild-game meat in Scotland".

Grund, M. D., L. Cornicelli, L. T. Carlson, E. A. Butler. 2010 "Bullet fragmentation and lead deposition in white-tailed deer and domestic sheep". *Human-Wildlife Interactions* 4 (2): 257-265.

Haldimann M., A. Baumgartner et B. Zimmerli. 2002. "Intake of lead from game meat – a risk to consumers' health?". *European Food Research and Technology* 215(5):375-379.

Hermoso de Mendoza García M., Hernández Moreno D, Soler Rodríguez F, López Beceiro A, Fidalgo Alvarez LE, Pérez López M. 2011. "Sex- and age-dependent accumulation of heavy metals (Cd, Pb and Zn) in liver, kidney and muscle of roe deer (*Capreolus capreolus*) from NW Spain". *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*. 2011;46(2):109-16

Hunt W., W. Burnham, C. Parish, K. Burnham, B. Mutch, et al. 2006. "Bullet fragments in deer remains: implications for lead exposure in avian scavengers". *Wildlife Society Bulletin* 34:167–170.

IARC. 2006. "IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Inorganic and Organic Lead Compounds". N°87. Lyon: IARC.

IARC. 2013. "IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Polychlorinated biphenyls and polybrominated biphenyls. N°107". Lyon: IARC.

Kippler, M., M. B. Hossain, C. Lindh, S. E. Moore, I. Kabir, M. Vahter, and K. Broberg. 2012. "Early life low-level cadmium exposure is positively associated with increased oxidative stress." *Environ Res* 112:164-70. doi: 10.1016/j.envres.2011.11.012.

Kippler, M., F. Tofail, J. D. Hamadani, R. M. Gardner, S. M. Grantham-McGregor, M. Bottai, and M. Vahter. 2012. "Early-life cadmium exposure and child development in 5-year-old girls



and boys: a cohort study in rural Bangladesh." *Environ Health Perspect* 120 (10):1462-8. doi: 10.1289/ehp.1104431.

Kroes R., Muller D, Lambe J, Lowick MRH, van Klaveren J, Kleiner J, Massey R, Mayer S, Urieta I, Verger P, Visconti A. 2002. "Assessment of intake from the diet". *Food and Chemical Toxicology* 40;327-385.

Lanphear, B. P., R. Hornung, J. Khoury, K. Yolton, P. Baghurst, D. C. Bellinger, R. L. Canfield, K. N. Dietrich, R. Bornschein, T. Greene, S. J. Rothenberg, H. L. Needleman, L. Schnaas, G. Wasserman, J. Graziano, and R. Roberts. 2005. "Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis." *Environ Health Perspect* 113 (7):894-9.

Mocarelli, P., P. M. Gerthoux, D. G. Patterson, Jr., S. Milani, G. Limonta, M. Bertona, S. Signorini, P. Tramacere, L. Colombo, C. Crespi, P. Brambilla, C. Sarto, V. Carreri, E. J. Sampson, W. E. Turner, and L. L. Needham. 2008. "Dioxin exposure, from infancy through puberty, produces endocrine disruption and affects human semen quality." *Environ Health Perspect* 116 (1):70-7. doi: 10.1289/ehp.10399.

NTP. 2012. "NTP Monograph on health effects of low-level lead." *NTP Monography* :xiii, xv-148.

Peterson R. E., L. Poellinger, S. Safe, D. Schrenk, D. Tillitt, M. Tysklind, M. Younes, F. Waern, and T. Zacharewski. 1998. "Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife." *Environ Health Perspect* 106 (12):775-92.

Sughis, M., J. Penders, V. Haufroid, B. Nemery, and T. S. Nawrot. 2011. "Bone resorption and environmental exposure to cadmium in children: a cross-sectional study." *Environ Health* 10:104. doi: 10.1186/1476-069X-10-104.

Szkup-Jablonska, M., B. Karakiewicz, E. Grochans, A. Jurczak, G. Nowak-Starz, I. Rotter, and A. Prokopowicz. 2012. "Effects of blood lead and cadmium levels on the functioning of children with behaviour disorders in the family environment." *Ann Agric Environ Med* 19 (2):241-6.

Tryphonas, H., S. Hayward, L. O'Grady, J. C. Loo, D. L. Arnold, F. Bryce, and Z. Z. Zawadzka. 1989. "Immunotoxicity studies of PCB (Aroclor 1254) in the adult rhesus (*Macaca mulatta*) monkey--preliminary report." *Int J Immunopharmacol* 11 (2):199-206.

Tryphonas, H., M. I. Luster, G. Schiffman, L. L. Dawson, M. Hodgen, D. Germolec, S. Hayward, F. Bryce, J. C. Loo, F. Mandy, et al. 1991. "Effect of chronic exposure of PCB (Aroclor 1254) on specific and nonspecific immune parameters in the rhesus (*Macaca mulatta*) monkey." *Fundam Appl Toxicol* 16 (4):773-86.

Tryphonas, H., M. I. Luster, K. L. White, Jr., P. H. Naylor, M. R. Erdos, G. R. Bureson, D. Germolec, M. Hodgen, S. Hayward, and D. L. Arnold. 1991. "Effects of PCB (Aroclor 1254) on non-specific immune parameters in rhesus (*Macaca mulatta*) monkeys." *Int J Immunopharmacol* 13 (6):639-48.



Tsuji L.J. , B.C. Wainman, R.K. Jayasinghe, E.P. VanSpronsen, E.N. Liberda. 2009. "Determining tissue-lead levels in large game mammals harvested with lead bullets: human health concerns.". Bull Environ Contam Toxicol 2009 Apr; 82(4):435-9. doi: 10.1007/s00128-009-9647-2. Epub 2009 Jan 21.

Tysklind M., N. Walker, and R. E. Peterson. 2006. "The 2005 World Health Organization reevaluation of human and Mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds." Toxicol Sci 93 (2):223-41. doi: 10.1093/toxsci/kfl055US

EPA. 2012. EPA's reanalysis of key issues related to dioxin toxicity and response to NAS comments. N°1. EPA/600/R-10/038F. . Rome, Italy.

Van den Berg, M., L. Birnbaum, A. T. Bosveld, B. Brunstrom, P. Cook, M. Feeley, J. P. Giesy, A. Hanberg, R. Hasegawa, S. W. Kennedy, T. Kubiak, et al. 1998. "Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife". Environ Health Perspect. 1998 Dec;106(12):775-92.

Van den Berg, M., L. S. Birnbaum, M. Denison, M. De Vito, W. Farland, M. Feeley, H. Fiedler, H. Hakansson, A. Hanberg, L. Haws, M. Rose, S. Safe, D. Schrenk, C. Tohyama, et al. 2006. "The 2005 World Health Organization reevaluation of human and Mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds". Toxicol Sci. 2006 Oct;93(2):223-41. Epub 2006 Jul 7.

Venäläinen E.R, Anttila M., Peltonen K., 2005. "Heavy Metals in Tissue Samples of Finnish Moose, *Alces alces*" Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 74 (3):526-536.

Warenik-Bany M., P. Strucinski, J. Piskorska-Pliszczyńska.2016. "Dioxins and PCBs in game animals: Interspecies comparison and related consumer exposure". Environ Int. 2016 Apr-May ;89-90:21-9. doi: 10.1016/j.envint.2016.01.007





## Annexes

### Annexe 1 : Présentation des intervenants

**PRÉAMBULE** : Les experts membres de comités d'experts spécialisés, de groupes de travail ou désignés rapporteurs sont tous nommés à titre personnel, *intuitu personae*, et ne représentent pas leur organisme d'appartenance.

#### **GROUPE DE RAPPORTEURS**

---

M. Cyril FEIDT – Professeur des universités – compétences en transfert des contaminants

M. Bruno LE BIZEC – Professeur des universités – compétences en chimie analytique

Mme Karine TACK – Responsable de laboratoire – compétences en chimie analytique

#### **COMITÉ D'EXPERTS SPECIALISÉ**

---

#### **CES « Evaluation des risques physico-chimiques dans les aliments » (2015-2018)**

##### **Président**

M. Cyril FEIDT – Professeur des universités – compétences en transfert des contaminants

##### **Membres**

M. Claude ATGIE – Professeur des universités – compétences en toxicologie (vice-président du CES)

M. Pierre-Marie BADOT – Professeur des universités – compétences en transfert des contaminants

M. Jacques BELEGAUD – Professeur honoraire – compétences en toxicologie

Mme Valérie CAMEL – Professeur des universités – compétences en chimie analytique

Mme Martine CLAUW – Professeur des universités – compétences en toxicologie

M. Guillaume DUFLOS – Responsable de laboratoire – compétences en chimie analytique

Mme Camille DUMAT – Professeur des universités – compétences en chimie analytique

M. Jérôme GAY-QUEHEILLARD – Maître de conférence des universités – compétences en impacts digestifs et métabolisme

M. Thierry GUERIN – Directeur de recherche – compétences en chimie analytique

Mme Nicole HAGEN-PICARD – Professeur des universités – compétences en toxicologie

Mme Laila LAKHAL – Ingénieur animateur de projets – compétences en toxicologie

M. Claude LAMBRE – Retraité – compétences en toxicologie

M. Bruno LE BIZEC – Professeur des universités – compétences en chimie analytique

Mme Raphaële LE GARREC – Maître de conférence des universités – compétences en toxicologie

M. Eric MARCHIONI – Professeur des universités – compétences en chimie analytique

M. César MATTEI – Maître de conférence des universités – compétences en toxicologie

Mme Sakina MHAOUTY-KODJA – Directeur de recherche – compétences en toxicologie

M. Fabrice NESSLANY – Directeur de laboratoire – compétences en toxicologie (vice-président du CES)

M. Alain-Claude ROUDOT – Professeur des universités – compétences en modélisation mathématique

Mme Karine TACK – Responsable de laboratoire – compétences en chimie analytique

Mme Paule VASSEUR – Professeur émérite – compétences en toxicologie

M. Eric VERDON – Responsable de laboratoire – compétences en chimie analytique

M. Jean-Paul VERNOUX – Professeur émérite – compétences en toxicologie

## **PARTICIPATION ANSES**

---

### **Coordination scientifique**

M. Julien JEAN – Chargé de projets scientifique et technique – Unité Evaluation des Risques Chimiques liés aux Aliments (JERALIM)

### **Contributions scientifiques**

M. Jean-Cédric RENINGER – responsable du projet CONTAMINE à l'unité Observatoire des Aliments

Mme Véronique SIROT – Chef de projet à l'unité Méthodologie et Etudes

Mme Rachida CHEKRI – chargée de projet Chimie au Laboratoire de Sécurité Alimentaire

M. Gilles RIVIERE – chef d'unité adjoint – Unité Evaluation des Risques Chimiques liés aux Aliments (JERALIM)



**Secrétariat administratif**

Mme Angélique LAURENT – Assistante administrative – Unité Risques Chimiques dans les Aliments (UERALIM)

**AUDITION DE PERSONNALITES EXTERIEURES**

---

**Fédération Nationale des Chasseurs (FNC) - 20 mars 2017**

Mme Eva FAURE – docteur vétérinaire en charge des questions sanitaires

M. Jean-Pierre ARNAUDUC – Directeur technique

**Office Nationale de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS) – 20 mars 2017**

Jean-Yves CHOLLET - chef de l'Unité sanitaire de la faune, Direction Recherche et Expertise

Olivier CARDOSO - Ingénieur de recherche en écotoxicologie en charge du réseau SAGIR



## Annexe 2 : Résultats de l'enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir. Saison 2013-2014

**Tableau 1** Estimation du tableau de chasse national par espèce. Saison cynégétique 2013-2014.

Espèces (classées par groupes de gibiers)	Total estimé	Intervalle de confiance à 95 %	Coefficient de variation (%)
<b>Gibier sédentaire (*)</b>			
<i>Petite faune sédentaire de plaine</i>			
Colins	(**)		
Faisan commun	3 064 219	2 815 905 - 3 312 534	4
Faisan vénéré	110 753	78 029 - 143 477	15
Lapin de garenne	1 465 988	1 300 098 - 1 631 879	6
Lièvre brun	627 144	587 080 - 667 207	3
Perdrix grise	966 737	796 396 - 1 137 079	9
Perdrix rouge	1 273 659	1 117 568 - 1 429 751	6
<i>Petits et méso-carnivores et rongeurs</i>			
Belette	2 024	1 299 - 2 748	18
Blaireau	22 045	16 855 - 27 235	12
Chien viverrin	(**)		
Fouine	17 762	15 031 - 20 492	8
Hermine	(**)		
Martre	8 871	6 792 - 10 950	12
Putois	2 942	2 153 - 3 730	14
Ragondin	352 913	300 862 - 404 964	8
Rat musqué	71 994	57 460 - 86 528	10
Raton laveur	(**)		
Renard	430 358	388 639 - 472 076	5
Vison d'Amérique	(**)		
<i>Corvidés et étourneau sansonnet</i>			
Corbeau freux	233 976	190 969 - 276 984	9
Cornelle noire	383 085	328 941 - 437 229	7
Étourneau sansonnet	287 195	232 270 - 342 120	10
Geai des chênes	84 189	68 942 - 99 436	9
Pie bavarde	152 047	129 298 - 174 797	8
<i>Petit gibier de montagne</i>			
Lièvre variable	(**)		
Perdrix grise de montagne	(**)		
Tétras-lyre	(**)		
Lagopède alpin	(**)		
Perdrix bartavelle	(**)		
Gélinotte des bois	(**)		
Grand tétras	(**)		
Marmotte	(**)		
<b>Oiseaux de passage (*)</b>			
Alouette des champs	179 606	121 221 - 237 991	17
Bécasse des bois	736 129	661 751 - 810 506	5
Caille des blés	129 188	96 230 - 162 145	13
Grive draine	245 817	180 074 - 311 559	14
Grive litorme	119 225	85 282 - 153 167	15
Grive mauvis	500 364	405 445 - 595 283	10
Grive musicienne	1 426 168	833 689 - 2 018 648	21
Merle noir	218 349	175 693 - 261 006	10
Pigeon biset	(**)		
Pigeon colombin	(**)		
Pigeon ramier	4 926 324	4 456 652 - 5 395 996	5
Tourterelle des bois	91 704	45 618 - 137 789	26
Tourterelle turque	145 256	110 574 - 179 939	12

<b>Gibier d'eau (*)</b>			
<b>Ansériformes</b>			
Bernache du Canada	3 869	2 153 - 5 585	23
Oie cendrée	10 614	6 817 - 14 411	18
Oie des moissons	(**)		
Oie rieuse	5 052	2 429 - 7 675	26
<b>Anatidés</b>			
Canard chipeau	57 047	43 211 - 70 883	12
Canard colvert	1 195 853	1 059 768 - 1 331 939	6
Canard pilet	41 349	27 355 - 55 344	17
Canard siffleur	159 265	124 198 - 194 332	11
Canard souchet	113 213	86 437 - 139 989	12
Eider à duvet	(**)		
Fuligule milouin	25 199	14 222 - 36 176	22
Fuligule milouinan	(**)		
Fuligule morillon	14 285	6 347 - 22 224	28
Garrot à œil d'or	(**)		
Harelde de Miquelon	(**)		
Macreuse brune	(**)		
Macreuse noire	(**)		
Nette rousse	(**)		
Sarcelle d'été	38 977	21 955 - 55 999	22
Sarcelle d'hiver	368 126	310 910 - 425 342	8
<b>Rallidés</b>			
Foulque macroule	51 101	24 786 - 77 416	26
Poule d'eau	16 405	13 447 - 19 363	9
Râle d'eau	3 861	2 342 - 5 380	20
<b>Limicoles</b>			
Barge à queue noire	(+)		
Barge rousse	(**)		
Bécasseau maubèche	(**)		
Bécassine des marais	177 888	145 501 - 210 275	9
Bécassine sourde	43 183	27 032 - 59 335	19
Chevalier aboyeur	4 918	3 261 - 6 575	17
Chevalier arlequin	(**)		
Chevalier gambette	7 882	4 379 - 11 384	23
Combattant varié	932	402 - 1 462	29
Courlis cendré	6 961	4 394 - 9 529	19
Courlis corlieu	6 858	3 103 - 10 614	28
Huitrier pie	(**)		
Pluvier argenté	(**)		
Pluvier doré	12 560	7 220 - 17 900	22
Vanneau huppé	96 361	71 043 - 121 678	13
<b>Grand gibier (*)</b>			
Cerf élaphe	62 882	47 570 - 78 195	12
Cerf sika	(**)		
Chamois	16 012	7 282 - 24 742	28
Chevreuil	590 822	547 147 - 634 496	4
Daim	3 402	1 462 - 5 343	29
Isard	2 079	878 - 3 279	29
Mouflon	(**)		
Sanglier	723 896	623 079 - 824 713	7
<b>Tableaux nuls (#)</b>			
	295 355	279 049 - 311 660	3

(\*) : termes repris de l'arrêté ministériel du 26 juin 1987 modifié fixant la liste des espèces de gibier dont la chasse est autorisée.

(\*\*) : tableau de chasse total impossible à estimer ou estimé avec une précision relative supérieure à 30 %, limite fixée pour la publication des estimations.

(+) : espèce soumise à moratoire durant la saison cynégétique 2013-2014.

(#) : nombre de chasseurs n'ayant rien prélevé durant la saison cynégétique 2013-2014.

### Annexe 3: Résultats des calculs d'exposition

#### Cadmium (DHT = 0,36 $\mu\text{g.kg pc}^{-1}.\text{j}^{-1}$ )

Type de consommation	Matrices consommées	Expositions au cadmium ( $\mu\text{g.kg pc}^{-1}.\text{j}^{-1}$ )					
		Homme		Femme		Enfants (3-6 ans)	
Consommation générale (EAT2)	Tous aliments	moyenne	P95	moyenne	P95	moyenne	P95
				0,167	0,264	0,162	0,28

Consommation de gibier		Exposition ( $\mu\text{g/kg pc/j}$ )	% expo Moyenne EAT2	Exposition ( $\mu\text{g/kg pc/j}$ )	% expo Moyenne EAT2	Exposition ( $\mu\text{g/kg pc/j}$ )	% expo Moyenne EAT2
		Population générale	muscle	0,0001	0,1	0,0001	0,1
muscle & foie	0,0001		0,1	0,0002	0,1	0,0003	0,1
Consommateurs	muscle	0,0019	1,1	0,0023	1,4	0,0039	1,1
	muscle & foie	0,0050	3,0	0,0061	3,7	0,0102	2,9
Forts consommateurs	muscle	0,0063	3,7	0,0076	4,7	0,0128	3,7
	muscle & foie	0,0166	9,9	0,0202	12,5	0,0341	9,7

Titre : Exposition de la population (homme, femme, enfant) au cadmium via la consommation de viandes et abats de gibier

#### Plomb (BMDL<sub>01</sub> = 0,63 $\mu\text{g.kg pc}^{-1}.\text{j}^{-1}$ et MOS <10)

Type de consommation	Matrices consommées	Moyenne ou médiane	Expositions au plomb ( $\mu\text{g.kg pc}^{-1}.\text{j}^{-1}$ )					
			Homme		Femme		Enfants (3-6 ans)	
Consommation générale (EAT2)	Tous aliments		moyenne	P95	moyenne	P95	moyenne	P95
			0,255	0,405	0,241	0,405	0,492	0,883
Consommation de gibier			Exposition ( $\mu\text{g/kg pc/j}$ )	% expo Moyenne EAT2	Exposition ( $\mu\text{g/kg pc/j}$ )	% expo Moyenne EAT2	Exposition ( $\mu\text{g/kg pc/j}$ )	% expo Moyenne EAT2
Population générale	muscle		0,0027	1	0,0033	1	0,0055	1,1
	muscle & foie		0,0027	1	0,0033	1	0,0056	1,1
Consommateurs	muscle	médiane	0,0019	1	0,0023	1	0,0039	0,8
	muscle & foie		0,0027	1	0,0033	1	0,0049	1,0
Consommateurs	muscle	moyenne	0,6452	253	0,7863	326	1,324	269
	muscle & foie		0,6518	256	0,7944	330	1,332	271
Forts consommateurs	muscle	médiane	0,0064	3	0,0078	3	0,0132	2,7
	muscle & foie		0,0080	3	0,0098	4	0,0151	3,1
Forts consommateurs	muscle	moyenne	2,151	843	2,621	1088	4,414	897
	muscle & foie		2,164	849	2,637	1094	4,431	901

Titre : Exposition de la population (homme, femme, enfant) au plomb via la consommation de viandes et abats de gibier

**PCB** (représentés par les PCB-NDL) (DJT = 10 ng.kg pc<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup>)

Type de consommation	Matrices consommées	Expositions aux PCB (ng.kg pc <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup> )					
		Homme		Femme		Enfants (3-6 ans)	
Consommation générale (EAT2)	Tous aliments	moyenne	P95	moyenne	P95	moyenne	P95
				1,77	4,78	1,88	5,36
Consommation de gibier		Exposition (ng/kg pc/j)	% expo Moyenne EAT2	Exposition (ng/kg pc/j)	% expo Moyenne EAT2	Exposition (ng/kg pc/j)	% expo Moyenne EAT2
Population générale	muscle	0,024	1	0,030	2	0,050	1
	muscle & foie	0,026	1	0,031	2	0,053	1
Consommateurs	muscle	0,327	18	0,398	21	0,671	16
	muscle & foie	0,343	19	0,418	24	0,705	16
Forts consommateurs	muscle	1,090	62	1,328	71	2,237	52
	muscle & foie	1,144	65	1,395	79	2,349	54

Titre : Exposition de la population (homme, femme, enfant) aux PCB via la consommation de viandes et abats de gibier



**PCDD/F (VTR = 0,7 pg TEQ<sub>OMS</sub>.kg pc<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup>)**

Type de consommation	Matrices consommées	Expositions aux PCDD/F (pg TEQ <sub>OMS</sub> .kg pc <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup> )					
		Homme		Femme		Enfants (3-6 ans)	
Consommation générale (EAT2)	Tous aliments	moyenne	P95	moyenne	P95	moyenne	P95
				0,16	0,28	0,16	0,31

Consommation de gibier		Homme		Femme		Enfants (3-6 ans)	
		Exposition (pg TEQ/kg pc/j)	% expo Moyenne EAT2	Exposition (pg TEQ/kg pc/j)	% expo Moyenne EAT2	Exposition (pg TEQ/kg pc/j)	% expo Moyenne EAT2
Population générale	muscle	0,0006	0,14	0,0007	0,17	0,001	0,30
	muscle & foie	0,0011	0,28	0,0014	0,34	0,002	0,6
Consommateurs	muscle	0,01	2,6	0,012	3,1	0,01	3
	muscle & foie	0,02	5,2	0,024	6,2	0,02	6
Forts consommateurs	muscle	0,034	8,5	0,041	10	0,07	17
	muscle & foie	0,068	17	0,082	20	0,14	34

Titre : Exposition de la population (homme, femme, enfant) aux PCDD/F via la consommation de viandes et abats de gibier

## Annexe 4: Eléments révisés de l'avis du 11 janvier 2018

Les révisions de l'avis du 11 janvier 2018 visent à clarifier les conclusions et recommandations de l'Agence et sont mises en évidences ci-dessous :

L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail endosse les conclusions et recommandations du CES ERCA **relatives aux gibiers qu'il s'agisse de gibiers d'élevage ou de gibiers sauvages.**

**S'agissant du gibier sauvage l'Agence note que la chasse de ce type de gibier** concerne un nombre important de pratiquants en France et que le gibier peut être exposé à de nombreux contaminants chimiques présents dans l'environnement dans lequel il vit (sols, air, eaux, aliments consommés). En outre, les données disponibles (2006-2015) ne permettent de rendre compte que de manière partielle et incomplète de l'état de contamination du gibier sauvage en France.

En l'absence de données de consommation de gibier (**sauvage ou d'élevage**) représentatives, il n'est pas possible d'estimer précisément l'exposition alimentaire des consommateurs de gibier. Les scénarios étudiés dans la présente expertise, qui s'appuient sur des données de contamination réelles, permettent toutefois de mettre en évidence une préoccupation sanitaire liée au plomb présent dans la viande de grand gibier sauvage. Cette préoccupation s'ajoute à celle déjà soulignée pour la population générale au travers des études de l'alimentation totale (EAT2 et EATi) **en matière d'exposition de la population au plomb.**

La présence du plomb dans la viande de grand gibier sauvage peut être d'origine environnementale mais **apparaît surtout** liée au phénomène de fragmentation des munitions et de dissolution des fragments qui **peut être** à l'origine de fortes valeurs de contamination.

**L'expertise relève l'existence de divers leviers d'action susceptibles de contribuer à une réduction de l'exposition au plomb liée à la consommation de viande de grand gibier sauvage tels que la substitution des munitions au plomb, le parage de la viande autour de la trajectoire de la balle ou encore l'émission de recommandations de consommation.**

L'Agence recommande de documenter de façon plus complète les niveaux de contamination du petit et **grand gibier sauvage par les contaminants chimiques ayant fait l'objet de l'expertise mais aussi par d'autres contaminants.** L'Agence recommande également de documenter de manière plus complète les habitudes de consommation alimentaire du petit et du grand gibier sauvage.

Dans l'attente de ces résultats, et notamment au regard des préoccupations sanitaires associées à **l'exposition au plomb par voie alimentaire liée à sa présence dans le grand gibier sauvage consommé,** l'Agence recommande :

- de limiter la consommation de grand gibier sauvage à une fréquence occasionnelle (de l'ordre de trois fois par an) ;
- aux femmes en âge de procréer et aux enfants **d'éviter toute** consommation de grand gibier sauvage, compte tenu des effets nocifs du plomb observés durant la période de développement fœto-embryonnaire et au cours de l'enfance.