

RAPPORT D'ÉTUDE
INERIS-DRC-16-159776-09593A

26/06/2017

**Paramètres de transfert des
polychlorodibenzodioxines,
polychlorodibenzofurannes et des
polychlorobiphényles, utilisés pour
l'évaluation de l'exposition**

Application dans le logiciel MODUL'ERS

**Paramètres de transfert des polychlorodibenzodioxines,
polychlorodibenzofurannes et des polychlorobiphényles,
utilisés pour l'évaluation de l'exposition**

Application dans le logiciel MODUL'ERS

Rapport rédigé pour le Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire

PRÉAMBULE

Le présent rapport a été établi sur la base des informations fournies à l'INERIS, des données (scientifiques ou techniques) disponibles et objectives et de la réglementation en vigueur.

La responsabilité de l'INERIS ne pourra être engagée si les informations qui lui ont été communiquées sont incomplètes ou erronées.

Les avis, recommandations, préconisations ou équivalents qui seraient portés par l'INERIS dans le cadre des prestations qui lui sont confiées, peuvent aider à la prise de décision. Etant donné la mission qui incombe à l'INERIS de par son décret de création, l'INERIS n'intervient pas dans la prise de décision proprement dite. La responsabilité de l'INERIS ne peut donc se substituer à celle du décideur.

Le destinataire utilisera les résultats inclus dans le présent rapport intégralement ou sinon de manière objective. Son utilisation sous forme d'extraits ou de notes de synthèse sera faite sous la seule et entière responsabilité du destinataire. Il en est de même pour toute modification qui y serait apportée.

L'INERIS dégage toute responsabilité pour chaque utilisation du rapport en dehors de la destination de la prestation.




	Rédaction	Vérification	Approbation
NOM	Roseline BONNARD	Nathalie VELLY	Martine RAMEL
Qualité	Ingénieur de l'unité Impact sanitaire et expositions	Responsable de l'unité Impact sanitaire et expositions	Responsable du pôle Risque et technologies durables
Visa			

TABLE DES MATIÈRES

1. PARAMETRES ET SUBSTANCES TRAITES	10
2. TRANSFERT VERS LES VEGETAUX.....	11
2.1 Sources d'information et démarche d'analyse utilisées.....	11
2.2 Données qualitatives relatives à la contamination des différentes catégories de végétaux.....	12
2.2.1 Description succincte des expérimentations menées dans le projet TROPHé et mode d'exploitation des données.....	12
2.2.2 Tubercules.....	13
2.2.3 Légumes-racines.....	14
2.2.4 Graminées.....	15
2.2.5 Légumes-feuilles.....	17
2.2.6 Légumes-fruits.....	17
2.2.6.1 Haricots.....	17
2.2.6.2 Courgettes.....	18
2.3 Facteurs de bioconcentration sol-plante.....	19
2.3.1 Tubercules.....	19
2.3.2 Légumes-racines.....	22
2.3.3 Légumes-feuilles.....	24
2.3.4 Légumes-fruits et fruits.....	26
2.3.5 fourrage.....	30
2.3.6 Céréales.....	32
2.3.7 Ensilage.....	32
2.4 Facteurs de bioconcentration air - plante.....	32
2.4.1 Fourrage.....	34
2.4.2 Légumes-feuilles.....	38
2.4.3 Légumes-fruits et fruits.....	41
2.4.4 Tubercules.....	44
2.4.5 Légumes-racines.....	44
2.4.6 Céréales.....	44
2.4.7 Ensilage.....	45
3. TRANSFERT DANS LES PRODUITS D'ORIGINE ANIMALE.....	46
3.1 Relations mathématiques utilisées pour estimer les paramètres de transfert dans le lait, les œufs et la viande animale.....	46
3.1.1 Méthode d'estimation des paramètres à partir d'essais expérimentaux pendant lesquels les concentrations ont atteint un niveau stationnaire ...	46
3.1.2 Méthodes d'estimation des paramètres à partir d'essais expérimentaux où les concentrations n'ont pas atteint un niveau stationnaire.....	47

3.1.3	Approches utilisées pour définir les paramètres de MODUL'ERS et limites de ces approches.....	49
3.2	Volailles	50
3.2.1	Poules.....	50
3.2.2	Poulets de chair	54
3.3	Vache	59
3.4	Bœuf.....	63
3.5	Porcins	66
3.6	Poissons.....	69
4.	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	73
5.	LISTE DES ANNEXES	78

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Facteur de bioconcentration sol – tubercules - Br (kg sec.kg-1).....	21
Tableau 2 : Facteur de bioconcentration sol – légumes-racines – Br (kg sec.kg-1)	23
Tableau 3 : Facteur de bioconcentration sol – légumes-feuilles – Br (kg sec.kg-1)	25
Tableau 4 : Facteur de bioconcentration sol – légumes-fruits et fruits - Br (kg sec.kg-1).....	27
Tableau 5 : Facteur de bioconcentration sol – Cucurbita – Br (kg sec.kg-1)	29
Tableau 6 : Facteur de bioconcentration sol – fourrage – Br (kg sec.kg-1)	31
Tableau 7 : Facteur de bioconcentration air gazeux – fourrage - Bf (m3.kg frais-1)	37
Tableau 8 : Facteur de bioconcentration air gazeux – légumes-feuilles - Bf (m3.kg frais-1)	40
Tableau 9 : Facteur de bioconcentration air gazeux – légumes-fruits - Bf (m3.kg frais-1)	43
Tableau 10 : Facteur de bioconcentration des PCDD/F et des PCB dans la viande de poule et dans les œufs - BCF _{anim1} et BCF _{anim2} (kg d'aliments/kg de lipide)	53
Tableau 11 : Facteur de bioconcentration des PCDD/F et des PCB dans la viande de poulet - BCF _{anim1} (kg d'aliments/kg de lipide)	56
Tableau 12 : Taux d'absorption t_{abs_anim} (-) et constante d'élimination λ_{anim} (j ⁻¹) des PCDD/F et PCB chez le poulet.....	58
Tableau 13 : Facteur de bioconcentration des PCDD/F et des PCB dans la viande de vache et le lait- BCF _{anim1} et BCF _{anim2} (kg d'aliments/kg de lipide).....	62
Tableau 14 : Facteur de bioconcentration des PCDD/F et des PCB dans la viande de bœuf et de génisses- BCF _{anim1} (kg d'aliments/kg de lipide).....	65
Tableau 15 : Facteur de bioconcentration des PCDD/F et des PCB dans la viande de porc – BCF _{anim1} (kg d'aliments/kg de lipide)	68
Tableau 16 : Facteur de transfert des PCDD/F et des PCB de l'eau vers le poisson – BAF (l d'eau/kg de poisson frais)	70
Tableau 17 : Facteur de transfert des PCDD/F et des PCB des sédiments vers le poisson – BSAF (kg de carbone organique/kg de lipide).....	72

RESUME

L'INERIS met à disposition MODUL'ERS (informations et documentation à l'adresse www.ineris.fr/dossiers-thematiques-ineris/165099), un outil de modélisation et de simulation pour estimer les concentrations, les expositions et les risques sanitaires liés à un sol contaminé ou une installation classée pour l'environnement (ICPE).

Pour faciliter l'utilisation de cet outil, des valeurs et/ou intervalles de valeurs sont proposés dans le logiciel pour renseigner les données d'entrée. Des rapports sont fournis pour exposer la manière dont ces valeurs ont été définies (sources de données consultées, hypothèses et choix effectués)¹.

Ce document réunit les informations collectées et sélectionnées pour renseigner les paramètres de transfert des polychlorobiphényles (PCB), des polychlorodibenzodioxines (PCDD) et des polychlorodibenzofurannes (PCDF) du sol vers les végétaux, de l'air vers les végétaux et les facteurs de transfert pour les animaux. Toutes les catégories de végétaux et de produits d'origine animale prédéfinis dans MODUL'ERS sont traitées.

Ce travail s'appuie sur des informations recueillies dans des publications scientifiques et des données issues d'un projet mené par l'INERIS avec l'ADEME.

D'après ces données, il semble que :

- pour les pommes de terre non pelées, la contamination est essentiellement liée à un transfert direct à partir du sol et qu'il n'y ait pas de transfert visible à partir de l'air ;
- la contamination des légumes-racines, dont les carottes, est due au sol, mais il apparaît également un apport par l'air. Les données actuellement disponibles restent cependant insuffisantes pour définir des coefficients de transfert air – légumes-racines ;
- la contamination des graminées relève de l'absorption des polluants sous forme gazeuse, à laquelle s'ajoute un apport supplémentaire de particules issues de l'atmosphère et éventuellement de particules issues du sol. Selon les cas (végétaux à l'équilibre avec l'atmosphère ou végétaux implantés sur un sol contaminé) et les familles de polluants, la part de la contamination issue de l'atmosphère ou du sol, et celle se présentant sous une forme particulaire ou bien gazeuse varie ;
- la contamination des salades cultivées dans le cadre du projet par les PCB et les furannes est liée à l'absorption foliaire de polluants gazeux présents dans l'air de l'enceinte d'une part et aux polluants présents dans le sol d'autre part. La proportion liée au sol tend à augmenter avec le nombre d'atomes de chlore. D'après la littérature scientifique, le dépôt atmosphérique des

• ¹ Paramètres d'exposition des animaux terrestres, pour le module « Animaux terrestres » du modèle MODUL'ERS, INERIS-DRC-12-125927-09778A, 2012

• Paramètres d'exposition de l'Homme du logiciel MODUL'ERS, INERIS-DRC-14-141968-11173, 2015

• Paramètres physico-chimiques des substances chimiques prédéfinies dans le logiciel le modèle MODUL'ERS, INERIS-DRC-15-149181-04282A, 2015

particules joue également un rôle important dans la contamination des légumes-feuilles. Cependant, dans le cadre des essais réalisés, aucun transfert n'a été mis en évidence pour les dioxines ;

- la contamination des légumes-fruits par les PCB les plus légers est due à l'air. Pour les autres molécules, les transferts apparaissent très limités ;
- les végétaux appartenant au genre *Cucurbita*, comme la courgette et la citrouille, se caractérisent par les transferts racinaires à partir du sol les plus élevés.

Les facteurs de bioconcentration air - plante définis augmentent avec le nombre d'atomes de chlore au sein des trois familles de congénères étudiées. Les valeurs des teneurs de polluants présentes dans l'air sous forme gazeuse au moment des essais de culture, étant rarement disponibles, il est délicat de définir ces paramètres de transfert et l'incertitude liée aux valeurs proposées reste importante.

Pour la vache et la poule, des facteurs de bioconcentration ont été estimés à l'équilibre. En revanche, pour le poulet de chair, le bœuf et le porc, l'état d'équilibre entre les quantités de polluants ingérées et celles éliminées n'est généralement pas atteint. La croissance rapide de la masse de lipides corporels des animaux, dans des conditions d'élevage classiques, crée un effet de dilution des polluants dans l'organisme et dans la viande de ces animaux.

Pour la volaille, les facteurs de bioconcentration tendent à diminuer avec le nombre d'atomes de chlore.

Les taux de transfert vers le lait ou les facteurs de bioconcentration ne sont pas dose-dépendants et sont du même ordre pour différentes espèces de ruminants. Pour les PCDD/F, ces facteurs diminuent avec le degré de chloration. Mais certains congénères sont davantage métabolisés que d'autres, conduisant à des taux de transfert plus faibles (en particulier la 2,3,7,8 TCDF et la 1,2,3,7,8 PCDF). Pour les PCB, la métabolisation explique les valeurs plus faibles obtenues, par exemple pour les PCB 28, 52 et 101, par rapport à celles des congénères peu métabolisés, comme les PCB 118, 153 et 180.

Enfin, en milieu aquatique, les PCDD/F et les PCB étant des substances pour lesquelles il y a augmentation des concentrations le long de la chaîne trophique (biomagnification), les facteurs de transfert définis dans le module *Animaux aquatiques* de MODUL'ERS se rapportent aux poissons et correspondent à des facteurs de bioaccumulation (intégrant l'exposition par l'alimentation). Les facteurs de transfert des PCB sont supérieurs à ceux des PCDD/F. Ils tendent à augmenter avec le nombre d'atomes de chlore, tandis que ceux des PCDD/F diminuent avec le degré de chloration des molécules.

1. PARAMETRES ET SUBSTANCES TRAITES

L'INERIS met à disposition l'outil de modélisation et de simulation MODUL'ERS (informations et documentation à l'adresse www.ineris.fr/dossiers-thematiques-ineris/165099) pour estimer les concentrations, les expositions et les risques sanitaires liés à un sol contaminé ou à une Installation Classée Pour l'Environnement (ICPE).

Des valeurs, des intervalles de valeurs ou/et distributions de valeurs ont été prédéfinis et sont fournis par défaut dans le logiciel pour renseigner les données d'entrée.

Les documents relatifs à ces données d'entrée², disponibles dans le répertoire « Mes documents\MODULERS\Documents\Deliverables\Donnees_entrees » ont deux objectifs :

- présenter la manière dont les valeurs proposées pour les renseigner ont été définies (sources de données consultées, hypothèses et choix effectués) ;
- permettre aux utilisateurs de savoir si ces valeurs sont adaptées à leur cas étude, et sinon les aider à compléter le travail de définition des données d'entrée, en repartant de la recherche et de l'analyse bibliographiques déjà effectuées.

Le présent rapport s'intéresse aux facteurs de bioconcentration ou de biotransfert des polychlorobiphényles (PCB), des polychlorodibenzodioxines (PCDD) et des polychlorodibenzofurannes (PCDF).

Les paramètres traités dans ce rapport sont les suivants : les facteurs de bioconcentration sol-plante et air gazeux - plante pour les différentes catégories de végétaux prédéfinies dans la bibliothèque de MODUL'ERS, ainsi que les coefficients de bioconcentration ou de biotransfert pour les produits d'origine animale (viandes, œuf et lait, poisson).

Le travail effectué dans le cadre de cette étude s'appuie sur un ensemble de publications scientifiques et de données issues d'expérimentations menées à l'INERIS. Néanmoins, il ne prétend pas s'appuyer sur une recherche bibliographique exhaustive, hors de portée de la présente étude.

² Liste des rapports précédents :

- Paramètres d'exposition des animaux terrestres, pour le module « Animaux terrestres » du modèle MODUL'ERS, INERIS-DRC-12-125927-09778A, 2012
- Paramètres d'exposition de l'Homme du logiciel MODUL'ERS, INERIS-DRC-14-141968-11173, 2015
- Paramètres physico-chimiques des substances chimiques prédéfinies dans le logiciel le modèle MODUL'ERS, INERIS-DRC-15-149181-04282A, 2015

2. TRANSFERT VERS LES VEGETAUX

La contamination des végétaux par les PCB et les PCDD/F peut mettre en jeu différents milieux sources et différents mécanismes de transfert. Outre l'apport de polluant par l'eau d'arrosage, les végétaux peuvent être contaminés :

- par le sol,
 - par transfert direct à partir du sol (transfert racinaire ou diffusion comme dans le cas des tubercules),
 - par dépôt de particules remises en suspension à partir du sol (encore appelé « rainsplash »),
 - par volatilisation des polluants à partir du sol, puis absorption par la partie foliaire des végétaux,
- par l'air,
 - par dépôt de polluant sous forme particulaire,
 - par absorption foliaire des polluants sous forme gazeuse.

Selon les substances, les conditions environnementales et l'espèce végétale considérées, la contribution de ces différents mécanismes dans la contamination globale des végétaux varie.

Il convient de rappeler que les PCB dans l'atmosphère sont essentiellement sous forme gazeuse (Jones et al., 1992), y compris pour les congénères les plus chlorés. Pour les PCDD/F en revanche, les congénères ayant plus de 4 ou 5 atomes de chlore sont majoritairement sous forme particulaire.

2.1 SOURCES D'INFORMATION ET DEMARCHE D'ANALYSE UTILISEES

Les publications permettant de quantifier la part de contamination attribuable à chacun de ces mécanismes sont relativement rares et portent sur un nombre d'espèces végétales très limitées. Les données de mesure des publications scientifiques, comme celles recensées dans la base de données BAPPOP (Base de données sur la contamination des Plantes Potagères par les molécules Organiques Polluantes, ADEME) ne permettent pas toujours d'identifier la part de contamination ayant pour origine le milieu sol et le milieu air.

Or, pour estimer dans MODUL'ERS, les contributions du sol et de l'air à la contamination des végétaux, il est notamment nécessaire de définir des facteurs de bioconcentration sol-plante et air (gazeux) - plante³.

Dans ce contexte, le travail de définition de ces paramètres s'appuie largement sur l'exploitation des données expérimentales acquises à l'INERIS dans le cadre du programme de recherche TROPHé (Transferts et Risques des Organiques Persistants pour l'Homme et les écosystèmes). Ce programme de recherche, issu de l'appel à projets GESIPOL, financé par l'ADEME, a notamment pour objectif d'améliorer les connaissances sur les transferts, la bioaccumulation et la biodisponibilité des PCB et des PCDD/F au sein de la chaîne alimentaire. Il a conduit à mener des cultures de végétaux (pommes de terre, carottes, graminées, laitues, haricots, courgettes) en conditions contrôlées et sur des sols d'un site

³ La part de contamination attribuable aux polluants sous forme particulaire dans l'air est calculée à partir de la vitesse de dépôt des particules et ne repose pas sur l'utilisation d'un facteur de bioconcentration.

contaminé par des PCB et PCDD/F (graminées) et à mesurer les concentrations obtenues dans les parties consommées au stade de la récolte.

L'analyse des données de TROPHé a été complétée par les éléments d'information disponibles dans la littérature scientifique. Ainsi, les informations qualitatives sur les mécanismes préférentiels de transfert selon les espèces et les congénères ont permis d'étayer les hypothèses de transfert issues de l'observation des mesures réalisées dans le projet TROPHé. Quelques publications complémentaires, fournissant des concentrations dans les végétaux consommés et dans les milieux sources, ont servi de base de comparaison aux valeurs obtenues à partir de TROPHé et/ou ont permis de compléter ces données.

Les sections suivantes présentent dans un premier temps les éléments recueillis sur les modes de transfert préférentiels des PCB et des PCDD/F vers les plantes ayant fait l'objet d'investigations, puis les valeurs définies pour les facteurs de bioconcentration sol-plante et air-plante pour les différentes catégories de végétaux présents dans MODUL'ERS, ainsi que le mode de définition de ces valeurs.

2.2 DONNEES QUALITATIVES RELATIVES A LA CONTAMINATION DES DIFFERENTES CATEGORIES DE VEGETAUX

2.2.1 DESCRIPTION SUCCINCTE DES EXPERIMENTATIONS MENEES DANS LE PROJET TROPHE ET MODE D'EXPLOITATION DES DONNEES

Dans le projet TROPHé, les cultures in-situ et en milieu contrôlé ont été menées sur les mêmes sols, avec quatre niveaux de contamination différents allant de 2 à 250 ng TEQ/kg pour les PCDD/F, de 1 à 30 ng TEQ/kg pour les PCB-dl et de 4 à 40 µg/kg pour les PCBi.

Trois échantillons de graminées par niveau de concentration ont été récoltés in-situ et poolés avant analyse.

Les cultures en conditions contrôlées ont été menées dans une enceinte fermée (sans recyclage d'air), dans des bacs en verre. L'arrosage des cultures a été fait au goutte à goutte, et complété éventuellement par un apport d'eau au bécher, en évitant les éclaboussures. La concentration des polluants dans l'air de l'enceinte a été mesurée. Trois réplicas ont été cultivés par niveau de concentration. Chaque réplica a fait l'objet d'analyses individuelles dans le sol et dans la partie consommée du végétal.

Pour de plus amples informations sur les travaux expérimentaux menés dans le projet TROPHé, le lecteur peut se reporter au livrable rédigé pour le compte de l'ADEME (Contrat N°1372C0062)⁴.

Les cultures en condition contrôlées conduisent à réduire largement le transfert de contaminants du sol vers les plantes par remise en suspension de particules et induisent également une réduction de l'impact du dépôt des particules atmosphériques (liée à la contamination ubiquitaire) sur la contamination globale des végétaux par rapport à une culture in-situ.

⁴ PROJET TROPHE, Transferts et Risques des Organiques Persistants pour l'Homme et les écosystèmes, Livrable n°2 : Synthèse des travaux expérimentaux menés sur le transfert des POPs dans les végétaux et les vers de compost, N° INERIS : DRC-16-138302-01541B, 2016

Dans le cadre des travaux de définition des données d'entrée de MODUL'ERS, le profil des congénères mesurés dans chaque espèce végétale a été confronté à celui du sol (annexe A). Dans le cas d'une contamination des végétaux liée principalement à la remise en suspension des particules du sol, les profils des congénères dans le sol et dans la plante devraient être semblables.

Pour chaque congénère, un graphe représentant la concentration de chaque échantillon de plantes en fonction de la concentration de sol dans le bac correspondant, a également été tracé, afin de mettre en évidence l'évolution des concentrations dans la plante en fonction de la concentration dans le sol (annexe B). Dans le cas d'une contamination liée uniquement à un transfert à partir du sol, les différents points du graphe devraient être alignés sur une droite passant par le point 0 et dont la pente serait égale au BCF sol-plante. L'ordonnée à l'origine de ces droites (concentration dans la plante pour une concentration dans le sol nulle) devrait alors correspondre à l'apport par l'air (source commune de polluants pour les différents échantillons, quel que soit le niveau de concentration dans le sol). Dans l'enceinte fermée où les expérimentations ont eu lieu, la présence de PCB et PCDD/F dans l'air peut être liée à la contamination ubiquitaire de l'atmosphère ou à la volatilisation de ces polluants à partir du sol, puis à leur dispersion dans l'enceinte.

Les hypothèses sur les modes de transfert des PCDD/F et des PCB, issues de ce travail, sont présentées ci-dessous pour les différentes catégories de végétaux investigués dans le projet TROPHé. Elles sont confrontées aux conclusions tirées par d'autres auteurs pour les mêmes catégories de plante.

2.2.2 TUBERCULES

Dans le projet TROPHé, des pommes de terre ont été cultivées en conditions contrôlées. Les mesures se rapportent aux pommes de terre lavées, mais non épluchées.

Les profils des congénères entre le sol et les pommes de terre sont différents. Pour les PCB, on note l'absence de PCB 28 et 52 dans la plante, alors qu'ils étaient présents dans le sol, une présence de PCB 153 un peu plus élevée dans le tubercule que dans le sol et un phénomène inverse pour les congénères les plus lourds (avec 7 atomes de chlore). Pour les PCDD/F, les divergences sont plus marquées : la part des furannes ayant 4 à 6 atomes de chlore dans les pommes de terre est plus importante que dans le sol, à l'inverse l'OCDD et l'OCDF sont beaucoup moins présents dans les pommes de terre.

Les graphes par congénère présentent des points relativement bien alignés sur des droites passant près de 0 pour les PCB et par zéro pour les PCDD/F. Les droites de régression entre les concentrations dans la pomme de terre et le sol présentent des coefficients de détermination (r^2) supérieurs à 0,5, sauf pour le PCB 169 et l'OCDD.

Ces observations conduisent à penser que les concentrations mesurées dans les pommes de terre non pelées sont essentiellement dues à un transfert direct à partir du sol, sans transfert à partir de l'air.

La publication de Hülster et al. (1993) reporte les mêmes observations et tire les mêmes conclusions pour les pommes de terre non pelées. Dans cette publication, les concentrations dans les pommes de terre pelées, en revanche, ne sont pas

corrélées à la concentration dans le sol et présentent des niveaux beaucoup plus faibles. Le profil des congénères dans les pommes de terre pelées est également différent de celui des pommes de terre non pelées.

2.2.3 LEGUMES-RACINES

Dans le cadre du projet TROPHé, des carottes ont été cultivées en milieu contrôlé. Les teneurs de PCB et PCDD/F ont été mesurées à la fois dans les épluchures et dans le cortex.

Le profil des PCB dans les carottes entières montre une proportion plus importante de PCB 28, 52 et 101 et une part un peu plus faible PCB 138, 153 et 180 que dans le sol.

Le profil des PCDD/F dans les carottes entières est proche de celui observé dans les pommes de terre, avec une proportion de furannes ayant 4 à 6 atomes de chlore plus importante que dans le sol et à l'inverse une proportion d'OCDD et OCDF moins importante. Le pourcentage d'OCDD est toutefois plus important que celui des pommes de terre.

Les concentrations des différents congénères dans la carotte entière augmentent avec la concentration dans le sol, mais le nombre d'échantillons présentant des concentrations dans la plante inférieures à la limite de quantification (LOQ) est cependant plus important que dans le cas de la pomme de terre.

Les ordonnées à l'origine des droites de régression tracées entre la concentration dans la carotte et celle du sol présente toujours une valeur supérieure à celle obtenue pour les pommes de terre.

Les concentrations du cortex (correspondant aux carottes épluchées) sont moins élevées que celles des carottes entières et plus souvent inférieures au seuil de quantification. Elles représentent 0 à 84 % des concentrations de la carotte entière selon les congénères, mais restent pour la plupart inférieures à 50% des concentrations de la carotte entière.

Müller al. (1994), qui ont fait des mesures de PCDD/F dans des carottes, sur un sol contaminé et sur un témoin ont obtenu un profil de congénères semblable à celui obtenu à partir des données de TROPHé. En revanche, le cortex des carottes ne présentait pas de concentrations significativement différentes entre les deux sols de culture.

Mikes et al. (2009) ont étudié le transfert des PCB indicateurs et des pesticides organochlorés dans les différentes parties du radis (radicelles, bulbes et feuilles). Une relation décroissante entre le facteur de bioconcentration sol-bulbe et le coefficient de partition octanol-eau des substances a été mise en évidence, montrant un transfert du sol vers le bulbe, vraisemblablement limité par la cinétique des échanges, compte-tenu du faible ratio surface/volume du bulbe. Les auteurs décrivent également un impact des polluants présents dans l'air sur les différentes parties du végétal, y compris dans les radicelles. D'après la modélisation, les concentrations déterminées pour une concentration dans le sol nulle correspondent à celles attendues à l'équilibre entre l'air et la plante.

D'après l'ensemble de ces observations, il apparaît que la contamination des carottes est liée au sol, mais aussi partiellement à l'atmosphère.

2.2.4 GRAMINEES

Dans le cadre du projet TROPHé, des graminées ont été cultivées d'une part en milieu contrôlé et d'autre part récoltées in-situ.

Les profils des graminées cultivées in-situ sont globalement proches de ceux du sol. Pour les PCB, on trouve néanmoins un peu plus de congénères légers (PCB 28, 52, 77 et 101, 118) et un peu moins de congénères lourds (PCB 180 et 189). Pour les PCDD/F, on remarque des divergences pour les congénères les plus lourds entre le profil du sol et des graminées. Ainsi, sur la parcelle la moins contaminée, l'OCDD et l'OCDF, qui représentent les congénères les plus abondants dans le sol, ne sont pas retrouvés dans la plante. Sur la parcelle la plus contaminée, c'est l'OCDD qui est principalement présent dans les graminées avec une teneur environ deux fois supérieure à celles de l'1,2,3,4,7,8,9 HpCDF et l'OCDF, alors que dans le sol, ces deux dernières molécules sont environ deux fois plus présentes.

Les profils des graminées cultivées en milieu contrôlé sont différents de ceux du sol et des graminées récoltées in-situ. La proportion des PCB légers est nettement plus importante, en particulier celle du PCB 52 (représentant 20 à 25 % des PCB_i au lieu de 2 à 5 % dans les graminées in-situ) et du PCB 101 (représentant 25 à 30 % des PCB_i au lieu de 10 % dans les graminées in-situ). A l'inverse les PCB lourds sont moins présents. Pour les PCDD/F, on remarque que la fraction de TCDF est beaucoup plus importante dans les graminées cultivées en milieu contrôlé (40 % en moyenne, contre 10 % en moyenne dans les échantillons in situ), tandis que les PCDD/F à 8 chlores sont moins présents. L'OCDD n'a pas été quantifiée dans les graminées en milieu contrôlé, alors qu'il s'agissait du congénère le plus abondant dans les graminées in-situ. Les modes de transfert prépondérants mis en jeu sont donc différents.

Pour les molécules de masse intermédiaire, les niveaux de concentration mesurés dans les graminées cultivées en milieu contrôlé et in situ sont du même ordre de grandeur. Pour un niveau de concentration semblable dans le sol, les concentrations mesurées in-situ pour les congénères les plus lourds sont en revanche souvent supérieures à celles mesurées en milieu contrôlé. A l'inverse, les PCB 28, 52 et les PCB 105 à 118 ont plus souvent des concentrations plus élevées dans les graminées en milieu contrôlé qu'in situ. Enfin, il convient de noter que les différences de concentrations dans les graminées en fonction des niveaux de concentration sont moins marquées en milieu contrôlé qu'in situ.

Pour les graminées en milieu contrôlé, les droites de régression tracées sur les graphes représentant les concentrations dans les plantes en fonction des concentrations dans le sol ont des pentes négatives ou nulles pour les PCB 28 à 123. Pour les autres molécules, les pentes sont positives montrant une relation croissante entre la concentration dans le sol et la plante, mais la pente est parfois faible et l'ordonnée à l'origine toujours supérieure à 0. Pour les graminées in-situ, les graphes ne sont basés que sur quatre points. La significativité attribuable aux pentes des droites de régression tracée est donc limitée. A titre d'information, les pentes sont positives pour tous les PCB et négatives ou nulles pour une majorité des PCDD/F.

Les différences observées entre les concentrations mesurées dans les graminées in situ et en milieu contrôlé peuvent être liées à un état végétatif différent des plantes au moment de la récolte : stade floraison pour les graminées in-situ avec un taux de matière sèche supérieure.

Cependant la proportion de congénères plus légers dans les graminées cultivées en milieu contrôlé par rapport au sol, les différences de concentration apparemment moins marquées et l'obtention de droites de régression aux pentes négatives dans le cas des PCB à 3,4 et 5 atomes de chlore vont dans le sens d'une contamination significative des graminées par transfert gazeux à partir de l'air pour toutes les molécules étudiées dans l'enceinte fermée, voire exclusive pour les PCB les plus légers. La part plus importante de TCDF et de PCDF dans les graminées en milieu contrôlé et l'augmentation de leur concentration avec celle du sol indiquent que l'absorption gazeuse après volatilisation à partir du sol peut jouer un rôle.

Parallèlement, l'obtention de profils plus proches de celui du sol pour les graminées in-situ, avec une proportion sensiblement plus importante de congénères plus lourds semble montrer qu'un autre type d'apport contribue aussi à la contamination des plantes en milieu extérieur. Il peut s'agir du dépôt particulaire à partir du sol et/ou de dépôt atmosphérique direct, sachant que le profil de congénères des particulaires atmosphériques au-dessus du site peut aussi être influencée par les particules de sol issues du site. L'hypothèse d'un dépôt atmosphérique semble néanmoins plus vraisemblable dans la mesure où les graminées issues des parcelles ayant les concentrations en PCDD/F les plus élevées ne présentent pas de concentrations plus fortes.

Compte-tenu de l'impact sur la chaîne alimentaire, plusieurs auteurs ont également cherché à mettre en évidence quels mécanismes de transfert étaient impliqués dans la contamination des herbes de pâturage par les PCB et les PCDD/F (Hülster et al, 1993 ; MacLachlan et al, 1995 ; Welsch-Pausch et al, 1995 ; Thomas et al. 1998 a,b ; Schuhmacher al., 2006).

De ces différents travaux, il ressort que le sol n'est pas la principale source de contamination des herbes, lorsque la concentration des sols est en équilibre avec l'atmosphère. Le principal mode de contamination est alors le dépôt gazeux sec à partir de l'air pour les PCB et les PCDD/F de 4 à 6 atomes de chlore. Pour les dioxines et les furannes à 7 et 8 atomes de chlore, le dépôt particulaire devient toutefois prépondérant. Dans ce cas, ce sont les grosses particules qui sont principalement impliquées. MacLachlan et al. (1997) et Schuhmacher et al (2006) soulignent qu'à proximité d'une source locale de contamination, le dépôt particulaire peut aussi jouer un rôle plus important pour les congénères moins chlorés.

Dans le cas d'un sol contaminé par des PCDD/F, il ressort du travail de Hülster et al. et de Schuhmacher et al. que c'est la remise en suspension de particules à partir du sol sur les végétaux qui peut jouer un rôle sensible sur la contamination des graminées et non le transfert racinaire ou la volatilisation à partir du sol. Dans le cas d'un sol contaminé par les PCB, Thomas et al. (1998 b), soulignent l'importance du dégazage des PCB à partir du sol et le fait que juste au niveau du sol, les concentrations dans l'air en PCB sont supérieures à celles mesurées dans les échantillons classiquement prélevés à des hauteurs supérieures.

Les observations ci-dessus faites à partir des données de TROPHé sont cohérentes avec les données de la littérature, à savoir une contamination des graminées par absorption des polluants sous forme gazeuse, à laquelle s'ajoute un apport supplémentaire de particules issues de l'atmosphère et éventuellement de particules issues du sol.

2.2.5 LEGUMES-FEUILLES

Dans le cadre du projet TROPHé, des laitues ont été cultivées en milieu contrôlé avec les mêmes niveaux de contamination dans le sol que les autres cultures, ainsi qu'en hydroponie, afin de mesurer l'impact d'une contamination par l'air.

Les salades ont les mêmes types de profil que les graminées cultivées en milieu contrôlé. La proportion de PCB 28 et 52 tend à être encore un peu plus élevée et celle des PCB 153 et 180 un peu plus faible. Ces caractéristiques sont encore accentuées pour les cultures en hydroponie. Parmi les congénères des polychlorodibenzodioxines, seule la 1,2,3,4,6,7,8 HpCDD est mesurée (comme pour les graminées). De la même façon, pour les PCDF, les congénères les plus présents sont ceux à 4 et 5 chlores. Dans les cultures en hydroponie, seuls le TCDF et le 1,2,3,7,8 PCDF présentent des concentrations supérieures à la limite de quantification.

Hormis pour les PCB 28 et 52, les pentes des droites de régression tracées sur les graphes représentant les concentrations dans les plantes en fonction des concentrations dans le sol sont positives, tendant à montrer une relation croissante entre la concentration dans le sol et dans la plante. Les ordonnées à l'origine sont supérieures à 0 pour tous les congénères de PCB quantifiés dans les salades, sauf pour le PCB 81 et 126. Pour les polychlorodibenzofurannes présentant 4 et 5 atomes de chlore, l'ordonnée à l'origine est positive, tandis que pour les congénères plus lourds, elle est le plus souvent nulle. Pour ces derniers, le nombre d'échantillons de salades présentant des concentrations supérieures au seuil de quantification est limité.

Selon Hülster et al. (1993) et Müller et al. (1994), la contamination de salades cultivées in situ sur des sols de différentes concentrations en PCDD/F serait principalement liée au dépôt de particules atmosphériques, car le profil de ces cultures, dominé par les furannes faiblement chlorés et les dioxines fortement chlorées, se rapproche de celui souvent observé dans les dépôts atmosphériques.

Cependant les profils obtenus par ces auteurs sont différents de ceux obtenus dans le cadre du projet TROPHé en enceinte contrôlée. En particulier, l'OCDD, présente dans le sol n'a pas été retrouvée dans les salades.

Dans le cadre de TROPHé, l'apport par l'air pour les congénères de PCB les plus légers est important. La part liée au sol croit pour les congénères les plus lourds (6 et 7 atomes de chlore), tandis que celle liée à l'air diminue. Pour les dioxines, aucun transfert n'est mis en évidence, hormis aux concentrations les plus fortes pour la 1,2,3,4,6,7,8 HpCDD. Pour les furannes, on note un apport à partir l'air de l'enceinte pour les congénères à 4 et 5 atomes de chlore (vraisemblablement par absorption foliaire), et un apport par le sol pour l'ensemble des congénères. Compte-tenu des divergences observées entre le profil des congénères dans le sol et celui obtenu dans les salades, il ne s'agit pas d'apport par remise en suspension de particules issues du sol.

2.2.6 LEGUMES-FRUIITS

2.2.6.1 HARICOTS

Les haricots cultivés en enceinte contrôlée dans le cadre du projet TROPHé montrent une quasi-absence de congénères à plus de 5 atomes de chlore. Pour les PCB, on note la prépondérance du PCB 52 (qui représente 50 à 65 % des PCB présents dans la partie consommable), suivi par le PCB 118 (représentant 25

à 30 % des PCB). Par ailleurs, les concentrations de ces polluants dans les haricots sont semblables, quelle que soit la concentration dans le sol. Concernant les PCDD/F, seuls le TCDF et le 1,2,3,7,8 PCDF ont été quantifiés pour les deux niveaux de concentration les plus élevés.

Dans le cadre de TROPHé, en enceinte fermée, l'apport par l'air pour les congénères de PCB apparaît prépondérant pour les PCB à 5 atomes de chlore et moins. Au-delà, les transferts apparaissent limités et peuvent partiellement avoir pour origine le sol. Pour les PCDD/F, aucun transfert n'est mis en évidence hormis pour les furannes les plus légers et les concentrations dans les sols les plus élevées.

Les mesures effectuées in situ dans des pois par Müller et al (1994) montrent une contamination principalement d'origine atmosphérique et des concentrations de polluants plus élevées dans les gousses que dans les grains.

2.2.6.2 COURGETTES

Les profils des congénères sont très différents de ceux des haricots et ressemblent davantage à ceux du sol et des carottes, notamment pour les PCB. Pour les PCB, les espèces prépondérantes sont le PCB138 et 153. Les PCB 28 et 52 sont en proportion un peu plus abondants dans les courgettes que dans le sol et les PCB 169,180 et 189 moins présents. Pour les PCDD/F, les congénères à 4 et 5 atomes de chlore sont plus abondants en proportion que dans le sol. A l'inverse, les congénères à 6 et 7 atomes de chlore sont proportionnellement moins présents, sauf le 1,2,3,4,6,7,8 HpCDF. En particulier, on note l'absence d'OCDD relativement abondante dans le sol.

Les droites de régression tracées sur les graphes représentant les concentrations dans les plantes en fonction des concentrations dans le sol tendent à présenter des pentes positives, mais les points de mesure sont souvent très dispersés. Cette dispersion induit une incertitude très forte sur l'ordonnée à l'origine de la meilleure droite de régression et permet difficilement de se prononcer sur un apport par l'air.

Suite à la réalisation d'essais ayant montré des concentrations plus élevées, d'environ deux ordres de grandeur des PCDD/F dans des courgettes par rapport à d'autres fruits et légumes, Hülster et al. (1994) ont cherché à mettre en évidence les voies de transfert préférentielles de ces polluants dans les courgettes. Ils ont ainsi montré que le transfert racinaire était la voie de contamination prépondérante des courgettes. Ils ont obtenu des facteurs de bioconcentration décroissants pour les molécules allant de 5 à 8 atomes de chlore dans chacune des familles de molécules (dioxines d'une part et furannes d'autre part). Un apport par voie atmosphérique existe également. Dans l'étude de Hülster et al., il correspondait à un dixième de la contamination des courgettes.

Des mesures faites sur la citrouille (espèce appartenant comme la courgette au genre *Cucurbita*) montre également une contamination élevée (bien que plus faible que celle des courgettes) par voie racinaire, mais contrairement aux courgettes, l'intérieur du végétal montre une concentration plus faible que l'extérieur. Le concombre (appartenant comme la citrouille et la courgette à la famille des *Cucurbitaceae*, mais à un genre différent : *Cucumis*), en revanche, présente des concentrations nettement plus faibles, du même ordre que celles retrouvées dans les autres espèces de plantes, avec un profil de contaminants reflétant plutôt une contamination par dépôt atmosphérique.

2.3 FACTEURS DE BIOCONCENTRATION SOL-PLANTE

Les rapports « concentration dans la plante sur concentration dans le sol » (calculés pour les échantillons présentant des concentrations dans le sol et dans la plante supérieures au seuil de quantification) des différents réplicas analysés dans le projet TROPHé, et les données recueillies dans la littérature ont servi à définir une borne minimale et une borne maximale du facteur de bioconcentration sol-plante (BCF).

Par ailleurs, à partir des données du projet TROPHé, pour tous les congénères présentant au moins quatre échantillons avec des concentrations dans la plante et dans le sol supérieures aux seuils de quantification, une valeur ponctuelle, a été définie à partir de la pente des droites de régression tracées sur les graphes représentant la concentration dans la plante en fonction de la concentration dans le sol⁵. Si le coefficient de détermination de cette droite (r^2) est supérieur à 0,5, cette valeur est considérée comme la meilleure estimation du BCF sol-plante et est présentée dans la case « *Value* » du logiciel MODUL'ERS. Si le coefficient de détermination est plus faible, la valeur obtenue est fournie dans la case « *Comment* » du logiciel. De même, s'il y a moins de quatre réplicas avec des concentrations supérieures aux seuils de quantification, une valeur ponctuelle (supérieure à 0) correspondant à la moyenne des données disponibles (données issues de TROPHé et de publications de la littérature scientifique) peut être fournie dans la case « *Comment* ».

Afin d'informer le lecteur de la significativité des valeurs proposées, les valeurs ponctuelles correspondant à des droites de régression avec un $r^2 > 0,5$ apparaissent en gras dans les tableaux suivants. Le nombre de réplicas pour lesquels les concentrations mesurées dans la plante étaient supérieures à la limite de quantification et le nombre de réplicas pour lesquels la concentration dans la plante était supérieure à la limite de quantification alors que la concentration dans le sol était inférieure sont également indiqués.

Enfin, en l'absence de données pour le 1,2,3,7,8,9 HCDF, les valeurs minimales, maximales et ponctuelles fournies pour ce congénère correspondent aux valeurs minimales, maximales et à la moyenne des valeurs définies pour les trois autres congénères de HCDF.

2.3.1 TUBERCULES

A partir des données du projet TROPHé, une valeur ponctuelle, considérée comme la meilleure estimation du BCF sol-plante, a donc été définie à partir de la pente des droites tracées sur les graphes représentant la concentration dans la pomme de terre en fonction de la concentration dans le sol, pour tous les congénères présentant au moins quatre échantillons avec des valeurs supérieures au seuil de quantification (c'est-à-dire pour tous les congénères sauf le PCB 28 et le PCB 52). Les rapports « concentration de la pomme de terre sur concentration

⁵ Au sein d'une culture, il convient de noter que les LOQ des mesures sont différentes selon les réplicas. Qu'il s'agisse des mesures dans les sols ou dans les végétaux, les échantillons présentant une concentration inférieure à la LOQ ont été éliminés du pool de données, lorsque cette LOQ était supérieure à la concentration minimale mesurée pour cette culture. Les valeurs inférieures à la LOQ, mais supérieure à la valeur minimale mesurée pour cette culture, ont été remplacées, par 0 dans un premier temps, ou cette LOQ dans un second temps. Une droite de régression a été tracée pour chaque type de substitution. La valeur ponctuelle retenue est celle correspondant au r^2 le plus élevé.

dans le sol » des différents réplicas ont également servi à définir une valeur minimale et une valeur maximale de BCF sol-plante. Il convient de rappeler que ces données se rapportent à des pommes de terre lavées, mais non pelées. Ces données peuvent être considérées comme majorantes dans le cadre d'une exposition où les tubercules seraient consommés après épluchage.

Les publications de Zohair et al. (2006) et Bobovnikova et al. (2000), concernant les PCB_i, ont également été exploitées. A l'inverse, elles concernent des tubercules pelés. La publication de Zohair et al. se rapporte à des sols faiblement contaminés et celle de Bobovnikova et al. à des sols présentant des concentrations très élevées (2 à 3 ordres de grandeur supérieures aux concentrations du sol le plus contaminé, testé dans le projet TROPHé). D'après Zohair et al., l'épluchage des pommes de terre diminue les concentrations de PCB de 52 à 100 %. Les facteurs de bioconcentration sols-plante calculés à partir de cette publication restent cependant cohérents avec l'intervalle de valeurs issues des données de TROPHé. Les BCF issus de la publication de Bobovnikova et al. sont en revanche beaucoup plus faibles que ces valeurs (1 à 2 ordres de grandeur, sauf pour le PCB180). Seule la valeur relative au PCB 180 (correspondant à une concentration dans le sol plus proche des niveaux de contamination étudiés dans le projet TROPHé que celles des autres congénères), a été prise en compte.

En revanche, les données de la publication de Hülster et al. (1993) ne permettent pas de définir des facteurs de transfert par congénère.

Tableau 1 : Facteur de bioconcentration sol – tubercules - Br (kg sec.kg-1)

Substance	Intervalle de valeurs	Valeur ponctuelle	Nb de données du projet TROPHé *
Dioxines			
2378 Tétrachlorodibenzodioxine	1,1.10 ⁻² - 2,3.10 ⁻²	8,7.10⁻³	4 - 0
12378 Pentachlorodibenzodioxine	6,0.10 ⁻³ - 2,9.10 ⁻²	8,4.10⁻³	8 - 0
123478 Hexachlorodibenzodioxine	4,6.10 ⁻³ - 2,7.10 ⁻²	6,8.10⁻³	8 - 0
123678 Hexachlorodibenzodioxine	4,6.10 ⁻³ - 2,9.10 ⁻²	7,5.10⁻³	8 - 0
123789 Hexachlorodibenzodioxine	1,8.10 ⁻³ - 1,4.10 ⁻²	4,8.10⁻³	6 - 0
1234678 Heptachlorodibenzodioxine	1,7.10 ⁻³ - 1,5.10 ⁻²	4,1.10⁻³	11 - 0
Octachlorodibenzodioxine	1,1.10 ⁻³ - 7,3.10 ⁻³	2,8.10⁻³	7 - 0
Furannes			
2378 Tétrachlorodibenzofuranne	1,9.10 ⁻² - 7,0.10 ⁻²	2,2.10⁻²	12 - 0
12378 Pentachlorodibenzofuranne	1,4.10 ⁻² - 4,2.10 ⁻²	1,6.10⁻²	12 - 0
23478 Pentachlorodibenzofuranne	8,3.10 ⁻³ - 4,3.10 ⁻²	1,1.10⁻²	12 - 0
123478 Hexachlorodibenzofuranne	6,3.10 ⁻³ - 3,9.10 ⁻²	9,1.10⁻³	12 - 0
123678 Hexachlorodibenzofuranne	5,0.10 ⁻³ - 2,3.10 ⁻²	7,7.10⁻³	12 - 0
123789 Hexachlorodibenzofuranne	3,3.10 ⁻³ - 3,9.10 ⁻²	8,0.10 ⁻³	0 - 0
234678 Hexachlorodibenzofuranne	3,3.10 ⁻³ - 1,8.10 ⁻²	7,1.10⁻³	9 - 0
1234789 Heptachlorodibenzofuranne	5,2.10 ⁻⁴ - 2,5.10 ⁻³	8,8.10⁻⁴	9 - 0
1234678 Heptachlorodibenzofuranne	9,9.10 ⁻³ - 8,1.10 ⁻²	2,5.10⁻²	11 - 0
Octachlorodibenzofuranne	1,3.10 ⁻³ - 6,1.10 ⁻³	3,4.10⁻³	9 - 0
Polychlorobiphényles			
244' Trichlorobiphényle (28) [£]	0 - 2,5.10 ⁻¹	1,2.10 ⁻¹	0 - 0
22'55" Tétrachlorobiphényle (52) [£]	0 - 4,0.10 ⁻¹	1,4.10 ⁻¹	0 - 0
33'44' Tétrachlorobiphényle (77)	1,9.10 ⁻² - 4,6.10 ⁻²	2,1.10⁻²	8 - 0
344'5 Tétrachlorobiphényle (81)	1,1.10 ⁻² - 6,0.10 ⁻²	2,3.10⁻²	5 - 0
22'455' Pentachlorobiphényle (101)	3,4.10 ⁻² - 3,0.10 ⁻¹	7,2.10⁻²	6 - 0
233'44' Pentachlorobiphényle (105)	3,2.10 ⁻² - 1,1.10 ⁻¹	3,5.10⁻²	12 - 0
2344'5 Pentachlorobiphényle (114)	3,3.10 ⁻² - 6,9.10 ⁻²	4,8.10⁻²	8 - 0
23'44'5 Pentachlorobiphényle (118)	2,9.10 ⁻² - 1,4.10 ⁻¹	3,4.10⁻²	12 - 0
3344'5 Pentachlorobiphényle (126)	1,9.10 ⁻² - 1,5.10 ⁻¹	2,3.10⁻²	12 - 0
22'344'5' Hexachlorobiphényle (138)	1,2.10 ⁻² - 1,5.10 ⁻¹	9,1.10⁻²	11 - 0
22'44'55' Hexachlorobiphényle (153)	1,4.10 ⁻² - 2,3.10 ⁻¹	1,1.10⁻¹	11 - 0
233'44'5 Hexachlorobiphényle (156)	2,9.10 ⁻² - 8,7.10 ⁻²	4,8.10⁻²	12 - 0
233'44'5' Hexachlorobiphényle (157)	3,0.10 ⁻² - 1,3.10 ⁻¹	4,8.10⁻²	12 - 0
23'44'55' Hexachlorobiphényle (167)	3,1.10 ⁻² - 1,2.10 ⁻¹	5,9.10⁻²	12 - 0
33'44'55' Hexachlorobiphényle (169)	2,2.10 ⁻² - 5,3.10 ⁻²	5,9.10⁻²	4 - 0
22'344'55' Heptachlorobiphényle (180)	2,1.10 ⁻² - 8,3.10 ⁻²	5,6.10⁻²	8 - 0
233'44'55' Heptachlorobiphényle (189)	1,6.10 ⁻² - 9,9.10 ⁻²	3,0.10⁻²	12 - 0

* : La première valeur de la colonne représente le nombre d'échantillons de plante analysés dans le cadre du projet TROPHé pour lesquels la concentration était supérieure à la limite de quantification. La deuxième valeur représente le nombre d'échantillons de plante pour lesquels la concentration dans la plante était supérieure à la limite de quantification, alors que la concentration dans le sol correspondant était inférieure.

£ Dans l'étude expérimentale TROPHé, les concentrations de PCB 28 et PCB 52 étant toutes inférieures au seuil de quantification, les valeurs ponctuelles et maximales proposées pour ces deux congénères correspondent respectivement aux valeurs médianes et maximales des rapports de concentration entre la pomme de terre épluchée et le sol obtenues à partir des seules données de Zohair et al.

2.3.2 LEGUMES-RACINES

Les données exploitées portent à la fois sur les carottes épluchées (=cortex) et les carottes non pelées cultivées en enceinte contrôlée dans le projet TROPHé, ainsi que sur les cultures de carottes, menées in situ, et relatées dans les publications de Zohair et al. (2006) et Bobovnikova et al. (2000). Les données de Mikes et al. (2009) sur la partie consommable des radis ont également été utilisées. L'ensemble de ces données a servi à définir les valeurs minimales et maximales des facteurs de bioconcentration sol-plante relatifs aux légumes-racines. Compte-tenu de concentrations dans les sols très élevées, les données de Bobovnikova et al. n'ont été utilisées, comme pour les pommes de terre, que pour le PCB 180.

Compte-tenu d'un apport possible de polluants à partir de l'air (cf. section 2.2.3) et du mode de définition des valeurs minimales et maximales des BCF, ces valeurs peuvent représenter pour partie une contamination liée à la source atmosphérique (différente de celle liée à la volatilisation des polluants à partir du sol de culture de la plante).

Lorsque les données étaient suffisamment nombreuses, la pente des droites tracées sur les graphes représentant la concentration dans la carotte en fonction de la concentration dans le sol a été retenue comme la meilleure estimation du BCF sol-légumes-racines. Dans ce cas, ce sont les données sur la carotte entière (non épluchées) qui ont été utilisées, les données supérieures à la limite de quantification étant insuffisantes dans le cas du cortex. Pour certains congénères de PCB, cette pente a été définie après suppression d'un point de mesure divergent.

Tableau 2 : Facteur de bioconcentration sol – légumes-racines – Br (kg sec.kg-1)

Substance	Intervalle de valeurs	Valeur ponctuelle	Nb de données du projet TROPHé *
Dioxines			
2378 Tétrachlorodibenzodioxine	4,0.10 ⁻³ - 4,2.10 ⁻²		3 - 0
12378 Pentachlorodibenzodioxine	4,9.10 ⁻³ - 1,3.10 ⁻¹	1,1.10⁻²	6 - 0
123478 Hexachlorodibenzodioxine	4,8.10 ⁻³ - 1,2.10 ⁻¹	9,7.10⁻³	6 - 0
123678 Hexachlorodibenzodioxine	4,8.10 ⁻³ - 1,1.10 ⁻¹	1,1.10⁻²	6 - 0
123789 Hexachlorodibenzodioxine	3,3.10 ⁻³ - 8,2.10 ⁻²		3 - 0
1234678 Heptachlorodibenzodioxine	8,7.10 ⁻⁴ - 5,4.10 ⁻²	4,7.10⁻³	10 - 0
Octachlorodibenzodioxine	0 - 3,4.10 ⁻²		5 - 0
Furannes			
2378 Tétrachlorodibenzofuranne	2,4.10 ⁻³ - 1,9.10 ⁻¹	4,4.10⁻²	12 - 0
12378 Pentachlorodibenzofuranne	1,6.10 ⁻³ - 1,5.10 ⁻¹	2,6.10⁻²	12 - 0
23478 Pentachlorodibenzofuranne	7,8.10 ⁻⁴ - 1,6.10 ⁻¹	1,5.10⁻²	11 - 0
123478 Hexachlorodibenzofuranne	7,1.10 ⁻⁴ - 1,0.10 ⁻¹	1,4.10⁻²	11 - 0
123678 Hexachlorodibenzofuranne	1,9.10 ⁻³ - 1,1.10 ⁻¹	1,0.10⁻²	11 - 0
123789 Hexachlorodibenzofuranne	7,1.10 ⁻⁴ - 1,1.10 ⁻¹	1,0.10 ⁻²	0 - 0
234678 Hexachlorodibenzofuranne	1,1.10 ⁻³ - 9,4.10 ⁻²	7,1.10⁻³	10 - 0
1234789 Heptachlorodibenzofuranne	2,7.10 ⁻⁴ - 1,3.10 ⁻²	1,5.10⁻³	10 - 0
1234678 Heptachlorodibenzofuranne	1,7.10 ⁻³ - 2,4.10 ⁻¹	2,9.10⁻²	11 - 0
Octachlorodibenzofuranne	3,3.10 ⁻⁴ - 3,6.10 ⁻²	4,5.10⁻³	10 - 0
Polychlorobiphényles			
244' Trichlorobiphényle (28)	0 - 4,2.10 ⁻¹		0 - 0
22'55" Tétrachlorobiphényle (52)	0 - 3,8	7,4.10 ⁻¹	1 - 0
33'44' Tétrachlorobiphényle (77)	1,7.10 ⁻² - 5,0.10 ⁻¹	2,3.10⁻²	7 - 0
344'5 Tétrachlorobiphényle (81)	1,7.10 ⁻² - 1,7.10 ⁻¹		4 - 0
22'455' Pentachlorobiphényle (101)	0 - 6,0.10 ⁻¹	3,2.10 ⁻¹	1 - 0
233'44' Pentachlorobiphényle (105)	1,1.10 ⁻² - 2,7.10 ⁻¹	3,5.10⁻²	12 - 0
2344'5 Pentachlorobiphényle (114)	3,8.10 ⁻² - 1,9.10 ⁻¹	7,0.10 ⁻²	5 - 0
23'44'5 Pentachlorobiphényle (118)	3,0.10 ⁻³ - 3,3.10 ⁻¹	3,6.10⁻²	10 - 0
3344'5 Pentachlorobiphényle (126)	4,4.10 ⁻³ - 2,3.10 ⁻¹	2,5.10⁻²	11 - 0
22'344'5' Hexachlorobiphényle (138)	1,0.10 ⁻² - 5,9.10 ⁻¹	8,5.10⁻²	8 - 0
22'44'55' Hexachlorobiphényle (153)	2,9.10 ⁻² - 7,4.10 ⁻¹	1,3.10⁻¹	10 - 0
233'44'5 Hexachlorobiphényle (156)	7,6.10 ⁻³ - 3,7.10 ⁻¹	5,4.10⁻²	11 - 0
233'44'5' Hexachlorobiphényle (157)	7,4.10 ⁻³ - 3,4.10 ⁻¹	4,1.10 ⁻²	11 - 0
23'44'55' Hexachlorobiphényle (167)	8,7.10 ⁻³ - 4,0.10 ⁻¹	6,0.10⁻²	11 - 0
33'44'55' Hexachlorobiphényle (169)	0 - 2,8.10 ⁻¹	2,8.10 ⁻¹	1 - 0
22'344'55' Heptachlorobiphényle (180)	1,5.10 ⁻² - 3,3	6,6.10⁻²	6 - 0
233'44'55' Heptachlorobiphényle (189)	5,2.10 ⁻³ - 2,6.10 ⁻¹	3,8.10⁻²	11 - 0

* : La première valeur de la colonne représente le nombre d'échantillons de carotte entière issus du projet TROPHé pour lesquels la concentration était supérieure à la limite de quantification. La deuxième valeur représente le nombre d'échantillons pour lesquels la concentration dans la carotte entière était supérieure à la limite de quantification, alors que la concentration dans le sol correspondant était inférieure.

2.3.3 LEGUMES-FEUILLES

Les données relatives aux cultures de salades menées en 2014 et 2015, en enceinte fermée, dans le cadre du projet TROPHé ont été utilisées selon la même approche que précédemment. Dans la mesure où la contribution de l'air de l'enceinte a pu contribuer de manière significative à la contamination des salades, les valeurs minimales et surtout maximales de BCF définies à partir de ces travaux peuvent conduire à surestimer de manière importante le BCF sol-légumes-feuilles.

Le calcul de la pente des droites de régression tracées entre la concentration dans la plante et le sol permet en revanche de s'affranchir de la contribution de l'air.

Les valeurs issues de la publication de Mikes et al. (2009) correspondent aux pentes de la droite de régression entre la concentration dans la partie aérienne du radis et le sol. Quant aux BCF sol-plante issus de Müller et al. (1994), ils ont été estimés en retranchant les concentrations mesurées dans les plantes cultivées sur le sol témoin des valeurs mesurées dans celles ayant poussé sur sol contaminé. Au final, seules les valeurs ponctuelles des 123678 HCDF, 123789 HCDF, 234678 HCDF, 1234789 HpCDF et OCDF ont été définies à partir du rapport direct des concentrations mesurées dans les plantes sur la concentration dans les sols du projet TROPHé. Pour les autres congénères, les valeurs ponctuelles ne sont supposées représenter que la contribution du sol.

Les bornes maximales proposées peuvent, pour certaines, être sensiblement supérieures aux valeurs ponctuelles. Elles doivent être considérées comme des valeurs majorantes du coefficient de transfert sol-légumes-feuilles.

Tableau 3 : Facteur de bioconcentration sol – légumes-feuilles – Br (kg sec.kg-1)

Substance	Intervalle de valeurs	Valeur ponctuelle	Nb de données du projet TROPHÉ *
Dioxines			
2378 Tétrachlorodibenzodioxine		0	0 - 0
12378 Pentachlorodibenzodioxine		0	0 - 0
123478 Hexachlorodibenzodioxine		0	0 - 0
123678 Hexachlorodibenzodioxine		0	0 - 0
123789 Hexachlorodibenzodioxine		0	0 - 0
1234678 Heptachlorodibenzodioxine	1,9.10 ⁻³ - 2,6.10 ⁻³		2 - 0
Octachlorodibenzodioxine		0	0 - 0
Furannes			
2378 Tétrachlorodibenzofuranne	3,8.10 ⁻³ - 2,3.10 ⁻²	4,9.10 ⁻³	12 - 2
12378 Pentachlorodibenzofuranne	2,0.10 ⁻³ - 8,5.10 ⁻²	2,4.10 ⁻³	14 - 2
23478 Pentachlorodibenzofuranne	1,6.10 ⁻³ - 9,0.10 ⁻²	1,6.10 ⁻³	6 - 0
123478 Hexachlorodibenzofuranne	1,2.10 ⁻³ - 9,4.10 ⁻³	1,5.10 ⁻³	6 - 0
123678 Hexachlorodibenzofuranne	1,1.10 ⁻³ - 3,1.10 ⁻³	2,1.10 ⁻³	4 - 0
123789 Hexachlorodibenzofuranne	8,5.10 ⁻⁴ - 9,4.10 ⁻³	1,6.10 ⁻³	0 - 0
234678 Hexachlorodibenzofuranne	8,5.10 ⁻⁴ - 1,1.10 ⁻³	1,3.10 ⁻³	2 - 0
1234789 Heptachlorodibenzofuranne	1,6.10 ⁻⁴ - 9,7.10 ⁻⁴	5,6.10 ⁻⁴	1 - 0
1234678 Heptachlorodibenzofuranne	9,7.10 ⁻⁴ - 1,0.10 ⁻¹	3,9.10⁻³	9 - 0
Octachlorodibenzofuranne	3,7.10 ⁻⁴ - 5,6.10 ⁻²	1,0.10 ⁻²	4 - 0
Polychlorobiphényles			
244' Trichlorobiphényle (28)	0 - 5,9	0	12 - 11
22'55" Tétrachlorobiphényle (52)	0 - 35	0	19 - 9
33'44' Tétrachlorobiphényle (77)	4,7.10 ⁻² - 7,3.10 ⁻¹	3,0.10⁻¹	9 - 3
344'5 Tétrachlorobiphényle (81)	7,5.10 ⁻² - 1,1.10 ⁻¹		2 - 0
22'455' Pentachlorobiphényle (101)	4,3.10 ⁻² - 5,3	5,9.10 ⁻²	18 - 3
233'44' Pentachlorobiphényle (105)	9,4.10 ⁻² - 2,7	2,2.10 ⁻¹	22 - 3
2344'5 Pentachlorobiphényle (114)	1,7.10 ⁻¹ - 8,4	2,1.10 ⁻¹	19 - 7
23'44'5 Pentachlorobiphényle (118)	7,2.10 ⁻² - 4,6	1,8.10 ⁻¹	22 - 3
3344'5 Pentachlorobiphényle (126)	6,3.10 ⁻³ - 2,3.10 ⁻²	1,2.10 ⁻²	5 - 0
22'344'5' Hexachlorobiphényle (138)	2,0.10 ⁻² - 1,2.10 ⁻¹	3,4.10⁻²	16 - 3
22'44'55' Hexachlorobiphényle (153)	4,4.10 ⁻² - 1,1.10 ⁻¹	5,0.10⁻²	17 - 3
233'44'5 Hexachlorobiphényle (156)	1,9.10 ⁻² - 3,4.10 ⁻¹	2,6.10 ⁻²	20 - 3
233'44'5' Hexachlorobiphényle (157)	2,2.10 ⁻² - 6,6.10 ⁻¹	3,1.10⁻²	20 - 3
23'44'55' Hexachlorobiphényle (167)	2,0.10 ⁻² - 2,7.10 ⁻¹	2,8.10 ⁻²	20 - 3
33'44'55' Hexachlorobiphényle (169)	0 - < 1,3	0	0 - 0
22'344'55' Heptachlorobiphényle (180)	Max : 1,2.10 ⁻¹	3,7.10 ⁻²	3 - 1
233'44'55' Heptachlorobiphényle (189)	8,6.10 ⁻³ - 7,5.10 ⁻²	1,8.10⁻²	11 - 0

* : La première valeur de la colonne représente le nombre d'échantillons de laitue issus du projet TROPHé pour lesquels la concentration était supérieure à la limite de quantification. La deuxième valeur représente le nombre d'échantillons pour lesquels la concentration dans la laitue était supérieure à la limite de quantification, alors que la concentration dans le sol correspondant était inférieure.

2.3.4 LEGUMES-FRUIITS ET FRUITS

Le projet TROPHé et les données de la littérature montrent clairement que les végétaux du genre des *Cucurbita* ont un comportement nettement différent des autres fruits et légumes et accumulent par transfert racinaire nettement plus de PCB et de PCDD/F. Par conséquent, deux jeux de données sont proposés selon les végétaux considérés. Le premier, présenté ci-dessous, se rapporte aux fruits et légumes-fruits d'une manière générale (hors *Cucurbita*), tandis que le second est spécifique des végétaux appartenant au genre *Cucurbita*.

Dans le module relatif aux légumes-fruits de MODUL'ERS, les valeurs reportées dans les colonnes « *Min* » et « *Max* » synthétisent les valeurs relatives à l'ensemble des légumes-fruits et correspondent donc aux valeurs minimales des fruits et légumes-fruits en général et aux valeurs des légumes du genre *Cucurbita* pour les valeurs maximales. Les autres valeurs sont présentées dans la colonne « *Comment* » du logiciel.

Données relatives aux fruits et légumes-fruits en général

Elles ont été définies à partir des données du projet TROPHé sur les haricots et des données issues de la publication de Müller et al. (1994) sur les gousses de petits pois.

Les approches utilisées sont les mêmes que pour les légumes-feuilles. Il convient de rappeler que la contribution de l'air contribuant de manière significative à la contamination des haricots, les valeurs maximales de BCF définies à partir des données de TROPHé peuvent conduire à surestimer de manière importante le BCF sol-plante. Elles sont par conséquent majorantes.

En revanche, les valeurs de BCF sol-plante issues de Müller et al., ont été estimées en retranchant les concentrations mesurées dans les plantes cultivées sur le sol témoin des valeurs mesurées dans celles ayant poussé sur sol contaminé.

Tableau 4 : Facteur de bioconcentration sol – légumes-fruits et fruits (hors Cucurbita) - Br (kg sec.kg-1)

Substance	Intervalle de valeurs	Valeur ponctuelle	Nb de données du projet TROPHé *
Dioxines			
2378 Tétrachlorodibenzodioxine	0 - 4,1.10 ⁻²		0 - 0
12378 Pentachlorodibenzodioxine	0 - 2,3.10 ⁻³		0 - 0
123478 Hexachlorodibenzodioxine		0	0 - 0
123678 Hexachlorodibenzodioxine		0	0 - 0
123789 Hexachlorodibenzodioxine		0	0 - 0
1234678 Heptachlorodibenzodioxine	0 - 5,5.10 ⁻³		0 - 0
Octachlorodibenzodioxine		0	0 - 0
Furannes			
2378 Tétrachlorodibenzofuranne	0 - 2,9.10 ⁻³		2 - 0
12378 Pentachlorodibenzofuranne	0 - 1,3.10 ⁻³		2 - 0
23478 Pentachlorodibenzofuranne		0	0 - 0
123478 Hexachlorodibenzofuranne	0 - 2,1.10 ⁻⁴		0 - 0
123678 Hexachlorodibenzofuranne	0 - 2,1.10 ⁻⁴		0 - 0
123789 Hexachlorodibenzofuranne	0 - 2,1.10 ⁻⁴		0 - 0
234678 Hexachlorodibenzofuranne	0 - 2,1.10 ⁻⁴		0 - 0
1234789 Heptachlorodibenzofuranne	0 - 1,2.10 ⁻⁴		0 - 0
1234678 Heptachlorodibenzofuranne	0 - 1,2.10 ⁻⁴		0 - 0
Octachlorodibenzofuranne	0 - 6,1.10 ⁻⁵		0 - 0
Polychlorobiphényles			
244' Trichlorobiphényle (28)		0	0 - 0
22'55" Tétrachlorobiphényle (52)	0 - 1,6	5,7.10 ⁻²	5 - 2
33'44' Tétrachlorobiphényle (77)	0 - 1,4.10 ⁻²		1 - 0
344'5 Tétrachlorobiphényle (81)		0	0 - 0
22'455' Pentachlorobiphényle (101)	0 - 7,4.10 ⁻²		1 - 0
233'44' Pentachlorobiphényle (105)	0 - 4,7.10 ⁻¹	0	7 - 0
2344'5 Pentachlorobiphényle (114)	0 - 1,4.10 ⁻¹	2,1.10⁻²	6 - 2
23'44'5 Pentachlorobiphényle (118)	0 - 7,7.10 ⁻¹	2,0.10 ⁻⁴	8 - 0
3344'5 Pentachlorobiphényle (126)	0 - 1,1.10 ⁻²		1 - 0
22'344'5' Hexachlorobiphényle (138)		0	0 - 0
22'44'55' Hexachlorobiphényle (153)		0	0 - 0
233'44'5 Hexachlorobiphényle (156)	0 - 5,4.10 ⁻³		1 - 0
233'44'5' Hexachlorobiphényle (157)	0 - 4,5.10 ⁻³		1 - 0
23'44'55' Hexachlorobiphényle (167)	0 - 6,7.10 ⁻³		2 - 0
33'44'55' Hexachlorobiphényle (169)		0	0 - 0
22'344'55' Heptachlorobiphényle (180)		0	0 - 0
233'44'55' Heptachlorobiphényle (189)		0	0 - 0

* : La première valeur de la colonne représente le nombre d'échantillons de haricots, dans le projet TROPHé, pour lesquels la concentration était supérieure à la limite de quantification. La deuxième valeur représente le nombre d'échantillons pour lesquels la concentration dans les haricots était supérieure à la limite de quantification, alors que la concentration dans le sol correspondant était inférieure.

Données relatives aux légumes-fruits du genre *Cucurbita*

Elles ont été définies à partir des données du projet TROPHé et de celles issues de la publication de Hülster et al. (1994).

Les mêmes approches ont été utilisées que précédemment. Les données utilisées à partir de Hülster et al. sont celles correspondant à des fruits issus de plants cultivés in-situ, dans un sol contaminé par des PCDD/F, mais sans contact direct avec le sol (ne touchant pas le sol).

Tableau 5 : Facteur de bioconcentration sol – Cucurbita – Br (kg sec.kg-1)

Substance	Intervalle de valeurs	Valeur ponctuelle	Nb de données du projet TROPHé *
Dioxines			
2378 Tétrachlorodibenzodioxine	3,5.10 ⁻² - 2,7.10 ⁻¹		3 - 0
12378 Pentachlorodibenzodioxine	3,2.10 ⁻² - 1,5	6,3.10 ⁻²	10 - 2
123478 Hexachlorodibenzodioxine	3,1.10 ⁻² - 1,7	6,4.10 ⁻²	10 - 2
123678 Hexachlorodibenzodioxine	1,6.10 ⁻² - 9,2.10 ⁻¹	3,4.10 ⁻²	8 - 0
123789 Hexachlorodibenzodioxine	8,7.10 ⁻³ - 1,8.10 ⁻¹	2,5.10 ⁻²	4 - 0
1234678 Heptachlorodibenzodioxine	3,2.10 ⁻³ - 3,2.10 ⁻¹	1,4.10 ⁻²	11 - 0
Octachlorodibenzodioxine	0 - 1,9.10 ⁻⁴		0 - 0
Furannes			
2378 Tétrachlorodibenzofuranne	4,5.10 ⁻² - 1,3	1,1.10 ⁻¹	11 - 0
12378 Pentachlorodibenzofuranne	4,9.10 ⁻² - 1,4	1,1.10 ⁻¹	11 - 0
23478 Pentachlorodibenzofuranne	3,1.10 ⁻² - 1,2	8,2.10 ⁻²	11 - 0
123478 Hexachlorodibenzofuranne	3,8.10 ⁻² - 1,3	1,0.10 ⁻¹	11 - 0
123678 Hexachlorodibenzofuranne	1,6.10 ⁻² - 6,8.10 ⁻¹	4,3.10 ⁻²	11 - 0
123789 Hexachlorodibenzofuranne	1,0.10 ⁻³ - 1,3	5,5.10 ⁻²	0 - 0
234678 Hexachlorodibenzofuranne	9,1.10 ⁻³ - 5,0.10 ⁻¹	2,3.10 ⁻²	11 - 0
1234789 Heptachlorodibenzofuranne	1,0.10 ⁻³ - 5,2.10 ⁻²	2,9.10 ⁻³	10 - 0
1234678 Heptachlorodibenzofuranne	1,5.10 ⁻² - 1,2	7,7.10 ⁻²	11 - 0
Octachlorodibenzofuranne	9,2.10 ⁻⁴ - 4,9.10 ⁻²	3,4.10 ⁻³	8 - 0
Polychlorobiphényles			
244' Trichlorobiphényle (28)	0 - < 11		3 - 3
22'55" Tétrachlorobiphényle (52)	8,0.10 ⁻¹ - 35	9,3	8 - 3
33'44' Tétrachlorobiphényle (77)	7,3.10 ⁻² - 1,4	1,7.10 ⁻¹	11 - 0
344'5 Tétrachlorobiphényle (81)	0 - 1,4.10 ⁻¹	1,4.10 ⁻¹	1 - 0
22'455' Pentachlorobiphényle (101)	3,7.10 ⁻¹ - 16	6,2	10 - 0
233'44' Pentachlorobiphényle (105)	2,5.10 ⁻¹ - 7,4	1,9	11 - 0
2344'5 Pentachlorobiphényle (114)	3,6.10 ⁻¹ - 13	4,0.10 ⁻¹	11 - 2
23'44'5 Pentachlorobiphényle (118)	2,4.10 ⁻¹ - 9,0	2,5	11 - 0
3344'5 Pentachlorobiphényle (126)	7,8.10 ⁻³ - 2,4.10 ⁻¹	9,8.10 ⁻²	9 - 0
22'344'5' Hexachlorobiphényle (138)	2,8.10 ⁻¹ - 8,1	5,2	11 - 0
22'44'55' Hexachlorobiphényle (153)	1,9.10 ⁻¹ - 1,1.10 ⁺¹	7,8	11 - 0
233'44'5 Hexachlorobiphényle (156)	2,5.10 ⁻¹ - 6,7	3,2	11 - 0
233'44'5' Hexachlorobiphényle (157)	1,6.10 ⁻¹ - 6,7	2,8	11 - 0
23'44'55' Hexachlorobiphényle (167)	2,0.10 ⁻¹ - 6,0	2,8	11 - 0
33'44'55' Hexachlorobiphényle (169)	0 - < 1,3	0	0 - 0
22'344'55' Heptachlorobiphényle (180)	8,6.10 ⁻² - 4,7	2,9	9 - 0
233'44'55' Heptachlorobiphényle (189)	5,8.10 ⁻² - 2,7	9,7.10 ⁻¹	11 - 0

* : La première valeur de la colonne représente le nombre d'échantillons de courgettes, dans le projet TROPHÉ, pour lesquels la concentration était supérieure à la limite de quantification. La deuxième valeur représente le nombre d'échantillons pour lesquels la concentration dans la courgette était supérieure à la limite de quantification, alors que la concentration dans le sol correspondant était inférieure.

2.3.5 FOURRAGE

Les données in situ et celles relatives aux graminées cultivées en enceinte contrôlée dans le cadre du projet TROPHÉ ont été utilisées selon la même approche que précédemment.

Il convient de noter que les BCF définis à partir du rapport des concentrations dans les graminées in situ sur celle des parcelles de sol correspondantes sont susceptibles d'intégrer tous les types d'apport. Les données en enceinte contrôlée en revanche n'intègrent pas ou peu l'apport de polluant par dépôt de particules du sol et limitent également l'apport par dépôt de particules ayant pour origine l'atmosphère. A l'inverse, les polluants sous forme gazeuse répartis dans l'enceinte ont pu contribuer de manière significative à la contamination des graminées qui y ont été cultivés.

Par conséquent, les valeurs maximales de BCF définies à partir du rapport entre la concentration dans les plantes et celle du sol de culture peuvent conduire à surestimer de manière importante le BCF sol-graminées. Elles doivent être considérées comme des valeurs majorantes du coefficient de transfert sol-fourrage.

Les valeurs ponctuelles, définies à partir des pentes des droites de régression tracées entre la concentration dans les graminées en enceinte contrôlée et le sol permettent, en théorie, de s'affranchir de la contribution de l'air et tendent à représenter le transfert par les racines ou/et l'absorption gazeuse des polluants volatilisés à partir du sol et présents dans l'air au niveau du sol de chaque bac.

Tableau 6 : Facteur de bioconcentration sol – fourrage – Br (kg sec.kg-1)

Substance	Intervalle de valeurs	Valeur ponctuelle	Nb de données du projet TROPHÉ *
Dioxines			
2378 Tétrachlorodibenzodioxine	0 - < 7,9.10 ⁻²	0	0 - 0
12378 Pentachlorodibenzodioxine	0 - 4,4.10 ⁻²	0	2 - 0
123478 Hexachlorodibenzodioxine	0 - < 7,5.10 ⁻²	0	0 - 0
123678 Hexachlorodibenzodioxine	0 - 3,3.10 ⁻²	0	2 - 0
123789 Hexachlorodibenzodioxine	0 - < 4,8.10 ⁻²	0	0 - 0
1234678 Heptachlorodibenzodioxine	0 - 8,4.10 ⁻²	1,2.10⁻⁴	15 - 0
Octachlorodibenzodioxine	0 - 1,1.10 ⁻²	0	3 - 0
Furannes			
2378 Tétrachlorodibenzofuranne	0 - 4,3.10 ⁻¹	7,8.10⁻³	16 - 0
12378 Pentachlorodibenzofuranne	0 - 2,8.10 ⁻¹	2,2.10⁻³	15 - 0
23478 Pentachlorodibenzofuranne	0 - 1,6.10 ⁻¹	8,9.10⁻⁴	15 - 0
123478 Hexachlorodibenzofuranne	0 - 1,1.10 ⁻¹	4,3.10⁻⁴	15 - 0
123678 Hexachlorodibenzofuranne	0 - 1,3.10 ⁻¹	3,7.10⁻⁴	14 - 0
123789 Hexachlorodibenzofuranne	0 - 1,3.10 ⁻¹		0 - 0
234678 Hexachlorodibenzofuranne	0 - 6,6.10 ⁻²	1,1.10⁻⁴	10 - 0
1234789 Heptachlorodibenzofuranne	0 - 2,8.10 ⁻²	6,9.10 ⁻⁶	9 - 0
1234678 Heptachlorodibenzofuranne	0 - 2,5.10 ⁻¹	3,3.10 ⁻⁴	14 - 0
Octachlorodibenzofuranne	0 - 3,1.10 ⁻²	0	15 - 0
Polychlorobiphényles			
244' Trichlorobiphényle (28)	0 - 5,5	0	13 - 8
22'55" Tétrachlorobiphényle (52)	0 - 14	0	14 - 4
33'44' Tétrachlorobiphényle (77)	2,0.10 ⁻² - 3,6	2,0.10 ⁻²	16 - 0
344'5 Tétrachlorobiphényle (81)	0 - 1,5	0	14 - 4
22'455' Pentachlorobiphényle (101)	3,3.10 ⁻¹ - 12	0	16 - 0
233'44' Pentachlorobiphényle (105)	0 - 7,1	0	16 - 0
2344'5 Pentachlorobiphényle (114)	0 - 22	0	16 - 1
23'44'5 Pentachlorobiphényle (118)	0 - 9,9	0	16 - 0
3344'5 Pentachlorobiphényle (126)	7,3.10 ⁻³ - 7,9.10 ⁻¹	7,3.10⁻³	16 - 0
22'344'5' Hexachlorobiphényle (138)	3,2.10 ⁻³ - 1,1	3,2.10 ⁻³	16 - 0
22'44'55' Hexachlorobiphényle (153)	3,0.10 ⁻³ - 1,3	3,0.10 ⁻³	16 - 0
233'44'5 Hexachlorobiphényle (156)	7,4.10 ⁻³ - 6,4.10 ⁻¹	7,4.10 ⁻³	16 - 0
233'44'5' Hexachlorobiphényle (157)	1,4.10 ⁻² - 5,7.10 ⁻¹	1,4.10 ⁻²	16 - 0
23'44'55' Hexachlorobiphényle (167)	1,4.10 ⁻² - 4,9.10 ⁻¹	1,4.10 ⁻²	16 - 0
33'44'55' Hexachlorobiphényle (169)	0 - < 0,14	0	1 - 0
22'344'55' Heptachlorobiphényle (180)	1,2.10 ⁻² - 1,0	1,2.10 ⁻²	13 - 0
233'44'55' Heptachlorobiphényle (189)	5,7.10 ⁻³ - 3,2.10 ⁻¹	5,7.10⁻³	15 - 0

* : La première valeur de la colonne représente le nombre d'échantillons de graminées (en enceinte fermée ou cultivés in-situ), dans le projet TROPHé, pour lesquels la concentration était supérieure à la limite de quantification. La deuxième valeur représente le nombre d'échantillons pour lesquels la concentration dans les graminées était supérieure à la limite de quantification, alors que la concentration dans le sol correspondant était inférieure.

2.3.6 CEREALES

Le module *Céréales* du logiciel MODUL'ERS vise à estimer la concentration dans la partie protégée de la plante, c'est-à-dire le grain. Compte-tenu de cette protection, la contamination des grains par dépôt de particules du sol est très limitée par rapport aux autres végétaux et globalement plus faible que celle des fruits et légumes-fruits. Les données de Müller et al. (1994) sur les gousses et les graines de petits pois et celles de Chu et al. (1999) sur les différentes parties du plant de riz le démontrent.

Compte-tenu d'un transfert sol-plante déjà faible, voire nul pour les fruits et légumes-fruits, une valeur ponctuelle égale à 0 est retenue pour les BCF sol-céréales pour l'ensemble des congénères de PCB et PCDD/F.

2.3.7 ENSILAGE

L'ensilage est produit à partir d'herbes ou d'autres productions comme le maïs fourrager. Dans le cas d'ensilage produit à partir d'herbes et en l'absence d'information sur le devenir des contaminants lors du processus de fermentation, la contamination de l'ensilage est considérée comme identique à celle du fourrage.

Dans le cas d'un ensilage produit à partir de maïs fourrager en revanche, la teneur en grains représente environ 50 % de la matière sèche de la plante entière (chambre d'agriculture des Deux-Sèvres). La contamination des grains étant considérée comme nulle, celle de l'ensilage de maïs équivaut à la moitié de celle du fourrage.

Dans ces conditions, les valeurs minimales et ponctuelles retenues pour les BCF sol-ensilage dans MODUL'ERS, sont les valeurs définies pour le fourrage divisées par deux. Les valeurs maximales sont identiques à celles déterminées pour le fourrage.

2.4 FACTEURS DE BIOCONCENTRATION AIR - PLANTE

Dans l'air ambiant, les PCB sont essentiellement présents en phase gazeuse. La répartition des PCDD/F en revanche varie selon les congénères et les saisons allant d'une forme essentiellement gazeuse pour les furannes les plus légers à une forme essentiellement particulaire pour les dioxines les plus chlorées (MacLachlan et al., 1995 ; Thomas et al, 1998 a ; AASQA Rhône-Alpes, 2010).

Cependant, les transferts air - plante ont été beaucoup moins étudiés que les transferts sol-plante. Les publications dans lesquelles les auteurs ont cherché à élucider les sources de contamination et les modes de transfert prépondérants des polluants vers les végétaux comparent les concentrations dans la plante aux concentrations dans un ou plusieurs sols, mais donnent assez rarement le niveau de contamination de l'atmosphère. Les données relatives au facteur de

bioconcentration air gazeux - plante (Bf) sont donc plus limitées que celles se rapportant au transfert sol-plante.

Pour pallier ce manque de données, un certain nombre de modèles s'appuient sur l'utilisation de relations permettant d'estimer le coefficient de partition feuille-air des plantes à partir de paramètres physico-chimiques (coefficient de partage octanol-air dans certains cas ou constante de Henry et coefficient de partage octanol-eau dans d'autres, comme pour la relation de Trapp et al. (1997) ou celle définie par Bacci et al. (1992) pour la feuille d'azalée) et de la teneur en lipides de la feuille.

Par définition, ces relations représentent le rapport de la concentration dans la feuille sur la concentration dans l'air à l'équilibre. Or, d'après MacLachlan et al. (1995, 1997), pour les substances ayant un coefficient de partage octanol-air supérieur à 8, l'état d'équilibre ne peut pas être atteint par les herbes en plein champs durant leur période de croissance. D'après les données de MacLachlan et al., cela concerne les PCB à 6 et 7 atomes de chlore et l'ensemble des PCDD/F à 25°C. Mais à la température moyenne annuelle, cela concerne potentiellement tous les PCB. Par conséquent, le facteur de bioconcentration air - plante (Bf), défini sur la base de ces relations, et utilisé pour calculer la concentration dans la plante liée à l'absorption foliaire de polluant gazeux, peut surestimer de manière importante les concentrations dans les végétaux.

C'est pourquoi, dans ce travail, les données issues de mesures directes ont été privilégiées pour définir les Bf. Mais elles ne correspondent pas nécessairement à un état d'équilibre entre la plante et l'atmosphère.

Dans le projet TROPHé, les concentrations totales dans l'air de l'enceinte ont été mesurées, mais à l'exception de quelques molécules de PCB, les concentrations dans l'air se sont révélées inférieures aux limites de quantification (LOQ) utilisées. Pour ces substances, les concentrations dans les plantes obtenues pour une concentration dans le sol nulle divisées par la concentration mesurée dans l'air permet d'obtenir une estimation du facteur de bioconcentration air gazeux - plante (Bf). Pour les autres substances, les rapports, calculés avec une valeur surestimée de la concentration gazeuse des polluants dans l'air de l'enceinte, correspondent à une estimation minorante des Bf.

D'après la littérature, les végétaux qui ont été le plus fréquemment étudiés pour le transfert des PCB et PCDD/F à partir de l'air sont les graminées, vraisemblablement à cause de leur croissance rapide et de leur rôle dans l'alimentation animale.

Compte-tenu des limites mentionnées ci-dessus, des valeurs relatives aux fourrages ont d'abord été définies, en synthétisant les données de mesure du projet TROPHé sur les graminées et les données adéquates relevées dans la littérature. Puis, pour les autres catégories de végétaux, des valeurs ont été dérivées à partir de celles définies pour le fourrage, en complément des données de TROPHé propres à la catégorie de végétaux considérée. La démarche est détaillée ci-dessous, avec les valeurs obtenues pour les différentes catégories de végétaux prédéfinies dans MODUL'ERS.

Les valeurs ponctuelles en gras dans les tableaux des sections suivantes sont considérées comme de meilleure qualité et sont données dans la case « *Value* » du paramètre, au sein du logiciel MODUL'ERS. Les autres valeurs ponctuelles sont données dans la case « *Comment* ».

2.4.1 FOURRAGE

Comme indiqué ci-dessus, les données de mesure du projet TROPHé et celles de la littérature ont été utilisées.

Dans le cadre du projet TROPHé, tous les congénères pour lesquels des concentrations supérieures à la LOQ ont été mesurées (tous les PCB à l'exception du PCB 169, tous les furannes hormis le 1,3,7,8,9 HCDF, ainsi que la HpCDD) présentent des droites de régression entre la concentration dans la plante et celle du sol (graminées cultivées en milieu contrôlé) ayant une ordonnée à l'origine supérieure à 0.

Les mesures de polluant effectuées dans l'air de l'enceinte lors de la culture des graminées ont permis de quantifier les PCB 28 et 52 et de détecter la présence de PCB 101, 105 et 118. Les autres congénères n'ont pas été détectés. Mais les seuils de quantification obtenus, supérieurs aux valeurs mesurées dans l'air en environnement extérieur (Atmo-Nord-Pas de Calais, 2010 ; AASQA Rhône-Alpes, 2010 ; Air Rhône-Alpes, 2014) ne permettent pas de conclure à l'absence de ces polluants dans l'air de l'enceinte.

De même, l'absence de valeurs supérieures à la LOQ dans les herbes, pour les PCDD, à l'exception de l'HpCDD, ne permet pas de dire qu'il ne peut pas y avoir de contamination par dépôt gazeux à partir de l'air. Cela peut être dû à une concentration trop faible de ces polluants dans l'air de l'enceinte et à une concentration dans les plantes trop petite pour être détectée.

Pour les PCB 28 et PCB 52, des valeurs de facteur de bioconcentration air gazeux - plante (Bf) ont été calculées, en divisant par la concentration dans l'air, l'ordonnée à l'origine des droites de régression obtenues et les valeurs minimales et maximales mesurées dans les graminées pour une concentration dans le sol nulle. Pour les PCB 101, 105 et 118 (dont la concentration est inférieure à la LOQ mais supérieure à la limite de détection : LOD), les mêmes données relatives à la plante ont été divisées par la LOQ d'une part et par la LOD d'autre part (estimée au tiers de la LOQ) afin d'obtenir respectivement une estimation minorante et majorante du facteur de bioconcentration air gazeux - plante. Pour les autres congénères, les valeurs obtenues dans le cadre de TROPHé sont des estimations a priori minorantes, puisque les concentrations mesurées dans la plante et attribuées à l'air gazeux sont en fait divisées par une valeur surestimée de la concentration de polluant sous forme gazeuse dans l'air de l'enceinte. Pour les PCDD/F, en l'absence des données nécessaires pour estimer la partition entre fraction gazeuse et particulaire des polluants potentiellement présents dans l'air de l'enceinte, les Bf ont été calculés à partir de la LOQ, sans correction permettant de prendre en compte la seule fraction gazeuse. Ils sont donc entachés d'une erreur supplémentaire, non quantifiable, mais qui peut être d'autant plus grande que la molécule possède un nombre plus élevé d'atomes de chlore.

Les publications utilisées pour compléter les données obtenues sont celles de Thomas et al. (1998 a,b), de MacLachlan et al. (1995), de McCrady et al. (1993) et de Lorber et al. (1995, 2000). Les données de Schumacher et al. (2006) sur le transfert air - plantes des PCDD/F n'ont pas été utilisées en l'absence d'informations suffisantes sur le niveau de contamination des sols des échantillons d'herbes analysés et de la prise en compte de la concentration totale (gazeuse + particulaire) de polluants dans l'air.

Thomas et al. ont étudié le transfert des PCB vers l'herbe de pâturage dans le nord de l'Angleterre. Ils ont mené plusieurs campagnes de mesures en récoltant

l'herbe suite à des périodes de pousse allant de 2 semaines à 3 mois, sur les différentes saisons. Aucune relation de corrélation claire n'a pu être tirée par les auteurs entre les concentrations dans l'herbe et les conditions météorologiques. Leurs publications fournissent à la fois les intervalles de variation des ratios « concentration dans les herbes sur concentration dans l'air sous forme gazeuse » obtenus pour deux semaines d'exposition des pâturages (huit PCB renseignés parmi ceux étudiés dans le cadre du présent rapport) et des relations empiriques mettant en regard les Bf obtenus pour différentes périodes d'exposition avec le coefficient de partition octanol-air (Koa) des congénères analysés. Aucune valeur de Bf relative aux PCB-dl n'est fournie dans la publication. Les données issues de ces deux publications sont cohérentes avec celles calculées à partir du projet TROPHÉ.

Afin de valider un modèle de fugacité pour l'herbe et l'atmosphère, MacLachlan et al. (1995) ont cultivé du ray-grass en pots, exposés pendant trois semaines à l'extérieur. Leur publication fournit les concentrations obtenues dans l'herbe et les concentrations mesurées en phase gazeuse dans l'air pour les six PCBi et les différents groupes de congénères de dioxines et furannes ayant le même nombre d'atomes de chlore. Les ratios « concentration dans l'herbe sur concentration dans la phase gazeuse de l'air » sont calculés. Pour les congénères ayant un coefficient de partition octanol-air (Koa) supérieur à 11, MacLachlan et al. indiquent toutefois que le dépôt particulaire sur l'herbe peut jouer un rôle significatif dans sa contamination. D'après les valeurs de Koa fournies par les auteurs, les ratios calculés selon la procédure ci-dessus, sans tenir compte de la part imputable au dépôt particulaire peuvent donc être majorants pour les congénères des dioxines à partir de 5 atomes de chlore et pour l'octachlorodibenzofuranne.

Lorber et al. (1995) ont utilisé les mêmes données expérimentales que les auteurs précédents, mais pour les PCDD/F, ils ont estimé par modélisation la part imputable au dépôt particulaire et l'ont retranchée de la concentration mesurée dans l'herbe, afin d'estimer la contamination de l'herbe imputable au seul dépôt gazeux des PCDD/F. Au lieu d'utiliser les concentrations mesurées dans l'air sous formes gazeuse et particulaire pour les différents polluants, ils ont aussi eu recours au modèle de Junge (décrit dans Bidleman, 1988) pour calculer cette partition. Lorber et al. (2000) ont mené le même exercice sur deux autres jeux de données, issus de Jones et Duarte-Davidson (1997), relatifs à des herbes collectées, pour l'un en milieu rural et pour l'autre en milieu industriel, après 45 jours d'exposition aux retombées atmosphériques. Les valeurs relatives à chaque congénère n'étant pas données dans la publication, elles ont été recalculées par l'INERIS à partir des paramètres fournis par les auteurs. D'après ces derniers, les concentrations élevées mesurées pour certains congénères dans les sols du site industriel ont impacté les herbes collectées dans cet environnement. Aussi, les données issues de l'herbe collectée dans la zone industrielle ne sont pas prises en compte dans la synthèse des valeurs réalisée par l'INERIS.

Enfin, McCrady et al. (1993) ont déterminé expérimentalement le facteur de bioconcentration (Bf) de la 2,3,7,8 TCDD sur une culture de *Reed canarygrass* (alpiste roseau : herbe vivace introduite comme couvre-sol sur les rives de cours d'eau et les terres humides). Ils ont mesuré la vitesse d'adsorption d'une part et la vitesse de volatilisation et de photodégradation d'autre part. Par définition, le rapport des deux valeurs correspond au facteur de bioconcentration air gazeux - herbe à l'équilibre. Bien qu'il s'agisse de données obtenues en laboratoire, les vitesses de volatilisation et de photodégradation calculées semblent compatibles

avec l'atteinte d'un état d'équilibre entre l'air gazeux et les graminées pendant une durée d'exposition classique en plein champ.

A partir de l'ensemble de ces données, des intervalles de variation et des valeurs ponctuelles ont été définies pour les Bf air gazeux - fourrage.

- Pour les PCB, les valeurs minimales et maximales tiennent compte des données issues du projet TROPHé, des données de MacLachlan et al., de Thomas et al. (1998 a) et de celles calculées à partir des relations empiriques proposées par ces auteurs (Thomas et al., 1998 a,b). Les valeurs ponctuelles correspondent à la moyenne des données de MacLachlan et al., de Thomas et al. (1998 a) et des données issues de TROPHé (calculées à partir de l'ordonnée à l'origine ou de la moyenne entre la valeur minimale et maximale dans les graminées pour une concentration dans le sol inférieure à la LOQ), pour les substances dont la concentration dans l'air de l'enceinte était supérieure au seuil de détection. Pour les congénères non renseignés dans la publication de Thomas et al. (1998 a), une valeur a été calculée à partir des moyennes des pentes et des ordonnées à l'origine des relations empiriques définies entre le Bf et le Koa, dans Thomas et al. (1998 b).
- Pour les PCDD/F, des valeurs minimales et maximales de facteurs de bioconcentration air gazeux - fourrage ont été définies à partir des valeurs calculées directement à partir des données de la publication de MacLachlan et al., des valeurs calculées à partir de la même source de données, mais en utilisant l'approche de Lorber et al. (c'est-à-dire en retranchant le dépôt particulaire) et celles calculées à partir du travail de Jones et Duarte-Davidson (1997), relatifs à des herbes collectées en milieu rural. Les données de TROPHé, artificiellement faibles compte-tenu des limites évoquées ci-dessus n'ont pas été utilisées. Elles sont inférieures de 1 à 3 ordres de grandeur par rapport à celles calculées selon l'approche de Lorber et al. Les valeurs ponctuelles proposées pour les différents congénères correspondent à celles calculées à partir des données de MacLachlan et al., selon l'approche de Lorber et al., sauf pour la 2,3,7,8 TCDD, où la valeur obtenue est issue du rapport des cinétiques d'absorption et d'élimination du polluant, mesurées en conditions contrôlées par McCrady et al.

Bien que les valeurs calculées selon l'approche de Lorber et al. pour la 2,3,7,8 TCDD soient cohérentes avec la valeur mesurée par McCrady et al., il convient de souligner l'incertitude liée aux valeurs calculées selon cette approche. Leur validité est liée en effet à l'estimation de la fraction particulaire dans l'air et du dépôt particulaire sur l'herbe. Quelques-uns des paramètres utilisés pour calculer ces deux termes sont définis, pour certains, à partir de valeurs par défaut. Or, certains d'entre eux peuvent présenter une plage de variation importante et avoir un impact sensible sur le résultat. Les intervalles de variation des coefficients peuvent donc être plus larges que ceux présentés dans le tableau suivant.

Tableau 7 : Facteur de bioconcentration air gazeux – fourrage - Bf (m3.kg frais-1)

Substance	Intervalle de valeurs	Valeur ponctuelle
Dioxines		
2378_Tétrachlorodibenzodioxine	5,0.10 ³ - 2,4.10 ⁴	1,0.10⁴
12378_Pentachlorodibenzodioxine	6,2.10 ³ - 5,9.10 ⁴	3,0.10 ⁴
123478_Hexachlorodibenzodioxine	4,8.10 ³ - 1,1.10 ⁵	6,6.10 ⁴
123678_Hexachlorodibenzodioxine	4,8.10 ³ - 1,5.10 ⁵	6,6.10 ⁴
123789_Hexachlorodibenzodioxine	4,8.10 ³ - 6,9.10 ⁴	6,6.10 ⁴
1234678_Heptachlorodibenzodioxine	6,5.10 ³ - 2,7.10 ⁵	1,1.10 ⁵
Octachlorodibenzodioxine	1,9.10 ⁴ - 4,3.10 ⁶	3,0.10 ⁵
Furannes		
2378_Tétrachlorodibenzofuranne	3,6.10 ³ - 1,3.10 ⁴	6,0.10 ³
12378_Pentachlorodibenzofuranne	3,1.10 ³ - 3,0.10 ⁴	1,2.10 ⁴
23478_Pentachlorodibenzofuranne	3,1.10 ³ - 1,2.10 ⁴	1,2.10 ⁴
123478_Hexachlorodibenzofuranne	3,5.10 ³ - 3,8.10 ⁴	2,0.10 ⁴
123678_Hexachlorodibenzofuranne	3,5.10 ³ - 5,0.10 ⁴	2,0.10 ⁴
123789_Hexachlorodibenzofuranne	3,5.10 ³ - 1,6.10 ⁵	2,0.10 ⁴
234678_Hexachlorodibenzofuranne	3,5.10 ³ - 7,3.10 ⁴	2,0.10 ⁴
1234789_Heptachlorodibenzofuranne	1,1.10 ⁴ - 1,0.10 ⁵	1,0.10 ⁵
1234678_Heptachlorodibenzofuranne	1,1.10 ⁴ - 2,1.10 ⁵	1,0.10 ⁵
Octachlorodibenzofuranne	9,7.10 ³ - 3,3.10 ⁶	2,9.10 ⁵
Polychlorobiphényles		
244' Trichlorobiphényle (28)	3,8.10 ² - 2,2.10 ³	7,5.10²
22'55'' Tétrachlorobiphényle (52)	3,6.10 ² - 2,1.10 ³	1,0.10³
33'44' Tétrachlorobiphényle (77)	2,0.10 ³ - 8,5.10 ³	2,0.10 ³
344'5 Tétrachlorobiphényle (81)	6,2.10 ² - 5,0.10 ³	
22'455' Pentachlorobiphényle (101)	6,6.10 ² - 1,3.10 ⁴	2,0.10³
233'44' Pentachlorobiphényle (105)	2,2.10 ³ - 3,1.10 ⁴	5,6.10³
2344'5 Pentachlorobiphényle (114)	1,1.10 ³ - 1,3.10 ⁴	
23'44'5 Pentachlorobiphényle (118)	1,7.10 ³ - 2,7.10 ⁴	4,5.10³
3344'5 Pentachlorobiphényle (126)	2,9.10 ³ - 2,1.10 ⁴	
22'344'5' Hexachlorobiphényle (138)	2,4.10 ³ - 1,3.10 ⁴	4,8.10³
22'44'55' Hexachlorobiphényle (153)	1,1.10 ³ - 9,7.10 ³	3,4.10³
233'44'5 Hexachlorobiphényle (156)	4,4.10 ³ - 2,8.10 ⁴	5,1.10 ³
233'44'5' Hexachlorobiphényle (157)	4,6.10 ³ - 3,5.10 ⁴	6,1.10 ³
23'44'55' Hexachlorobiphényle (167)	4,3.10 ³ - 2,6.10 ⁴	4,9.10 ³
33'44'55' Hexachlorobiphényle (169)	3,3.10 ³ - 2,2.10 ⁴	7,5.10 ³
22'344'55' Heptachlorobiphényle (180)	2,2.10 ³ - 2,1.10 ⁴	9,2.10³
233'44'55' Heptachlorobiphényle (189)	4,6.10 ² - 6,0.10 ⁴	9,4.10 ³

2.4.2 LEGUMES-FEUILLES

Dans le projet TROPHé, des salades ont été mises en culture lors de deux campagnes différentes : l'une en 2014 et l'autre en 2015. Celle de 2015 a inclus des cultures en hydroponie et est concomitante des mesures de polluants dans l'air de l'enceinte.

Les droites de régression définies entre la concentration des salades de 2014 et la concentration dans le sol ont des ordonnées à l'origine supérieures à 0 pour tous les PCB, sauf pour les PCB 169 et 180 (qui présentent des concentrations inférieures à la LOQ, quelle que soit la concentration dans le sol), ainsi que le PCB 77, le PCB 81 (qui a uniquement deux valeurs supérieures à la LOQ) et le PCB 126. Elles ont aussi des ordonnées à l'origine supérieures à 0 pour les TCDF et PCDF.

Les salades de 2015, cultivées en hydroponie montrent toutes des concentrations supérieures à la LOQ pour les PCB, sauf pour les PCB 81 et 169 (présentant des concentrations inférieures à la LOQ, quelle que soit la concentration dans le sol) et les PCB 126 et 189. Pour ces salades, des valeurs supérieures à la LOQ ont aussi été mesurées pour la 2,3,7,8 TCDF et la 1,2,3,7,8 PCDF.

Hormis la HpCDD, les congénères des dioxines n'ont été quantifiés dans aucun échantillon de salades des deux campagnes.

Comme pour les graminées, l'absence de valeurs supérieures à la LOQ dans les salades, pour les PCDD, ne permet pas de dire qu'il ne peut pas y avoir de contamination par dépôt gazeux à partir de l'air car, cela peut être dû à une concentration trop faible de ces polluants dans l'air de l'enceinte et à une concentration dans les plantes trop basse pour être détectée.

Les données des deux campagnes ont été exploitées selon les mêmes principes de calcul que ceux utilisées pour les graminées. Bien qu'il n'y ait pas eu de mesures dans l'air de l'enceinte pendant la campagne de 2014, le choix a été fait d'exploiter ces données pour les deux campagnes, car les mêmes types de graphes, possédant une ordonnée à l'origine supérieure à 0 ont été obtenus à partir des données de 2014 et 2015, pour les mêmes familles de congénères. De plus, après la campagne de 2015, les mêmes substances ont été détectées et les mêmes niveaux de concentration ont été retrouvés dans l'air de l'enceinte, une fois vide.

Les travaux de Mikes et al. (2009) sur la contamination des feuilles de radis par les PCB indicateurs et les pesticides organochlorés ont également été exploités. Les auteurs ont semé des radis dans un sol contaminé et dans un sol de contrôle, puis ont récolté les végétaux de 18 à 70 jours après les avoir semés. Les concentrations dans les feuilles ont été représentées en fonction de la concentration dans le sol. Mikes et al. (2009) donnent pour chaque période de récolte, la pente, l'ordonnée à l'origine et le coefficient de régression des droites obtenues. Les droites n'étant pas représentées dans la publication et le nombre de réplicas étant plus faible que dans le projet TROPHé (six pour chaque période de récolte), seules les ordonnées à l'origine des droites de régression avec un r^2 supérieur à 0,5 ont été retenues pour calculer les facteurs de bioconcentration air gazeux - plante, à l'aide des concentrations moyennes de PCB mesurées dans l'air durant la période de culture correspondante.

Compte-tenu du peu de données disponibles et du caractère artificiel des valeurs de Bf obtenues pour les PCDD/F à partir des données du projet TROPHé, les valeurs sélectionnées pour les graminées ont été réexploitées pour les salades.

Les facteurs de bioconcentration air gazeux - plante calculés pour les différentes espèces végétales produites dans l'enceinte du projet TROPHé sont en effet entachés des mêmes types d'erreurs, liées à une surestimation des concentrations de polluants dans l'air de l'enceinte et de l'absence de correction visant à tenir compte d'une fraction de polluants sous forme particulaire dans l'air (qui peut être très importante pour les PCDD/F ayant un nombre d'atomes de chlore élevé). Aussi, le rapport entre les facteurs de bioconcentration obtenus pour les graminées à partir des données de TROPHé et ceux obtenus pour les salades a été calculé. Ce rapport a ensuite servi à diviser les facteurs de bioconcentration air gazeux - fourrage retenus (valeurs du *Tableau 7*) et ainsi à générer un jeu de données supplémentaires pour les légumes-feuilles. Selon les congénères, ce rapport calculé à partir des données issues des ordonnées à l'origine des droites de régression des graphiques sol-plante est compris entre 6 et 26 et ne semble pas présenter de différence entre les PCB et les PCDD/F. La moyenne géométrique de ces valeurs étant égale à 10, les valeurs de facteurs de bioconcentration air gazeux - fourrage ont été divisées par un ordre de grandeur.

- Pour les PCB, les valeurs minimales et maximales ont été définies à partir de facteurs de bioconcentration calculés sur les salades cultivées lors des deux campagnes expérimentales du projet TROPHé et des données de Mikes et al. Pour les PCB dont la présence n'a pas été détectée dans l'enceinte expérimentale de TROPHé, les valeurs minimales et maximales retenues pour le fourrage, divisées par 10 ont également prises en compte pour définir l'intervalle de variation. Pour les substances dont la présence a été détectée dans l'enceinte, les valeurs ponctuelles ont été calculées à partir de l'ordonnée à l'origine des droites de régression ou de la moyenne entre la valeur minimale et maximale des concentrations mesurées dans les salades (cultivées de manière concomitante aux mesures dans l'air de l'enceinte) pour une concentration dans le sol inférieure à la LOQ ;
- Pour les PCDD/F, les valeurs minimales et maximales de facteurs de bioconcentration air gazeux - légumes-feuilles ont été définies à partir des données issues de TROPHé pour les deux périodes de culture des salades et des données retenues pour le fourrage, après les avoir divisées par 10. De même, les valeurs ponctuelles correspondent aux valeurs ponctuelles proposées pour le fourrage, divisées par 10.

Tableau 8 : Facteur de bioconcentration air gazeux – légumes-feuilles - Bf (m3.kg frais-1)

Substance	Intervalle de valeurs	Valeur ponctuelle
Dioxines		
2378_Tétrachlorodibenzodioxine	5,0.10 ² - 2,4.10 ³	1,0.10 ³
12378_Pentachlorodibenzodioxine	6,2.10 ² - 5,9.10 ³	3,0.10 ³
123478_Hexachlorodibenzodioxine	4,8.10 ² - 1,1.10 ⁴	6,6.10 ³
123678_Hexachlorodibenzodioxine	4,8.10 ² - 1,5.10 ⁴	6,6.10 ³
123789_Hexachlorodibenzodioxine	4,8.10 ² - 6,9.10 ³	6,6.10 ³
1234678_Heptachlorodibenzodioxine	6,5.10 ² - 2,7.10 ⁴	1,1.10 ⁴
Octachlorodibenzodioxine	1,9.10 ³ - 4,3.10 ⁵	3,0.10 ⁴
Furannes		
2378_Tétrachlorodibenzofuranne	1,0.10 ² - 1,3.10 ³	6,0.10 ²
12378_Pentachlorodibenzofuranne	6,7.10 ¹ - 3,0.10 ³	1,2.10 ³
23478_Pentachlorodibenzofuranne	1,4.10 ² - 1,2.10 ³	1,2.10 ³
123478_Hexachlorodibenzofuranne	1,1.10 ² - 3,8.10 ³	2,0.10 ³
123678_Hexachlorodibenzofuranne	3,5.10 ² - 5,0.10 ³	2,0.10 ³
123789_Hexachlorodibenzofuranne	3,5.10 ² - 1,6.10 ⁴	2,0.10 ³
234678_Hexachlorodibenzofuranne	3,5.10 ² - 7,3.10 ³	2,0.10 ³
1234789_Heptachlorodibenzofuranne	1,1.10 ³ - 1,0.10 ⁴	1,0.10 ⁴
1234678_Heptachlorodibenzofuranne	1,2.10 ² - 2,1.10 ⁴	1,0.10 ⁴
Octachlorodibenzofuranne	9,7.10 ² - 3,3.10 ⁵	2,9.10 ⁴
Polychlorobiphényles		
244' Trichlorobiphényle (28)	1,3.10 ² - 2,4.10 ²	1,9.10²
22'55" Tétrachlorobiphényle (52)	1,5.10 ² - 1,5.10 ³	2,9.10²
33'44' Tétrachlorobiphényle (77)	0 - 8,5.10 ²	
344'5 Tétrachlorobiphényle (81)	6,2.10 ¹ - 5,0.10 ²	
22'455' Pentachlorobiphényle (101)	4,8.10 ² - 1,9.10 ³	1,6.10 ³
233'44' Pentachlorobiphényle (105)	8,7.10 ² - 3,6.10 ³	2,6.10 ³
2344'5 Pentachlorobiphényle (114)	1,1.10 ² - 2,3.10 ³	
23'44'5 Pentachlorobiphényle (118)	8,2.10 ² - 3,0.10 ³	2,4.10 ³
3344'5 Pentachlorobiphényle (126)	0 - 2,1.10 ³	
22'344'5' Hexachlorobiphényle (138)	2,4.10 ² - 5,8.10 ³	
22'44'55' Hexachlorobiphényle (153)	1,1.10 ² - 3,5.10 ³	
233'44'5 Hexachlorobiphényle (156)	4,2.10 ² - 2,8.10 ³	
233'44'5' Hexachlorobiphényle (157)	4,6.10 ² - 3,5.10 ³	
23'44'55' Hexachlorobiphényle (167)	4,3.10 ² - 2,6.10 ³	
33'44'55' Hexachlorobiphényle (169)	3,3.10 ² - 2,2.10 ³	
22'344'55' Heptachlorobiphényle (180)	2,2.10 ² - 5,0.10 ³	
233'44'55' Heptachlorobiphényle (189)	2,5.10 ¹ - 6,0.10 ³	

2.4.3 LEGUMES-FRUIITS ET FRUITS

Les données du projet TROPHé montrent un transfert des PCB à 4 et 5 atomes de chlore de l'atmosphère vers les haricots.

Toutefois, pour les haricots, seuls cinq congénères (PCB à 4 et 5 atomes de chlore) présentent un nombre d'échantillons avec une concentration dans le végétal supérieure à la LOQ suffisant pour définir une droite de régression entre la concentration dans le haricot et la concentration dans le sol. Dans chaque cas, l'ordonnée à l'origine est supérieure à 0 et la pente de la droite supérieure à 0.

La littérature scientifique indique également que les transferts à partir de l'air sont prépondérants dans la contamination des légumes-fruits, l'apport par le sol étant considéré comme nul ou négligeable, sauf pour les légumes-fruits du genre *Cucurbita*.

Pour les cultures de courgettes du projet TROPHé, en revanche, les points de mesures apparaissent dispersés autour des droites de régression. L'ordonnée à l'origine des droites étant sensible à cette dispersion, il est difficile de se prononcer sur un apport par l'air à partir de ces données et de définir l'ordonnée à l'origine des droites de régression tracées entre les concentrations des courgettes et celles du sol. Les graphes montrent toutefois que l'apport par l'air est beaucoup plus faible que celui lié au sol pour ce type de légumes-fruits, comme l'ont confirmé les données de Hülster et al. (1994).

Pour définir des facteurs de bioconcentration air gazeux - légumes-fruits et air gazeux - fruits, les données relatives aux courgettes ne sont donc pas utilisées. A partir des données recueillies sur les haricots, les principes de calcul adoptés correspondent à ceux mis en œuvre pour les graminées et la salade.

Compte-tenu du peu de données disponibles et des limites liées aux mesures de concentration dans l'air de l'enceinte, les rapports entre les facteurs de bioconcentration obtenus pour les graminées, à partir des données de TROPHé et ceux obtenus pour les haricots ont été calculés. Ils ont servi à diviser les facteurs de bioconcentration air gazeux - fourrage du Tableau 7, pour fournir un jeu de données complémentaires pour les légumes-fruits et les fruits. Le rapport calculé est de l'ordre d'un facteur 20. Ce rapport n'est toutefois établi que sur quelques congénères de PCB et sur aucun congénère de PCDD/F.

Le facteur de bioconcentration air gazeux - plante est le rapport de la vitesse d'absorption du polluant sous forme gazeuse dans l'air par la vitesse d'élimination par la plante. Sur la base de mesures d'absorption de 2,3,7,8 TCDD menées sur de l'herbe, des épines de pin, des feuilles d'azalées, de poivrier et de choux, ainsi que sur plusieurs fruits, McCrady et al. (1994) ont constaté que cette vitesse est peu dépendante des caractéristiques de la cuticule du végétal, mais beaucoup plus de sa surface. Dans leurs essais, les vitesses d'absorption mesurées pour chaque végétal variaient en effet d'un facteur 100, quand elles étaient exprimées par rapport au poids frais des végétaux, mais seulement d'un facteur 4, quand elles étaient rapportées à la surface du végétal. Les auteurs de la publication ont donc proposé de normaliser les vitesses d'absorption par le rapport surface/poids frais du végétal. Or, d'après les auteurs, il existe un facteur 4 entre le rapport surface/poids frais de l'herbe et celui du chou et respectivement un facteur 166, 120 et 83 entre celui de l'herbe et ceux de la pomme, de la tomate et du fruit du poivrier.

Bien que l'impact du rapport surface poids frais des végétaux n'ait été étudié que sur la vitesse d'absorption de la 2,3,7,8 TCDD, et que l'impact global sur le facteur de bioconcentration air gazeux - plante ne soit pas connu, il est possible que le facteur de division à appliquer sur les Bf définis pour le fourrage soit supérieur à 20. Pour les fruits et légumes-fruits de forme plus massive que le haricot, un facteur de division de l'ordre de deux ordres de grandeur pourrait être appliqué, compte-tenu des ratios surface/poids frais mentionnés ci-dessus.

Compte-tenu de l'ensemble de ces informations,

- pour les PCB, les valeurs minimales et maximales ont été définies à partir de facteurs de bioconcentration obtenus sur les haricots dans le projet TROPHÉ. Pour les congénères dont la présence n'a été pas détectée dans l'enceinte expérimentale de TROPHÉ ou pour lesquels il n'a pas été défini d'ordonnée à l'origine, les valeurs minimales retenues pour le fourrage, et divisées par 100 et les valeurs maximales divisées par 20 ont également été prises en compte pour définir l'intervalle de variation. Pour les substances dont la présence a été détectée dans l'enceinte, les valeurs ponctuelles ont été calculées à partir de l'ordonnée à l'origine des droites de régression tracées ou de la moyenne entre la valeur minimale et maximale des concentrations mesurées dans les haricots pour une concentration dans le sol inférieure à la LOQ ;
- pour les PCDD/F, les valeurs minimales de facteurs de bioconcentration air gazeux - légumes-fruits ou fruits ont été définies à partir des valeurs minimales retenues pour le fourrage, divisées par 100. Les valeurs maximales correspondent aux valeurs maximales définies pour le fourrage, divisées par 20.

Tableau 9 : Facteur de bioconcentration air gazeux – légumes-fruits et air gazeux-fruits - Bf (m3.kg frais-1)

Substance	Intervalle de valeurs	Valeur ponctuelle
Dioxines		
2378_Tétrachlorodibenzodioxine	5,0.10 ¹ - 1,2.10 ³	
12378_Pentachlorodibenzodioxine	6,2.10 ¹ - 2,9.10 ³	
123478_Hexachlorodibenzodioxine	4,8.10 ¹ - 5,4.10 ³	
123678_Hexachlorodibenzodioxine	4,8.10 ¹ - 7,5.10 ³	
123789_Hexachlorodibenzodioxine	4,8.10 ¹ - 3,4.10 ³	
1234678_Heptachlorodibenzodioxine	6,5.10 ¹ - 1,3.10 ⁴	
Octachlorodibenzodioxine	1,9.10 ² - 2,1.10 ⁵	
Furannes		
2378_Tétrachlorodibenzofuranne	3,6.10 ¹ - 6,4.10 ²	
12378_Pentachlorodibenzofuranne	3,1.10 ¹ - 1,5.10 ³	
23478_Pentachlorodibenzofuranne	3,1.10 ¹ - 6,1.10 ²	
123478_Hexachlorodibenzofuranne	3,5.10 ¹ - 1,9.10 ³	
123678_Hexachlorodibenzofuranne	3,5.10 ¹ - 2,5.10 ³	
123789_Hexachlorodibenzofuranne	3,5.10 ¹ - 8,1.10 ³	
234678_Hexachlorodibenzofuranne	3,5.10 ¹ - 3,6.10 ³	
1234789_Heptachlorodibenzofuranne	1,1.10 ² - 5,0.10 ³	
1234678_Heptachlorodibenzofuranne	1,1.10 ² - 1,0.10 ⁴	
Octachlorodibenzofuranne	9,7.10 ¹ - 1,6.10 ⁵	
Polychlorobiphényles		
244' Trichlorobiphényle (28)	4 - 1,1.10 ²	
22'55'' Tétrachlorobiphényle (52)	6,9.10 ¹ - 9,5.10 ¹	7,9.10¹
33'44' Tétrachlorobiphényle (77)	2.10 ¹ - 4,3.10 ²	
344'5 Tétrachlorobiphényle (81)	6 - 2,5.10 ²	
22'455' Pentachlorobiphényle (101)	7 - 6,7.10 ²	
233'44' Pentachlorobiphényle (105)	3,6.10 ² - 1,1.10 ³	7,2.10²
2344'5 Pentachlorobiphényle (114)	1,1.10 ¹ - 6,4.10 ²	
23'44'5 Pentachlorobiphényle (118)	3,6.10 ² - 1,1.10 ³	7,3.10²
3344'5 Pentachlorobiphényle (126)	2,9.10 ¹ - 1,1.10 ³	
22'344'5' Hexachlorobiphényle (138)	2,4.10 ¹ - 6,5.10 ²	
22'44'55' Hexachlorobiphényle (153)	1,1.10 ¹ - 4,9.10 ²	
233'44'5 Hexachlorobiphényle (156)	4,4.10 ¹ - 1,4.10 ³	
233'44'5' Hexachlorobiphényle (157)	4,6.10 ¹ - 1,7.10 ³	
23'44'55' Hexachlorobiphényle (167)	4,3.10 ¹ - 1,3.10 ³	
33'44'55' Hexachlorobiphényle (169)	3,3.10 ¹ - 1,1.10 ³	
22'344'55' Heptachlorobiphényle (180)	2,2.10 ¹ - 1,1.10 ³	
233'44'55' Heptachlorobiphényle (189)	5 - 3,0.10 ³	

2.4.4 TUBERCULES

Dans le projet TROPHé, l'ordonnée à l'origine des droites de régression obtenues entre la concentration dans la pomme de terre et celle du sol est égale à 0 ou proche de 0 pour tous les congénères étudiés. Les facteurs de bioconcentration air gazeux - tubercules sont donc considérées comme nulle.

2.4.5 LEGUMES-RACINES

Mikes et al. (2009) ont mis en évidence un impact des PCB dans l'air sur les différentes parties du radis (parties supérieures, bulbe et racelles). Mais les auteurs ne rapportent pas les données obtenues sur le bulbe.

Pour les carottes cultivées dans le cadre du projet TROPHé, les ordonnées à l'origine des droites de régression définies entre les concentrations dans les carottes entières et celles du sol sont supérieures à 0 pour la plupart des congénères étudiés. Cependant, aucun congénère ne présente de concentrations dans la carotte supérieures à la LOQ pour des concentrations dans le sol inférieures à la LOQ, contrairement aux cultures de graminées, de salades et de haricots. Il convient d'ailleurs de remarquer que pour les deux PCB les plus volatils, les concentrations dans la carotte sont systématiquement inférieures à la LOQ (sauf pour un réplica pour lequel les concentrations en PCB pour tous les congénères sont singulièrement plus élevées que dans les autres). A l'exception de l'OCDD, qui, d'après ses propriétés physico-chimiques, est présente dans l'air quasi-exclusivement sous forme particulaire, aucune des droites de régression obtenues entre la concentration dans la carotte et le sol n'a une pente proche de 0 ou décroissante.

Compte-tenu du manque de données dans la littérature et des limites liées aux mesures de concentration dans l'air de l'enceinte, les rapports entre les facteurs de bioconcentration, obtenus pour les graminées à partir des données de TROPHé, et ceux obtenus pour les carottes entières ont été calculés. Contrairement aux salades et haricots, ces rapports sont très variables (ils vont de 0,2 à 50 sur les valeurs calculées à partir des ordonnées à l'origine des droites de régression).

Dans ces conditions, il paraît difficile et prématuré de définir des valeurs pour le facteur de bioconcentration air gazeux - légumes-racines.

2.4.6 CEREALES

Les rares données collectées montrent une contamination très faible des grains, inférieures à celles des légumes-fruits. Pour une concentration en PCDD/F dans un sol de 3200 ng I-TEQ/kg, les données de Müller et al. (1994) sur le grain de petits pois montrent la présence de dioxines à 7 et 8 atomes de chlore et d'un peu de furannes, correspondant principalement à des congénères ayant de 4 à 6 atomes de chlore. D'après les auteurs, cette contamination est principalement liée au dépôt particulaire.

Compte tenu des données actuellement disponibles et du fait que les grains de céréales sont protégés par une enveloppe protectrice, les facteurs de transfert air-céréales sont pour l'instant considérés comme nuls dans MODUL'ERS, même si l'on ne peut exclure un phénomène de translocation à partir des feuilles.

2.4.7 ENSILAGE

La contamination d'ensilage d'herbes peut être considérée identique à celle du fourrage. Pour les mêmes raisons que celles indiquées dans la section 2.3.7, celle du maïs ensilage sera considérée comme égale à la moitié de celle du fourrage.

Comme pour les coefficients de transfert sol-plante, les valeurs minimales et ponctuelles retenues pour les coefficients de transfert air gazeux - ensilage dans MODUL'ERS sont les valeurs définies pour le fourrage divisées par deux. Les valeurs maximales sont identiques à celles déterminées pour le fourrage.

3. TRANSFERT DANS LES PRODUITS D'ORIGINE ANIMALE

Compte-tenu de leur caractère lipophile et de leur résistance à la métabolisation, les PCDD/F et les PCB tendent à s'accumuler dans les graisses.

Suite à plusieurs crises sanitaires, le transfert de ces substances dans le lait, les œufs et les graisses animales ont fait l'objet de différentes études. Il s'agit le plus souvent d'études où la contamination et/ou décontamination des animaux est suivie à travers l'évolution de la concentration de polluants mesurée dans le lait ou les œufs produits par les animaux d'élevage. Ces deux matrices constituent en effet la voie d'élimination principale de ces polluants chez ces animaux.

Les études portant sur le transfert dans la viande de bœuf, de porc ou du poulet de chair sont nettement moins nombreuses. Pourtant, en l'absence d'une voie d'élimination aussi importante que l'excrétion de lait ou d'œuf, la bioaccumulation des PCDD/F et PCB peut être plus importante. La concentration de polluant dans la viande de ces animaux est cependant limitée par une vitesse de croissance élevée du compartiment lipidique et une durée de vie limitée.

3.1 RELATIONS MATHÉMATIQUES UTILISÉES POUR ESTIMER LES PARAMÈTRES DE TRANSFERT DANS LE LAIT, LES ŒUFS ET LA VIANDE ANIMALE

Un animal avec un apport de polluant constant et des conditions d'élimination constantes voit les concentrations dans ses matrices augmenter jusqu'à une concentration maximale correspondant à l'équilibre. La concentration dans les lipides excrétés (ceux du lait ou des œufs) et la concentration des lipides corporels (ceux de la viande) peuvent alors être considérées comme égales.

D'une manière générale, pour estimer les concentrations dans les matrices animales, MODUL'ERS propose un calcul à l'équilibre basé sur l'utilisation d'un facteur de bioconcentration ou un facteur de biotransfert et un calcul dynamique faisant appel à des constantes cinétiques.

A partir des publications disponibles, et malgré des informations parfois incomplètes, l'objectif a été de définir à minima un facteur de bioconcentration pour chaque matrice d'intérêt (œuf, lait, viande de volaille, de bovin et de porc) et chaque congénère. Les sections suivantes expliquent les différents types d'approche utilisés pour exploiter les données des publications consultées.

3.1.1 MÉTHODE D'ESTIMATION DES PARAMÈTRES À PARTIR D'ESSAIS EXPÉRIMENTAUX PENDANT LESQUELS LES CONCENTRATIONS ONT ATTEINT UN NIVEAU STATIONNAIRE

La concentration à l'équilibre peut être calculée à l'aide :

- d'un facteur de bioconcentration (BCF), qui exprime le rapport entre la concentration dans la matrice animale considérée et la concentration dans les aliments. Ce facteur s'exprime en kg d'aliment/kg de matrice animale ;
- d'un facteur de biotransfert (B_T) correspondant au rapport entre la concentration dans la matrice animale considérée et la quantité de polluant reçue par jour par l'animal. Compte-tenu de la nature des polluants considérés, l'exposition des animaux est essentiellement liée à leur ration alimentaire, et éventuellement à l'ingestion de sol. Ce facteur s'exprime donc en j/kg de matrice animale ;

- ou, pour les œufs et le lait, du taux de transfert (F_T), égal à la quantité de polluant éliminée par jour dans le lait ou les œufs produits sur la quantité journalière ingérée.

Ces trois paramètres sont reliés par les relations suivantes :

$$F_T = \frac{C_{\text{œuf/lait}} \times Q_{\text{œuf/lait}}}{C_{\text{aliment}} \times Q_a} = B_T \times Q_{\text{œuf/lait}} = BCF \times \frac{Q_{\text{œuf/lait}}}{Q_a} \quad \text{Équation 1}$$

avec $Q_{\text{œuf/lait}}$: production d'œuf ou de lait journalière (kg/j),

$C_{\text{œuf/lait}}$: concentration de polluant dans les œufs ou dans le lait (pg/kg),

C_{aliment} : concentration de polluant dans les aliments (pg/kg),

Q_a : quantité d'aliment ingéré par jour par l'animal (kg/j).

Par conséquent, les publications scientifiques relatant des essais de contamination de poules et de vaches par les PCDD/F et les PCB suffisamment longs pour que les concentrations aient atteint un niveau stationnaire, ou fournissant un taux de transfert à l'équilibre permettent d'estimer les facteurs de bioconcentration dans les œufs ou le lait et dans la viande de poule ou de vache.

3.1.2 METHODES D'ESTIMATION DES PARAMETRES A PARTIR D'ESSAIS EXPERIMENTAUX OU LES CONCENTRATIONS N'ONT PAS ATTEINT UN NIVEAU STATIONNAIRE

Lorsque les concentrations des tissus animaux n'ont pas atteint un état stationnaire, il est possible, si les données sont suffisantes, d'estimer la constante de perte par le lait ou les œufs (k), la constante d'élimination par les autres voies (λ) et le taux d'absorption (t_{abs}), qui permettent à leur tour, de calculer les facteurs de biotransfert et de bioconcentration⁶.

D'après MacLachlan et al. (2009 a), on peut écrire :

$$k \times m_a = Q_{\text{œuf/lait}} \times C_{\text{œuf/lait}} \quad \text{Équation 2}$$

avec m_a : quantité de polluant dans l'organisme animal,

$$\text{d'où } k = \frac{C_{\text{œuf/lait}}}{C_a} \times \frac{Q_{\text{œuf/lait}}}{M_a} \quad \text{Équation 3}$$

avec C_a : concentration dans l'organisme animal,

M_a : masse des tissus animaux où est stocké le polluant.

Les PCDD/F et les PCB étant des substances très lipophiles, elles sont essentiellement stockées dans les graisses. Les expressions mathématiques ci-dessus sont donc généralement exprimées par rapport à la masse de lipides. Par ailleurs, à l'équilibre la concentration dans les lipides des tissus excrétés (œuf/lait)

⁶ D'après les équations 1.7.21 et 1.7.25 du rapport DRC-08-94882-16675B sur les « Jeux d'équations pour la modélisation des expositions liées à la contamination d'un sol ou aux émissions d'une installation industrielle », le facteur de bioconcentration dans l'organisme animal

est égal à : $B_{T1} = \frac{t_{\text{abs}}}{(k + \lambda) \times M_a}$ (avec M_a : masse des tissus animaux où est stocké le polluant) et

le facteur de bioconcentration dans les tissus excrétés est égal à : $B_{T2} = \frac{k}{k + \lambda} \times \frac{t_{\text{abs}}}{Q_{\text{œuf/lait}}}$

étant égale à celle des lipides corporels, la relation précédente devient alors égale au rapport de la quantité de lipides excrétés par le lait ou les œufs sur la masse de lipides corporelles (à l'équilibre, $k = \frac{Q_{\text{œuf/lait}}}{M_a}$ Équation 4).

Après contamination de l'animal, la constante λ peut être calculée à partir de l'évolution des concentrations dans les tissus animaux lors de la phase d'élimination. En effet, l'élimination des polluants peut être considérée comme suivant une cinétique d'ordre 1. Si l'apport de polluant est nul,

$$\frac{dm_a}{dt} = -(\lambda + k).m_a \quad \text{Équation 5}$$

et si M_a est constante, $C_a = C_{a,0}.e^{-(\lambda+k)t}$ Équation 6

avec $C_{a,0}$: concentration dans l'organisme animal au temps initial.

La pente de la droite représentant le logarithme népérien des concentrations en fonction du temps correspond alors à $k+\lambda$.

Dans le cas d'un animal ne produisant pas de lait ou d'œuf (bœuf, poulet de chair, porc charcutier), k est nul, mais λ , tel que défini ci-dessus, intègre la vitesse de croissance du compartiment lipidique. Pour utiliser l'approche dynamique de calcul des concentrations dans MODUL'ERS ou estimer le facteur de bioconcentration dans la graisse animale à l'abattage, il convient de définir le facteur d'élimination sans tenir compte de la croissance corporelle. Si la masse lipidique croît de manière exponentielle durant la phase d'élimination, cette vitesse de croissance peut être soustraite de la valeur de la pente (sinon il convient d'estimer la pente de la droite représentant le logarithme népérien de la masse, et non de la concentration, de polluant dans l'organisme animal en fonction du temps).

Enfin, le taux d'absorption peut être estimé à partir des concentrations mesurées dans les œufs ou le lait en période d'exposition. Comme dans Fournier et al. (2013), les concentrations dans les œufs ou le lait peuvent être représentées par une relation de la forme suivante :

$$C_{\text{œuf/lait}} \approx A \times (1 - e^{-\alpha t}) \quad \text{Équation 7}$$

avec α : constante d'élimination globale

$$\alpha = k + \lambda \quad \text{Équation 8}$$

et A : asymptote de la courbe

$$A = B_T \times I = \frac{k \times t_{\text{abs}} \times I}{(k + \lambda) \times Q_{\text{œuf/lait}}} \quad \text{Équation 9}$$

avec I : quantité de polluant ingérée par jour.

Lorsque les données disponibles sont insuffisantes pour estimer ces trois paramètres et en déduire un facteur de bioconcentration, il reste possible d'estimer un facteur de bioconcentration par excès, en faisant l'hypothèse d'une

constante d'élimination nulle (absence de métabolisation) et éventuellement d'un taux d'absorption égal à 1. Pour la poule et la vache, le facteur de bioconcentration permettant de calculer la concentration dans le lait et la viande à l'état stationnaire est alors égal à :

$$B_T = 1/Q_{\text{œuf/lait}} \quad \text{Équation 10}$$

Pour le bœuf, le poulet de chair et le porc charcutier, en l'absence de voie d'élimination prise en compte, un facteur de bioconcentration apparent⁷ peut être calculé à l'abattage, en tenant compte du nombre de jours d'exposition (n) et de la quantité journalière d'aliments consommés pendant cette période. On écrit alors :

$$B_{T,app} = n \times Q_a / M_a \quad \text{Équation 11}$$

3.1.3 APPROCHES UTILISEES POUR DEFINIR LES PARAMETRES DE MODUL'ERS ET LIMITES DE CES APPROCHES

Pour une meilleure appréciation de la variabilité et de l'incertitude liées au protocole expérimental mis en place pour la détermination de ces paramètres, l'ensemble des données jugées pertinentes a été exploité, soit en relevant directement les données fournies par les auteurs, soit en réalisant des calculs tels que décrits ci-dessus.

Cependant pour la poule et la vache, seuls des facteurs de bioconcentration sont donnés pour renseigner MODUL'ERS. Aucun taux d'absorption, ni constante de perte n'est fourni pour utiliser l'approche dynamique. En effet, sous MODUL'ERS l'approche dynamique proposée correspond à un modèle mono-compartimental, qui suppose une distribution et un équilibre immédiat du polluant dans l'organisme animal. Or, les essais expérimentaux montrent que la toxicocinétique des PCDD/F et des PCB chez ces animaux est mieux décrite par un modèle à deux compartiments (MacLachlan et al., 2009), avec un compartiment central, bien perfusé correspondant aux organes comme le cœur, le rein, la peau... et un compartiment périphérique, moins bien perfusé, pour représenter notamment les graisses. Concrètement, ce type de modèle implique que :

- la concentration dans les graisses est inférieure à celle des lipides du lait et des œufs pendant la phase d'exposition et avant l'atteinte de l'équilibre entre les différents tissus,
- que la concentration dans les graisses est supérieure à celle des lipides du lait et des œufs en phase d'élimination,
- que la concentration dans le lait et des œufs en phase d'élimination suit une courbe biphasique avec une première phase de courte durée, caractérisée par une vitesse de décroissance rapide, correspondant à une élimination des polluants présents dans le compartiment central et une seconde phase plus longue avec une vitesse de décroissance plus lente, durant laquelle la diminution des concentrations dans le lait s'accompagne d'une diminution des concentrations de polluants dans les graisses.

⁷ Le facteur de bioconcentration est dit « apparent » car, dans ces conditions, l'équilibre dans les tissus n'est pas atteint.

L'approche monophasique proposée sous MODUL'ERS est donc peu adaptée pour représenter la décroissance globale des PCDD/F et des PCB dans le lait ou les œufs.

En revanche, l'évolution de la concentration dans la graisse, bien que décalée dans le temps par rapport à la concentration dans le lait ou les œufs peut être représentée par un modèle mono-compartimental. La vitesse de décroissance des polluants dans la graisse en période d'élimination correspond ainsi à celle pouvant être déterminée dans la seconde phase de décroissance des concentrations dans les œufs ou le lait.

Aussi, le taux d'absorption et la vitesse d'élimination par métabolisation λ définie chez la poule sur la phase de décroissance lente ont été utilisés, dans MODUL'ERS, pour renseigner les paramètres nécessaires au calcul de la concentration dans la viande de poulet par l'approche dynamique (pour la vache, les données disponibles ont en revanche été jugées trop pauvres pour renseigner de manière satisfaisante les paramètres cinétiques chez le bœuf). Ces paramètres collectés ou estimés chez la poule ou la vache ont aussi servi à calculer des facteurs de bioconcentration dans la viande du poulet ou du bœuf et contribué à enrichir le jeu de données.

Enfin, il découle des remarques précédentes que l'équation 2, avec m_a assimilée à la quantité de polluant dans le compartiment lipidique, constitue une approximation. Pour limiter l'incertitude liée à l'utilisation de cette relation pour estimer la constante d'élimination par le lait ou les œufs, k et $k+\lambda$ ont été déterminés à partir des mesures réalisées dans les matrices, en fin de période d'exposition et/ou d'élimination.

3.2 VOLAILLES

Les données collectées ne concernent que les poules et les poulets de chair.

3.2.1 POULES

Des facteurs de bioconcentration ont été calculés pour la poule à partir des publications de Stephens et al. (1995), de De Vos (2005), de Pirard et al. (2006), de Fujita et al. (2012) et de Traag et al. (2004).

Stephens et al. (1995) ont mené des essais en conditions contrôlées, pendant 178 jours sur trois groupes de 22 poules, exposées à des niveaux de contamination en dioxines et furannes différents. Les aliments destinés aux animaux, initialement non contaminés (< 1 ppt), ont été additionnés de 10 % de sol contaminé. Les trois groupes élevés dans des bâtiments différents ont eu libre accès à l'eau et aux aliments. L'alimentation du groupe faiblement exposé présentait une concentration de l'ordre de 4,2 ng TEQ/kg et celle du groupe fortement exposé une concentration de 46 ng TEQ/kg. Après atteinte d'un niveau de concentration stationnaire dans les œufs, les auteurs ont calculé des facteurs de bioconcentration exprimés en poids frais pour différents tissus, dans les deux groupes de poules exposées. Les valeurs pour les œufs ont été exprimées par rapport au poids de matières grasses, par nos soins, sur la base de 10 % de lipides dans les œufs.

Fujita et al. (2012) ont exposé des poules à des PCDD/F et des PCB-dl pendant 19 semaines. Un groupe de six poules a reçu une alimentation additionnée d'un mélange de polluants, tandis qu'un autre groupe servait de témoin. Une

concentration stationnaire dans les œufs a été atteinte au bout d'environ un mois. Les facteurs de bioconcentration ont été calculés à partir des concentrations fournies par les auteurs.

Pirard et al. (2006) ont exposé des poules pendant 14 semaines à des PCDD/F. Neuf poules ont été exposées à un faible niveau de contamination (0,8 ng TEQ/kg d'aliments) à partir d'huile recyclée, tandis que trois autres poules ont été exposées à un niveau élevé (10 ng TEQ/kg d'aliment) à partir de cendres volantes. Dans le groupe le moins exposé, le processus de ponte s'est arrêté rapidement, avant atteinte d'un état d'équilibre. Pour le groupe le plus exposé, une concentration stationnaire a en revanche été atteinte dans les œufs au bout de 9 semaines. Les facteurs de bioconcentration, donnés par les auteurs, ne concernent donc que ce groupe. Les valeurs obtenues sont inférieures à celles de Stephens et al. (1995), mais ne sont pas significativement différentes de celles de Fujita (20012) malgré une exposition par cendres volantes, à laquelle pourrait correspondre une biodisponibilité des polluants plus faible.

De Vos et al. (2005) ont étudié l'exposition de trois groupes de douze poules pendant 41 semaines à des PCB indicateurs. Les polluants étaient additionnés à de l'huile d'arachide, ajoutée à la ration alimentaire des animaux. Selon les groupes, les concentrations étaient de 0,2 µg/kg (groupe contrôle), 1,5 µg/kg et 6 µg/kg d'aliment. Une concentration stationnaire a été atteinte dans les œufs entre le 40^{ème} et le 70^{ème} jour. A partir des concentrations mesurées dans les jaunes d'œufs, des facteurs de bioconcentration ont été calculés pour les deux groupes dont l'alimentation a été supplémentée en PCB, en tenant compte d'une teneur de 31% de lipides dans le jaune d'œuf.

Traag et al. (2004) ont étudié la cinétique de contamination et de décontamination de poules pondeuses par des PCDD/F et des PCB-dl. Les animaux ont été divisés en 6 groupes de 12 à 23 animaux, exposés chacun à des niveaux de contamination différents, par le biais de l'alimentation, additionnée d'huile contaminée. Selon les groupes, les niveaux de contamination de la ration alimentaire allaient de 0,04 à 2,04 ng TEQ/kg pour les PCDD/F, de 0,04 à 3,95 ng TEQ/kg pour la somme des PCDD/F et PCB-dl et de 0,2 à 31,7 µg/kg pour les PCBi. Les animaux ont fait l'objet d'un suivi pendant 112 jours, se décomposant en deux périodes de 56 jours. Durant toute la première période, les concentrations de polluants dans les œufs des animaux ayant reçu une alimentation contaminée a augmenté. La seconde période, pendant laquelle l'ensemble des animaux a reçu une alimentation non supplémentée en polluant, correspond à une période d'élimination, pendant laquelle la concentration dans les œufs a diminué d'abord rapidement, puis plus lentement. Dans chacun de ces groupes, une partie des animaux a également été abattu à la fin des phases d'exposition et d'élimination, pour analyser les teneurs dans la graisse abdominale, le foie et les ovaires.

Bien qu'une concentration stationnaire n'ait pas été atteinte dans les œufs des groupes supplémentés en polluants, les constantes cinétiques et les concentrations dans les œufs à l'état stationnaire peuvent être estimées, en utilisant les données de la publication et les équations présentées dans la section 3.1.2. L'INERIS a effectué ce travail pour les cinq groupes d'animaux ayant reçu une alimentation supplémentée en PCDD/F et PCB. Les valeurs obtenues sont plus élevées que celles issues de Fujita et al., De Vos et al. et Pirard et al. (sauf pour les PCB 52 et 101, qui présentent une métabolisation plus importante et pour lesquels les valeurs sont identiques), mais sont généralement proches de celles

obtenues par Stephens et al. Les valeurs sont cohérentes avec les informations de Hoogenboom et al. (2006), qui indiquent que le modèle toxicocinétique développé sur la base des données de la publication de Traag et al. (2004) donne des facteurs de transfert à l'équilibre deux fois plus élevés que ceux calculés après 56 jours d'exposition (fin de la période d'exposition).

Sur la base de ces cinq publications, un intervalle de valeurs a été défini pour le facteur de bioconcentration dans les œufs, pour chacun des congénères. La borne minimale correspond à la valeur la plus faible issue de ces publications. La borne supérieure est égale à la valeur calculée à partir de l'équation 10 et des valeurs ponctuelles données pour les paramètres $Q_{\text{œuf}}$ et M_a dans MODUL'ERS ou bien à la valeur maximale issue des publications, si cette dernière est plus faible. Une valeur ponctuelle a également été proposée. Elle correspond à la moyenne géométrique des valeurs calculées à partir des publications décrites ci-dessus (hors publication de Pirard et al., pour laquelle la biodisponibilité des polluants a pu être réduite compte-tenu du type de contamination en jeu). Les valeurs sont présentées dans le tableau suivant. Elles sont aussi applicables au calcul des concentrations dans la viande de poule.

Pour information, le choix a été fait de ne pas exploiter les données des publications de Traag et al. (2006) et de Schuler et al. (1997).

En effet, les essais de Traag et al. (2006) menés sur une courte durée n'ont pas permis d'atteindre une concentration stationnaire dans les œufs et les informations fournies sont insuffisantes pour en déduire des paramètres de cinétique par congénère.

Les facteurs de bioconcentration obtenus par Schuler et al. (1997) pour des poules ayant accès à un parcours extérieur n'ont pas été utilisés, car ils ont été calculés à partir de la concentration mesurée dans les 10 premiers centimètres du sol occupé par l'élevage. Compte-tenu d'une contamination du sol principalement par dépôts atmosphériques et de la faible mobilité des polluants considérés, il semble que la hauteur de sol échantillonné tende à sous-évaluer l'exposition des animaux.

Tableau 10 : Facteur de bioconcentration des PCDD/F et des PCB dans la viande de poule et dans les œufs - BCFanim1 et BCFanim2 (kg d'aliments/kg de lipide)

Substance	Intervalle de valeurs	Valeur ponctuelle
Dioxines		
2378 Tétrachlorodibenzodioxine	8 - 24	16
12378 Pentachlorodibenzodioxine	9 - 22	16
123478 Hexachlorodibenzodioxine	10 - 21	14
123678 Hexachlorodibenzodioxine	9 - 20	14
123789 Hexachlorodibenzodioxine	6 - 13	10
1234678 Heptachlorodibenzodioxine	3 - 12	8
Octachlorodibenzodioxine	1 - 13	5
Furannes		
2378 Tétrachlorodibenzofuranne	5 - 18	12
12378 Pentachlorodibenzofuranne	9 - 24	16
23478 Pentachlorodibenzofuranne	8 - 24	16
123478 Hexachlorodibenzofuranne	9 - 21	15
123678 Hexachlorodibenzofuranne	7 - 21	13
123789 Hexachlorodibenzofuranne	3 - 24	14
234678 Hexachlorodibenzofuranne	5 - 19	10
1234789 Heptachlorodibenzofuranne	2 - 11	6
1234678 Heptachlorodibenzofuranne	2 - 10	7
Octachlorodibenzofuranne	0,3 - 1,0	0,5
Polychlorobiphényles		
244' Trichlorobiphényle (28)	11 - 19	16
22'55" Tétrachlorobiphényle (52)	0,5 - 0,8	0,6
33'44' Tétrachlorobiphényle (77)	6 - 22	15
344'5 Tétrachlorobiphényle (81)	8 - 21	17
22'455' Pentachlorobiphényle (101)	0,8 - 1,5	1,0
233'44' Pentachlorobiphényle (105)	10 - 24	19
2344'5 Pentachlorobiphényle (114)	9 - 24	17
23'44'5 Pentachlorobiphényle (118)	9 - 22	16
3344'5 Pentachlorobiphényle (126)	10 - 23	19
22'344'5' Hexachlorobiphényle (138)	10 - 24	16
22'44'55' Hexachlorobiphényle (153)	12 - 24	17
233'44'5 Hexachlorobiphényle (156)	10 - 22	17
233'44'5' Hexachlorobiphényle (157)	11 - 24	17
23'44'55' Hexachlorobiphényle (167)*	10 - 24	
33'44'55' Hexachlorobiphényle (169)	10 - 22	15
22'344'55' Heptachlorobiphényle (180)	8 - 23	14
233'44'55' Heptachlorobiphényle (189)	12 - 15	14

* : faute de données pour ce congénère, l'intervalle des valeurs obtenues pour les autres congénères de type dioxine-like, à 6 atomes de chlore est utilisé.

3.2.2 POULETS DE CHAIR

Des facteurs de bioconcentration ont été calculés pour le poulet de chair à partir des publications de Abalos et al. (2010), Pirard et al. (2005) et Traag et al. (2004).

Par ailleurs, bien que les données soient plus limitées, des taux d'absorption ont été déduits des publications de Traag et al. (2004) et de Stephens et al. (1995), et des taux d'élimination ont été calculés à partir des publications de Traag et al. (2004) et de Hoogenboom et al. (2004).

Abalos et al. (2010) ont exposé des poulets (six groupes de quatre poulets dont des animaux servant de témoin) pendant 40 jours à un mélange de PCDD/F et de PCB-dl, ajouté à leur alimentation par le biais d'huile de poissons contaminée. Trois niveaux d'exposition ont été testés : faible (0,59 pg TEQ/g d'aliment), moyen (1,12 pg TEQ/g d'aliment) et fort (1,75 pg/g d'aliment). L'exposition n'a pas modifié la consommation alimentaire, ni le gain de poids des animaux. Au terme de la période d'exposition, les animaux ont été sacrifiés et les concentrations mesurées dans la viande des cuisses, prélevées avec la peau. Il convient de noter que les valeurs de BCF données par les auteurs sont relativement proches de la valeur maximale théorique calculée après 40 jours d'exposition.

Pirard et al. (2005) ont exposé des poules pendant dix semaines à une alimentation supplémentée par une huile contaminée. Les poules, y compris le groupe servant de contrôle s'est arrêté complètement de pondre après quatre semaines d'exposition, du fait apparemment des conditions d'élevage (manque de lumière ou de calcium...). Au bout de cinq semaines, les auteurs ont observé un niveau d'excrétion des polluants dans les fèces constant. Au terme de la période d'exposition, quatre des animaux exposés ont été sacrifiés et les teneurs en PCDD/F et PCB-dl ont été mesurées dans la graisse abdominale et le muscle. En l'absence d'élimination des PCDD/F et PCB-dl par les œufs, et compte-tenu du peu de données disponibles pour le poulet de chair, les niveaux de bioconcentration mesurés ici sont pris en compte, malgré une absorption des polluants potentiellement modifiée par l'arrêt de la ponte.

Les données des essais de Traag et al (2004) décrits dans la section précédente ont été utilisées, comme indiqué dans les sections 3.1.2 et 3.1.3, pour estimer les paramètres de transfert chez le poulet de chair. Il convient de noter que les valeurs de BCF, calculées, dans ce cas, à l'état stationnaire (qui peut être plus long à atteindre que la durée de vie des poulets élevés pour la consommation de leur viande) sont nettement plus élevées que la valeur du « BCF apparent » obtenue pour une durée de vie classique de 90 ou 100 jours, sauf pour les PCB 52 et 101, pour lesquels un taux de métabolisation nettement plus élevé que pour les autres congénères a été calculé.

Un intervalle de valeurs a été défini pour les facteurs de bioconcentration dans la viande de poulet, en prenant en compte comme borne inférieure la valeur minimale obtenue à partir des trois publications. La borne supérieure est égale à la valeur calculée à partir de l'équation 11 et des valeurs ponctuelles données dans MODUL'ERS pour la durée de vie, la masse d'aliments consommée par jour et la masse de lipides du poulet à l'abattage, ou bien à la valeur maximale issue des publications, si cette dernière est plus faible. Une valeur ponctuelle a également été proposée. Pour les PCDD/F et PCB-dl, elle correspond à la valeur minimale entre le BCF « apparent » calculé à partir de l'équation 11 et des données d'exposition du poulet dans MODUL'ERS et la moyenne des valeurs fournies par Abalos et al. (seules valeurs obtenues chez des poulets) multipliées

par deux, pour tenir compte d'une exposition de seulement 40 jours (ce qui correspond à la durée de vie d'un poulet standard, mais est bien inférieure à celle d'un poulet label rouge ou d'un poulet fermier) et du fait que les concentrations dans la viande n'ont pas, selon toute vraisemblance, atteint un niveau stationnaire à cette date. Pour les PCB 52 et 101, les valeurs calculées à partir de Traag et al. ont été retenues.

Tableau 11 : Facteur de bioconcentration des PCDD/F et des PCB dans la viande de poulet - BCF_{anim1} (kg d'aliments/kg de lipide)

Substance	Intervalle de valeurs	Valeur ponctuelle
Dioxines		
2378 Tétrachlorodibenzodioxine	8 - 20	17
12378 Pentachlorodibenzodioxine	7 - 20	17
123478 Hexachlorodibenzodioxine	7 - 20	14
123678 Hexachlorodibenzodioxine	10 - 20	20
123789 Hexachlorodibenzodioxine	4 - 20	10
1234678 Heptachlorodibenzodioxine	2 - 20	13
Octachlorodibenzodioxine	3 - 9	9
Furannes		
2378 Tétrachlorodibenzofuranne	9 - 20	19
12378 Pentachlorodibenzofuranne	8 - 20	17
23478 Pentachlorodibenzofuranne	7 - 20	15
123478 Hexachlorodibenzofuranne	7 - 20	17
123678 Hexachlorodibenzofuranne	6 - 20	14
123789 Hexachlorodibenzofuranne	5 - 20	11
234678 Hexachlorodibenzofuranne	4 - 20	10
1234789 Heptachlorodibenzofuranne	2 - 5	5
1234678 Heptachlorodibenzofuranne	2 - 20	7
Octachlorodibenzofuranne	1 - 4	4
Polychlorobiphényles		
244' Trichlorobiphényle (28)		20
22'55" Tétrachlorobiphényle (52)		1
33'44' Tétrachlorobiphényle (77)	1 - 20	19
344'5 Tétrachlorobiphényle (81)	4 - 20	20
22'455' Pentachlorobiphényle (101)	1 - 2	1
233'44' Pentachlorobiphényle (105)	11 - 20	20
2344'5 Pentachlorobiphényle (114)	10 - 20	20
23'44'5 Pentachlorobiphényle (118)	11 - 20	20
3344'5 Pentachlorobiphényle (126)	10 - 20	20
22'344'5' Hexachlorobiphényle (138)*		20
22'44'55' Hexachlorobiphényle (153)*		20
233'44'5 Hexachlorobiphényle (156)	11 - 20	20
233'44'5' Hexachlorobiphényle (157)	10 - 20	20
23'44'55' Hexachlorobiphényle (167)	11 - 20	20
33'44'55' Hexachlorobiphényle (169)	9 - 20	20
22'344'55' Heptachlorobiphényle (180)*		20
233'44'55' Heptachlorobiphényle (189)	11 - 20	20

* : Faute de données pour ces congénères, la valeur maximale du BCF apparent est fournie

Un intervalle de valeurs a été défini pour le taux d'absorption à partir des données de Stephens et al. (1995) et de celles estimées à partir de la publication de Traag et al. (2004). Les valeurs issues de Stephens et al. sont définies à partir des quantités de polluants mesurées dans le foie, les tissus adipeux et les œufs après 164 jours d'exposition. Ces valeurs peuvent minorer le taux d'absorption des substances et correspondent de fait à la borne inférieure de l'intervalle défini, car elles ne prennent pas en compte les quantités de polluants présentes éventuellement dans d'autres tissus et la métabolisation des substances.

Un intervalle de valeurs a également été défini pour le facteur d'élimination λ , à partir des valeurs calculées sur les données de Traag et al (2004) obtenues sur la poule et les données de Hoogenboom et al. (2004).

Hoogenboom et al. (2004) ont exposé pendant une semaine 15 poulets de chair à une alimentation contaminée par des PCDD/F et des PCB. Ils ont ensuite suivi la décroissance des PCB pendant trois semaines en fournissant à ces animaux une alimentation non contaminée et en abattant certains d'entre eux à l'arrêt de la contamination, d'autres au bout d'une, puis trois semaines. L'INERIS a calculé un facteur d'élimination à partir des concentrations mesurées dans la graisse des animaux après une et trois semaines d'arrêt de l'exposition, en utilisant les données fournies par les auteurs concernant l'évolution de la masse de matières grasses des animaux.

Les intervalles des données obtenues sont reportés dans le tableau suivant.

Tableau 12 : Taux d'absorption t_{abs_anim} (-) et constante d'élimination λ_{anim} (j^{-1}) des PCDD/F et PCB chez le poulet

Substance	Taux d'absorption (t_{abs})	Lambda (λ)
Dioxines		
2378 Tétrachlorodibenzodioxine	0,44 - 1,0	0 - 10^{-3}
12378 Pentachlorodibenzodioxine	0,54 - 1,0	0 - 3.10^{-2}
123478 Hexachlorodibenzodioxine	0,49 - 1,0	3.10^{-3} - 10^{-2}
123678 Hexachlorodibenzodioxine	0,32 - 1,0	9.10^{-4} - 2.10^{-2}
123789 Hexachlorodibenzodioxine	0,19 - 1,0	3.10^{-3} - 2.10^{-2}
1234678 Heptachlorodibenzodioxine	0,19 - 1,0	0 - 3.10^{-2}
Octachlorodibenzodioxine	0,07 - 0,52	0 - 8.10^{-2}
Furannes		
2378 Tétrachlorodibenzofuranne	0,39 - 1,0	7.10^{-4} - 2.10^{-2}
12378 Pentachlorodibenzofuranne	0,74 - 1,0	2.10^{-4} - 10^{-2}
23478 Pentachlorodibenzofuranne	0,63 - 1,0	0 - 10^{-2}
123478 Hexachlorodibenzofuranne	0,43 - 1,0	3.10^{-3} - 10^{-2}
123678 Hexachlorodibenzofuranne	0,45 - 1,0	3.10^{-3} - 2.10^{-2}
123789 Hexachlorodibenzofuranne	0,59 - 1,0	0 - 8.10^{-3}
234678 Hexachlorodibenzofuranne	0,15 - 1,0	4.10^{-3} - 2.10^{-2}
1234789 Heptachlorodibenzofuranne	0,21	-
1234678 Heptachlorodibenzofuranne	0,14 - 0,38	0 - 4.10^{-2}
Octachlorodibenzofuranne	-	-
Polychlorobiphényles		
244' Trichlorobiphényle (28)	0,80 - 1,0	9.10^{-4} - 3.10^{-2}
22'55" Tétrachlorobiphényle (52)	0,35	10^{-1}
33'44' Tétrachlorobiphényle (77)	0,85 - 1,0	0 - 10^{-2}
344'5 Tétrachlorobiphényle (81)	0,76 - 1,0	0 - 3.10^{-3}
22'455' Pentachlorobiphényle (101)	0,43 - 1,0	10^{-1} - 2.10^{-1}
233'44' Pentachlorobiphényle (105)	0,80 - 1,0	0 - 4.10^{-3}
2344'5 Pentachlorobiphényle (114)	0,83 - 1,0	0 - 10^{-2}
23'44'5 Pentachlorobiphényle (118)	0,95 - 1,0	0 - 2.10^{-3}
3344'5 Pentachlorobiphényle (126)	0,90 - 1,0	0 - 2.10^{-3}
22'344'5' Hexachlorobiphényle (138)	0,96 - 1,0	0 - 7.10^{-3}
22'44'55' Hexachlorobiphényle (153)	1,0	0 - 7.10^{-3}
233'44'5' Hexachlorobiphényle (156)	0,94 - 1,0	2.10^{-3} - 4.10^{-3}
233'44'5' Hexachlorobiphényle (157)	1,0	0 - 9.10^{-3}
23'44'55' Hexachlorobiphényle (167)	-	-
33'44'55' Hexachlorobiphényle (169)	0,95 - 1,0	7.10^{-4} - 10^{-2}
22'344'55' Heptachlorobiphényle (180)	1,0	10^{-3} - 2.10^{-2}
233'44'55' Heptachlorobiphényle (189)	1,0	6.10^{-3} - 9.10^{-3}

3.3 VACHE

Plusieurs publications permettent de définir les coefficients de transfert des PCDD/F et des PCB dans le lait de vache et d'en déduire un facteur de bioconcentration à l'équilibre dans la viande et le lait. Ces publications sont brièvement décrites ci-dessous.

MacLachlan et al. (1990) ont réalisé un bilan massique des flux de dioxines ingérés et excrétés par une vache exposée au niveau de fond de son environnement. Son exposition était de 11 pg TEQ/kg/j. La publication fournit les taux de transfert dans le lait à l'état stationnaire pour les PCDD/F.

Un autre bilan massique a été réalisé par MacLachlan et al (1998) sur quatre vaches après 12 semaines d'exposition à une alimentation ayant un niveau de contamination correspondant également au bruit de fond. A l'exception des congénères les plus lourds (1,2,3,4,6,7,8 HpCDD, OCDD et OCDF), pour lesquels les taux de transfert sont faibles, les valeurs sont très proches de celles issues de la publication précédente.

Firestone et al. (1979) rapportent un essai expérimental où trois vaches ont reçu, 20 mg/kg/j de pentachlorophénol (PCP) pendant 10 jours, et 10 mg/kg/j de PCP pendant les 60 jours suivants. Seuls les 1,2,3,6,7,8 HCDD, le 1,2,3,4,6,7,8 HpCDD, l'OCDD et l'OCDF, administrés à des doses de l'ordre du µg/kg/j, ont été retrouvés dans le lait. Les taux de transfert pour ces congénères peuvent être déduits des données fournies. Les auteurs donnent également la demi-vie des polluants dans le lait, mesurée après arrêt de l'exposition.

Olling et al. (1991) ont administré à quatre vaches, par voie orale, une dose d'exposition 1000 fois supérieure à celle mesurée par MacLachlan et al. (1990). Dans leurs travaux, Olling et al. ont mesuré les dioxines excrétées dans le lait et celles présentes dans les tissus. En sommant les quantités de polluants mesurées dans le lait et dans la viande, les taux de transfert vers l'animal ont été calculés.

Fries et al. (1999) ont administré, à quatre vaches, 3 g/jour de bois traité par du PCP pendant 58 jours, correspondant à un apport de polluants compris entre 0,3 µg/j (TCDD) à 17000 µg/j (OCDD) selon les congénères. Ils ont calculé les taux de transfert vers le lait pour les différents congénères, d'une part pour l'exposition liée à la seule alimentation (mesures avant supplémentation de l'alimentation en PCP), et d'autre part pour l'exposition liée à l'alimentation et à l'apport de bois traité. Pour de nombreux congénères, les taux de transfert obtenus dans les deux cas sont relativement proches, sauf pour le 1,2,3,4,7,8 HCDF, le 1,2,3,6,7,8 HCDF et le 1,2,3,4,6,7,8 HpCDF, qui présentent des taux plus faibles dans le cas d'une exposition liée uniquement à l'alimentation. Le taux de transfert défini pour la 2,3,7,8 TCDD n'a pas été repris dans ce rapport, car il est entaché d'une trop forte incertitude sur l'apport. Les auteurs indiquent que le transfert des PCDD/F diminue avec le nombre d'atomes de chlore et que les PCDF ne possédant pas d'atomes de chlore en position 4 et 6 sont davantage métabolisés.

Tuinstra et al. (1992) ont exposé pendant 100 jours, quatre vaches à un apport de PCDD/F de 65 ng TEQ/j. Ils ont suivi la cinétique d'élimination des polluants après arrêt de l'exposition et ont mis en évidence les deux phases d'élimination successives des PCDD/F dans le lait : la première phase d'élimination rapide d'environ 7 jours et la seconde phase longue, où le mélange de polluants présente une demi-vie comprise entre 78 et 87 jours. Les taux de transfert ont été calculés par Fries et al. (1999), sur l'une des quatre vaches exposées par Tuinstra et al.

Huwe et al. (2005) ont exposé, pendant 40 jours, deux vaches à une alimentation supplémentée en PCDD/F et à quelques congénères de PCB de type dioxine, à un niveau de 5,8 ng TEQ/kg d'aliments, puis ils ont suivi la cinétique de décroissance après arrêt de l'exposition. Des niveaux de concentrations stationnaires ont été atteints dans le lait à partir du 17^{ème} jour d'exposition. L'élimination des polluants apparaît également biphasique avec une demi-vie de 3 à 5 jours pour les PCDD/F pendant la première phase et de 35 à 50 jours lors de la deuxième phase. Celles du PCB126 sont plus longues avec une demi-vie de 11 jours pour la première phase et de 196 jours pour la seconde.

Costera et al. (2006) ont exposé trois chèvres à du foin contaminé par des PCDD/F et des PCB pendant 10 semaines. Pour les PCDD/F, les teneurs dans le foin étaient de l'ordre de 0,1 à 10 ng/kg et pour les PCB de l'ordre de 1 à 500 ng/kg pour chaque congénère. Le lait a atteint une concentration stationnaire durant la période d'exposition.

Ounnas et al. (2010) ont exposé des chèvres à des PCB provenant principalement du sol (le reste étant lié à l'alimentation). Les concentrations mesurées dans le lait ont atteint un niveau stationnaire après deux semaines d'exposition et les taux de transfert ont été calculés à 45 jours d'exposition. Les taux de transfert obtenus sont inférieurs de 8 à 38 % à ceux de Costera et al. L'obtention de valeurs plus faibles ici peut être due à un apport de polluants à partir du sol, engendrant une biodisponibilité éventuellement plus faible des polluants.

L'ensemble de ces publications montrent que les taux de transfert vers le lait ne sont pas dose-dépendants et sont du même ordre pour différentes espèces de ruminants.

Pour les PCDD/F, ces taux diminuent avec le degré de chloration. Mais certains congénères sont davantage métabolisés que d'autres, conduisant aussi à des taux de transfert plus faibles (en particulier le 2,3,7,8 TCDF et le 1,2,3,7,8 PCDF). Pour les PCB, la métabolisation explique les taux de transfert plus faibles de certains congénères (PCB 28, 52 et 101) par rapport à d'autres peu métabolisés (par exemple les PCB 118, 153, 180).

A partir de ces différentes publications, une valeur ponctuelle et une valeur maximale ont été définies pour le taux de transfert de chaque congénère de PCDD/F et de PCB. Pour les PCDD/F, la valeur ponctuelle correspond à la moyenne géométrique des valeurs recensées. Pour les PCB, les données issues de Ounnas et al. ne sont pas prises en compte pour la définition de la valeur ponctuelle.

Les valeurs des taux de transfert ont ensuite été converties en facteurs de bioconcentration, en les multipliant par la valeur ponctuelle définie dans MODUL'ERS pour la quantité de végétaux consommés par jour par une vache et en les divisant par la quantité journalière de matières grasses produite via le lait. Ces valeurs sont aussi applicables pour le calcul de la concentration dans la viande de la vache à l'état stationnaire.

Pour information, les données issues des publications de Slob et al. (1995) et de Thomas et al. (1999 a, b) n'ont pas été exploitées.

En effet, celle de Slob et al. concerne des troupeaux de vaches broutant dans des pâtures situées sous le vent d'un incinérateur. La quantité d'herbes contaminées ingérée par les animaux n'ayant pu être mesurée, une hypothèse a dû être faite pour estimer cette valeur et calculer les taux de transfert vers le lait. Fries et al.

(1999) rapportent que les taux de transfert ainsi obtenus sont systématiquement plus faibles que ceux issus des autres publications.

Les données fournies dans les deux publications de Thomas et al. sont moyennées sur l'ensemble de la période d'observation. Or, durant la seconde moitié de cette durée d'observation, il apparaît clairement une diminution des quantités de polluants émis dans le lait, qui serait liée à une augmentation de la masse adipeuse des animaux. Ces données moyennes ne reflètent pas un état stationnaire et sont donc difficilement exploitables pour déduire des valeurs génériques pour les facteurs de bioconcentration des polluants dans les tissus de l'animal.

Tableau 13 : Facteur de bioconcentration des PCDD/F et des PCB dans la viande de vache et le lait- BCF_{anim1} et BCF_{anim2} (kg d'aliments/kg de lipide)

Substance	Valeur ponctuelle	Valeur maximale
Dioxines		
2378 Tétrachlorodibenzodioxine	3,7	6,1
12378 Pentachlorodibenzodioxine	5,2	8,6
123478 Hexachlorodibenzodioxine	3,4	5,2
123678 Hexachlorodibenzodioxine	3,5	5,8
123789 Hexachlorodibenzodioxine	2,2	2,8
1234678 Heptachlorodibenzodioxine	0,4	0,8
Octachlorodibenzodioxine	0,15	1,0
Furannes		
2378 Tétrachlorodibenzofuranne	0,5	1,3
12378 Pentachlorodibenzofuranne	0,9	2,2
23478 Pentachlorodibenzofuranne	4,0	6,3
123478 Hexachlorodibenzofuranne	2,5	4,1
123678 Hexachlorodibenzofuranne	2,8	4,7
123789 Hexachlorodibenzofuranne	0,1	0,7
234678 Hexachlorodibenzofuranne	2,2	3,9
1234789 Heptachlorodibenzofuranne	0,8	1,3
1234678 Heptachlorodibenzofuranne	0,4	0,7
Octachlorodibenzofuranne	0,06	0,2
Polychlorobiphényles		
244' Trichlorobiphényle (28)	3,8	
22'55" Tétrachlorobiphényle (52)	1,5	
33'44' Tétrachlorobiphényle (77)	1,5	
344'5 Tétrachlorobiphényle (81)	4,1	
22'455' Pentachlorobiphényle (101)	0,9	
233'44' Pentachlorobiphényle (105)	15	
2344'5 Pentachlorobiphényle (114)	12	
23'44'5 Pentachlorobiphényle (118)	13	
3344'5 Pentachlorobiphényle (126)	5,7	8,0
22'344'5' Hexachlorobiphényle (138)	6,5	
22'44'55' Hexachlorobiphényle (153)	7,3	
233'44'5 Hexachlorobiphényle (156)	12	
233'44'5' Hexachlorobiphényle (157)	13	
23'44'55' Hexachlorobiphényle (167)	8,3	
33'44'55' Hexachlorobiphényle (169)	6,3	
22'344'55' Heptachlorobiphényle (180)	8,4	
233'44'55' Heptachlorobiphényle (189)	11	

Les valeurs sont arrondies à 2 chiffres significatifs au-dessus de 1 et à un chiffre significatif en-dessous de 1.

3.4 BŒUF

Les données relatives aux animaux ne produisant pas de lait (broutards, taurillons, génisses...) et élevés pour la production de viande sont beaucoup moins nombreuses.

Selon MacLachlan (1997), le temps nécessaire pour que la concentration en dioxines atteigne un niveau stationnaire chez les bovins ne produisant pas de lait est beaucoup plus long que chez les vaches laitières, car l'excrétion des dioxines n'a lieu que par les fèces et les urines. MacLachlan donne une durée de 6 ans pour que ce niveau stationnaire soit atteint et considère que la concentration dans la graisse de ces bovins devrait être beaucoup plus élevée que dans les lipides du lait. Par ailleurs, les races bovines élevées pour leur viande ont généralement une alimentation provenant plus du pâturage que les races laitières, qui reçoivent des céréales en complément. Elles ont donc en théorie une exposition plus forte. Pourtant, MacLachlan constate, qu'en réalité, le niveau de contamination de la graisse dans la viande bovine n'est pas beaucoup plus élevé que celui observé dans le lait de vache. Il explique cela par le fait que les bovins consommés pour leur viande sont généralement abattus jeunes (bien avant que l'état stationnaire mentionné précédemment soit atteint) et qu'avant cette date d'abattage, les animaux voient leur poids corporel croître, d'où une certaine dilution des polluants dans le compartiment lipidique.

Plus récemment, MacLachlan et al. (2009 b) ont utilisé un modèle pharmacocinétique pour estimer les concentrations de polluants dans les tissus de différentes espèces d'animaux d'élevage (bovins ne produisant pas de lait, moutons, chèvres et porcs) à l'état stationnaire. A partir de ces résultats, des relations dépendant du taux d'élimination des substances dans le foie, du volume de lait excrété et du ratio « concentration dans le lait sur concentration dans le tissu adipeux », ont été établies pour définir des facteurs d'ajustement permettant d'estimer le transfert des polluants dans les tissus de ces animaux à partir des valeurs mesurées pour des vaches en lactation. Pour les substances étudiées ici et une production de lait quotidienne de 25 litres, le facteur d'ajustement (SF) entre le coefficient de transfert (exprimé comme le ratio de la concentration dans les lipides et la dose d'exposition des animaux en mg/kg/j) dans les lipides d'un bovin ne produisant pas de lait et celui d'une vache en lactation est compris entre 2 et 2,5. Cela correspond à un facteur d'ajustement (SF') sur le facteur de bioconcentration compris entre 1,4 et 1,8, si on utilise les valeurs ponctuelles définies dans MODUL'ERS pour la masse de lipides corporelles et la consommation alimentaire de ces animaux au moment de l'abattage ($SF' = SF \times \frac{M_{a_vache}}{M_{a_boeuf}} \times \frac{Q_{a_boeuf}}{Q_{a_vache}}$).

Quelques travaux ont également été publiés concernant la diminution de la concentration des PCDD/F et des PCB-dl en fonction du temps dans les tissus adipeux de bœufs ou de génisses en croissance.

Ainsi, Jensen et al. (1981) ont fourni à sept veaux une alimentation contaminée par de la 2,3,7,8 TCDD, à hauteur de 24 ng/kg pendant 28 jours. Ils ont ensuite suivi la décroissance du polluant dans la graisse animale par des biopsies régulières, après arrêt de la supplémentation en polluants, et par le sacrifice du dernier animal à la 50^{ème} semaine. Par le calage d'un modèle cinétique avec les données collectées, ils ont calculé la concentration de 2,3,7,8 TCDD attendue dans la graisse à l'état stationnaire. A partir de ces informations, un facteur de bioconcentration peut être calculé.

Thorpe et al. (2001) ont exposé pendant 4 semaines dix génisses de 10 mois à cinq molécules de dioxines. Après arrêt de l'exposition des animaux, les concentrations dans les lipides ont été mesurées et les demi-vies des polluants ont été estimées après correction des concentrations par le gain de poids des animaux. En faisant l'hypothèse d'un taux d'absorption de 1 pour les polluants, une estimation par excès du facteur de bioconcentration peut être faite pour ces polluants.

Rychen et al. (2014) ont étudié, pendant un peu plus de six mois, la cinétique de décontamination de huit génisses d'environ un an, contaminées par des PCB. Les demi-vies calculées montrent une décroissance plus forte que celle attendue par un simple effet de dilution lié à la croissance. La constante d'élimination peut être estimée en déduisant la vitesse de croissance du compartiment lipidique des vitesses de décroissance des polluants observées par les auteurs. Comme pour la publication précédente, une valeur par excès des facteurs de bioconcentration peut en être déduite.

Les données obtenues sur les vaches à l'état stationnaire par MacLachlan et al. (1990 ; 1998) peuvent aussi être utilisées pour estimer la constante d'élimination λ chez les bovins. D'après l'équation 1 du présent rapport et l'équation 1.7.25 du rapport DRC-08-94882-16675B sur les « Jeux d'équations pour la modélisation des expositions liées à la contamination d'un sol ou aux émissions d'une installation industrielle », on peut écrire :

$$\lambda = \frac{k \times t_{abs}}{F_t} - k \quad \text{Équation 12}$$

Les données de MacLachlan et al. correspondant à une exposition au niveau de fond, il est raisonnable de considérer que la concentration dans le lait des vaches étudiées est à peu près égale à la concentration dans les graisses. k peut donc être calculée à partir de l'équation 4. Des facteurs de bioconcentration sont alors calculés en utilisant les taux d'absorption donnés par MacLachlan et les valeurs de λ .

En revanche, les vitesses de décontamination du lait chez la vache données par Firestone et al. et celles de Huwe et al. n'ont pas été utilisées, car elles ont été acquises après arrêt de l'exposition des animaux à un apport de polluants. Dans ce cas, les concentrations dans les lipides sont supérieures à celles du lait et le ratio de ces concentrations évoluent durant toute la période de décontamination. Le calcul de la constante k paraît alors trop incertain.

A partir de l'ensemble de ces éléments, un intervalle de valeurs a été défini pour le facteur de bioconcentration de chaque congénère de PCDD/F et PCB dans la viande de bœuf. La valeur minimale correspond à une des valeurs calculées à partir des constantes d'élimination ou bien au BCF défini pour la vache, si celui-ci est inférieur. La valeur maximale correspond à une des valeurs calculées à partir des constantes d'élimination ou bien au BCF calculé pour la vache, multiplié par le facteur d'ajustement estimé pour le bœuf, si le résultat est supérieur. Compte-tenu des incertitudes, les valeurs sont arrondies à un chiffre significatif.

Tableau 14 : Facteur de bioconcentration des PCDD/F et des PCB dans la viande de bœuf et de génisses- BCF_{anim1} (kg d'aliments/kg de lipide)

Substance	Valeur minimale	Valeur maximale
Dioxines		
2378 Tétrachlorodibenzodioxine	3,7	25
12378 Pentachlorodibenzodioxine	5,2	24
123478 Hexachlorodibenzodioxine	2,1	9,3
123678 Hexachlorodibenzodioxine	1,4	10
123789 Hexachlorodibenzodioxine	2,2	8,0
1234678 Heptachlorodibenzodioxine	0,3	1,4
Octachlorodibenzodioxine	0,1	1,8
Furannes		
2378 Tétrachlorodibenzofuranne	0,5	2,3
12378 Pentachlorodibenzofuranne	0,9	4,0
23478 Pentachlorodibenzofuranne	3,5	17
123478 Hexachlorodibenzofuranne	2,5	20
123678 Hexachlorodibenzofuranne	2,8	8,5
123789 Hexachlorodibenzofuranne	0,1	1,2
234678 Hexachlorodibenzofuranne	1,9	13
1234789 Heptachlorodibenzofuranne	0,8	2,3
1234678 Heptachlorodibenzofuranne	0,3	1,2
Octachlorodibenzofuranne	0,06	0,3
Polychlorobiphényles		
244' Trichlorobiphényle (28)	3,8	6,8
22'55'' Tétrachlorobiphényle (52)	1,5	2,7
33'44' Tétrachlorobiphényle (77)	1,5	2,7
344'5 Tétrachlorobiphényle (81)	4,1	10
22'455' Pentachlorobiphényle (101)	0,9	1,6
233'44' Pentachlorobiphényle (105)	8,9	26
2344'5 Pentachlorobiphényle (114)	12	21
23'44'5 Pentachlorobiphényle (118)	13	23
3344'5 Pentachlorobiphényle (126)	5,7	14
22'344'5' Hexachlorobiphényle (138)	6,5	12
22'44'55' Hexachlorobiphényle (153)	7,3	13
233'44'5 Hexachlorobiphényle (156)	10	22
233'44'5' Hexachlorobiphényle (157)	13	23
23'44'55' Hexachlorobiphényle (167)	8,3	15
33'44'55' Hexachlorobiphényle (169)	6,1	12
22'344'55' Heptachlorobiphényle (180)	8,4	15
233'44'55' Heptachlorobiphényle (189)	9,2	19

Les valeurs sont arrondies à 2 chiffres significatifs au-dessus de 1 et à un chiffre significatif en-dessous de 1.

3.5 PORCINS

Comme pour le bœuf, il est possible d'utiliser les facteurs de bioconcentration obtenus chez la vache allaitante et les facteurs d'ajustement calculés à partir des relations fournies par MacLachlan (2009 b) pour estimer les facteurs de bioconcentration des PCDD/F et PCB dans la viande de porc. Pour les substances étudiées ici et une production de lait quotidienne de 25 litres, le facteur d'ajustement (SF) entre le coefficient de transfert (exprimé comme le ratio de la concentration dans les lipides et la dose d'exposition des animaux en mg/kg/j) dans les lipides d'un porc et celui d'une vache en lactation est de l'ordre de 1. En utilisant une masse de lipides corporelles de 30 kg⁸ pour le porc à l'abattage, ainsi que les valeurs ponctuelles définies dans MODUL'ERS pour la masse de lipides corporels de la vache et les consommations alimentaires de la vache et du porc, on obtient un facteur d'ajustement (SF') sur le facteur de bioconcentration de l'ordre de 0,5.

Par ailleurs, Spitaler et al. (2005) ont exposé des porcelets à des aliments supplémentés à différentes concentrations en PCDD/F, pendant différentes durées. Les trois groupes d'animaux les plus longuement exposés l'ont été, pendant 12 semaines, pendant la phase d'engraissement. Au terme de cette période, les animaux avaient atteint un poids classique d'abattage et des mesures ont été conduites sur trois types de morceaux de viande, allant de 2-3 % de matières grasses à environ 30 % de matières grasses. L'INERIS a calculé les valeurs de BCF apparents par rapport au poids de matières grasses, en utilisant la concentration dans les aliments fournis les six dernières semaines de l'exposition⁹. Les BCF sont très variables pour un même polluant d'un type de tissu à un autre et parfois pour un même tissu entre les trois groupes d'animaux testés.

Cette variabilité montre qu'au moment de l'abattage il n'y a pas équilibre des polluants entre les tissus. Comme pour les bœufs étudiés par Thorpe et al., les concentrations de certains morceaux (exprimées par rapport à la teneur en lipides) peuvent présenter des concentrations bien plus élevées que d'autres, y compris supérieures à la valeur maximale attendue en utilisant le principe de dilution dans les tissus adipeux et l'équation 11.

Hoogenboom et al. (2004) ont étudié la décontamination de porcs en croissance initialement exposés à des PCDD/F et des PCB. Cinq porcelets de trois mois ont ingéré pendant une semaine une quantité globale de PCDD/F et PCB-dl d'environ 1400 ng TEQ et 32 mg de PCBi. La décontamination des tissus adipeux a été suivie par biopsie sur douze semaines, jusqu'à ce que les animaux aient atteint leur poids d'abattage. A partir de ces données, l'INERIS a calculé, congénère par congénère, la demi-vie des polluants. Cette demi-vie est liée à la métabolisation des substances, mais aussi à la vitesse de croissance des tissus adipeux. Pour

⁸ La valeur de lipides corporels du porc à l'abattage est considérée égale à 30 kg, compte tenu des dernières valeurs relevées dans la littérature à l'occasion de la présente étude (Hoogenboom et al., 2004 et Spitaler et al., 2005). Cette valeur est sensiblement plus élevée que la valeur ponctuelle proposée dans MODUL'ERS pour une approche dynamique, mais est proche de la valeur maximale proposée. Les facteurs de bioconcentration calculés avec cette valeur sont plus faibles que ceux qui auraient été obtenus avec la valeur ponctuelle présente dans MODUL'ERS.

⁹ Les six premières semaines, les concentrations dans les aliments étaient un peu plus élevées (concentrations en TEQ total supérieures de 9 à 49% selon les groupes exposés). Les BCF calculés en utilisant la concentration moyenne sur l'ensemble de la période d'exposition auraient été de 0 à 25 % plus faibles que ceux obtenus avec les concentrations des aliments fournis les six dernières semaines.

estimer la cinétique d'élimination des polluants par métabolisation, puis calculer un facteur de bioconcentration « apparent » au moment de l'abattage, il est nécessaire d'estimer la cinétique de croissance du compartiment adipeux (λ_c). A partir des données de l'évolution du poids des tissus adipeux dissécables présentées par Mourot (2001), et en faisant l'hypothèse d'une croissance exponentielle du compartiment lipidique en fonction du temps, une valeur de 0,021 j⁻¹ a été défini pour λ_c .

Un facteur de bioconcentration « apparent » est alors calculé en utilisant l'approche dynamique décrite dans le rapport INERIS-DRC-08-94882-16675B, avec l'hypothèse majorante d'un taux d'absorption de 1 et en considérant une exposition couvrant la période de post-sevrage (50 jours) et celle d'engraissement (100 jours)¹⁰. Les autres hypothèses prises en compte pour ce calcul sont respectivement, pour la première et la seconde périodes, une consommation moyenne de 0,85 et 2,3 kg d'aliments par jour, ainsi qu'une masse lipidique de 4 et 30 kg au terme de chacune de ces deux périodes.

A l'aide de ces différentes données, un intervalle de variations est fourni pour le facteur de bioconcentration chez le porc. Il s'agit d'un facteur de bioconcentration apparent au moment de l'abattage (les concentrations dans les tissus n'ayant pas atteint un niveau stationnaire). Les bornes supérieures des intervalles de variation correspondent aux valeurs maximales estimées selon les approches décrites ci-dessus ou au facteur de bioconcentration calculé avec l'équation 11, une durée d'exposition de 150 jours (couvrant les périodes de post-sevrage et d'engraissement), une ingestion moyenne de 1,8 kg/j d'aliments sur cette période (valeur ponctuelle proposée dans MODUL'ERS) et une masse lipidique de 30 kg au moment de l'abattage, si la valeur ainsi obtenue est inférieure.

En effet, même si certains tissus peuvent comporter des concentrations plus élevées, l'hypothèse est faite d'une consommation variée des différents morceaux de l'animal. Compte-tenu des incertitudes et de la variabilité des données collectées, aucune valeur ponctuelle n'est proposée et les valeurs sont arrondies à un chiffre significatif.

¹⁰ L'équation utilisée est la suivante :

$$BCF_{app} = \frac{t_{abs} \times Q_{a,2}}{(k_a + \lambda_a) \cdot M_{a,2}} \times \left(1 - e^{-(k_a + \lambda_a) \times (T_2 - T_1)}\right) + \frac{t_{abs} \times Q_{a,1}}{(k_a + \lambda_a) \cdot M_{a,1}} \times \left(1 - e^{-(k_a + \lambda_a) \times T_1}\right) \times e^{-(k_a + \lambda_a) \times (T_2 - T_1)}$$

avec $M_{a,1}$: Masse de lipides corporels au terme de la phase de post-sevrage,

$M_{a,2}$: Masse de lipides corporels au terme de la phase d'engraissement

$Q_{a,1}$: quantité d'aliments consommée par l'animal pendant la phase de post-sevrage,

$Q_{a,2}$: quantité d'aliments consommée par l'animal pendant la phase d'engraissement,

T_1 : durée de la phase de post-sevrage,

T_2 : durée de la phase d'engraissement.

Tableau 15 : Facteur de bioconcentration des PCDD/F et des PCB dans la viande de porc – BCF_{anim1} (kg d'aliments/kg de lipide)

Substance	Valeur minimale	Valeur maximale
Dioxines		
2378 Tétrachlorodibenzodioxine	1	5
12378 Pentachlorodibenzodioxine	1	4
123478 Hexachlorodibenzodioxine	2	9
123678 Hexachlorodibenzodioxine	2	6
123789 Hexachlorodibenzodioxine	0,3	8
1234678 Heptachlorodibenzodioxine	0,2	9
Octachlorodibenzodioxine	0,07	9
Furannes		
2378 Tétrachlorodibenzofuranne	0,2	2
12378 Pentachlorodibenzofuranne	0,06	2
23478 Pentachlorodibenzofuranne	2	5
123478 Hexachlorodibenzofuranne	1	9
123678 Hexachlorodibenzofuranne	1	5
123789 Hexachlorodibenzofuranne	0,05	8
234678 Hexachlorodibenzofuranne	0,9	5
1234789 Heptachlorodibenzofuranne	0,4	9
1234678 Heptachlorodibenzofuranne	0,2	9
Octachlorodibenzofuranne	0,03	2
Polychlorobiphényles		
244' Trichlorobiphényle (28)	2	2
22'55" Tétrachlorobiphényle (52)	0,7	5
33'44' Tétrachlorobiphényle (77)	0,7	5
344'5 Tétrachlorobiphényle (81)	2	9
22'455' Pentachlorobiphényle (101)	0,4	4
233'44' Pentachlorobiphényle (105)	3	7
2344'5 Pentachlorobiphényle (114)	6	9
23'44'5 Pentachlorobiphényle (118)	6	8
3344'5 Pentachlorobiphényle (126)	3	5
22'344'5' Hexachlorobiphényle (138)	3	4
22'44'55' Hexachlorobiphényle (153)	4	9
233'44'5' Hexachlorobiphényle (156)	6	9
233'44'5' Hexachlorobiphényle (157)	6	9
23'44'55' Hexachlorobiphényle (167)	4	8
33'44'55' Hexachlorobiphényle (169)	3	9
22'344'55' Heptachlorobiphényle (180)	4	9
233'44'55' Heptachlorobiphényle (189)	5	9

3.6 POISSONS

Dans le module *Animaux_aquatiques* de MODUL'ERS, des coefficients de transfert permettant de calculer les concentrations dans les animaux à partir de la concentration dans les eaux superficielles ou à partir de la concentration dans les sédiments peuvent être renseignés.

Les valeurs ont été définies pour des poissons :

- à partir de la revue des données de la littérature réalisée par Arnot et Gobas, et publiée en 2006 ;
- à partir du logiciel EPISUITE 4.1 de l'USEPA (2012)¹¹.

Arnot et Gobas ont réalisé une vaste revue portant sur 392 sources de la littérature scientifique et des bases de données. La qualité des données collectées a été évaluée pour estimer leur incertitude.

Arnot et Gobas expliquent que pour les substances dont la concentration augmente à chaque niveau de la chaîne trophique (biomagnification), comme pour les PCDD/F et les PCB, il est préférable d'estimer les concentrations attendues dans les animaux à partir d'un facteur de bioaccumulation venant du terrain plutôt qu'à partir de facteurs de bioconcentration, mesurés le plus souvent au laboratoire. Les voies de transfert prises en compte par le facteur de bioaccumulation intègrent l'absorption du polluant par l'animal par la respiration et la voie cutanée (comme le facteur de bioconcentration), mais aussi l'exposition par l'alimentation. Les auteurs indiquent que les facteurs de bioconcentration issus du laboratoire peuvent être inférieurs de 1 ou 2 deux ordres de grandeur aux facteurs de bioaccumulation.

Pour les PCB, un intervalle de valeurs a été défini, intégrant les mesures de terrain effectuées sur des poissons et recueillies par Arnot et Gobas pour les poissons.

Une valeur ponctuelle a aussi été définie. Elle est issue du modèle développé par Arnot et Gobas (2003). Ce modèle a été calibré à partir de la base de données de facteurs de bioconcentration construite par les auteurs à partir de données de la région des Grands Lacs canadiens. Ce modèle fournit une valeur représentative du facteur de bioaccumulation pour trois niveaux trophiques différents de poissons dans un environnement tempéré (10°C). La valeur retenue correspond au niveau trophique le plus élevé, avec, selon les hypothèses du modèle, une teneur en lipides par défaut de 10,7 % dans le poisson. Pour les PCDD/F, aucune mesure de facteur de bioconcentration n'ayant été recensée par Arnot et Gobas, seule la valeur modélisée est disponible.

Ces facteurs sont à multiplier par la concentration totale dans l'eau pour obtenir la concentration dans le poisson.

¹¹ Ce logiciel est un outil de screening qui comprend treize programmes permettant d'estimer des paramètres physico-chimiques ou de toxicité des substances. Ces méthodes, ayant fait pour la plupart l'objet de publications, ont été élaborées en s'appuyant sur les données de la base PHYSPRO, développée depuis une vingtaine d'années et faisant l'objet d'un contrôle qualité.

Tableau 16 : Facteur de transfert des PCDD/F et des PCB de l'eau vers le poisson – **BAF** (l d'eau/kg de poisson frais)

Substance	Intervalle de valeurs	Valeur ponctuelle
Dioxines		
2378_Tétrachlorodibenzodioxine		1,4.10 ⁶
12378_Pentachlorodibenzodioxine		5,2.10 ⁵
123478_Hexachlorodibenzodioxine		2,0.10 ⁵
123678_Hexachlorodibenzodioxine		4,8.10 ⁴
123789_Hexachlorodibenzodioxine		4,8.10 ⁴
1234678_Heptachlorodibenzodioxine		6,7.10 ⁴
Octachlorodibenzodioxine		3,7.10 ⁴
Furannes		
2378_Tétrachlorodibenzofuranne		2,6.10 ³
12378_Pentachlorodibenzofuranne		2,4.10 ⁵
23478_Pentachlorodibenzofuranne		2,4.10 ⁵
123478_Hexachlorodibenzofuranne		5,4.10 ⁴
123678_Hexachlorodibenzofuranne		2,3.10 ⁴
123789_Hexachlorodibenzofuranne		6,5.10 ⁴
234678_Hexachlorodibenzofuranne		4,5.10 ⁴
1234789_Heptachlorodibenzofuranne		1,2.10 ⁴
1234678_Heptachlorodibenzofuranne		1,2.10 ⁴
Octachlorodibenzofuranne		2,4.10 ⁴
Polychlorobiphényles		
244'_Trichlorobiphenyl_(28)	1,4.10 ⁵ - 7,8.10 ⁵	2,3.10 ⁵
22'55''_Tétrachlorobiphenyl_(52)	1,6.10 ⁴ - 1,3.10 ⁶	1,3.10 ⁶
33'44'_Tétrachlorobiphenyl_(77)	3,5.10 ⁴ - 2,0.10 ⁵	2,0.10 ⁵
344'5'_Tétrachlorobiphenyl_(81)	3,7.10 ⁴ - 5,7.10 ⁵	5,7.10 ⁵
22'455'_Pentachlorobiphenyl_(101)	7,5.10 ⁴ - 5,9.10 ⁶	5,9.10 ⁶
233'44'_Pentachlorobiphenyl_(105)	1,7.10 ⁵ - 7,9.10 ⁶	3,0.10 ⁶
2344'5'_Pentachlorobiphenyl_(114)		6,0.10 ⁶
23'44'5'_Pentachlorobiphenyl_(118)	4,9.10 ⁴ - 7,4.10 ⁶	4,8.10 ⁶
3344'5'_Pentachlorobiphenyl_(126)	4,3.10 ⁴ - 6,3.10 ⁶	6,3.10 ⁶
22'344'5'_Hexachlorobiphenyl_(138)	2,7.10 ⁵ - 1,0.10 ⁷	8,9.10 ⁶
22'44'55'_Hexachlorobiphenyl_(153)	2,7.10 ⁵ - 1,3.10 ⁷	7,7.10 ⁶
233'44'5'_Hexachlorobiphenyl_(156)	2,2.10 ⁵ - 9,8.10 ⁶	9,8.10 ⁶
233'44'5'_Hexachlorobiphenyl_(157)		9,4.10 ⁶
23'44'55'_Hexachlorobiphenyl_(167)		7,3.10 ⁶
33'44'55'_Hexachlorobiphenyl_(169)	1,5.10 ⁵ - 9,1.10 ⁶	9,1.10 ⁶
22'344'55'_Heptachlorobiphenyl_(180)	3,3.10 ⁵ - 2,2.10 ⁷	7,0.10 ⁶
233'44'55'_Heptachlorobiphenyl_(189)		3,2.10 ⁶

Pour mémoire, il existe aussi des facteurs de bioconcentration permettant de calculer les concentrations dans le poisson à partir de celles des sédiments.

Des valeurs issues des données rapportées par l'US EPA (2003) dans son travail de réévaluation des risques liés aux dioxines sont présentées ci-dessous.

En effet, l'US EPA recommande l'utilisation de facteurs de bioconcentration rapportant la concentration dans les poissons en fonction de la concentration dans les sédiments, car il y a des difficultés à mesurer les concentrations de substances très lipophiles présentes dans l'eau sous forme dissoute et car les sédiments peuvent être un meilleur indicateur de la contamination du système aquatique dans le temps. Les sédiments peuvent ainsi refléter une contamination passée, en cohérence avec la contamination des poissons prélevés, alors même que les polluants sont peu ou pas détectés dans l'eau présente.

L'utilisation de ces données pose cependant plusieurs problèmes. Au-delà de ceux liés à la représentativité du paramètre par rapport à l'âge, aux habitudes migratoires, au contenu lipidique et aux habitudes alimentaires des espèces étudiées (celles fréquentant principalement la colonne d'eau par opposition aux poissons de fond), la représentativité de la contamination des sédiments prélevés par rapport à la zone d'exposition des poissons considérés est difficile à appréhender. Par ailleurs, les éléments permettant de considérer que les valeurs de facteurs de bioconcentration calculées pour des systèmes aquatiques donnés sont transposables à d'autres systèmes sont rares. Enfin, le modèle actuellement intégré dans MODUL'ERS et celui utilisé par l'US EPA (2003, 2005) supposent un équilibre entre la colonne d'eau et les sédiments. Or, dans le cas d'une pollution passée, il va y avoir un transfert de polluant des sédiments vers la colonne d'eau.

Les valeurs présentées dans le tableau suivant se rapportent au moins pour partie à des situations où les sédiments, contaminés par une pollution passée n'étaient pas à l'équilibre avec les concentrations dans la colonne d'eau. Elles peuvent donc être utilisées, avec beaucoup de prudence, pour évaluer la concentration dans le poisson à partir d'une concentration mesurée dans les sédiments, contaminée par une pollution passée. Mais, dans la version actuelle du modèle, elles ne sont pas pertinentes si la concentration dans les sédiments est calculée à partir de celle de l'eau superficielle.

En fonction du nombre de données reportées, un intervalle de données ou une valeur ponctuelle est fournie. Seules les valeurs se rapportant à des poissons sont prises en compte. Dans le cas de mesures ayant fait l'objet de plusieurs analyses de données, seules les valeurs retenues dans la dernière analyse ont été considérées. Les valeurs disponibles se rapportant explicitement à une contamination en cours peuvent être sensiblement plus élevées. Elles n'ont pas été prises en compte.

Les facteurs de transfert des PCDD/F et PCB sont exprimés en mg/kg de lipide dans le poisson par mg/kg de carbone organique dans les sédiments. Globalement, les facteurs relatifs aux PCDD/F diminuent avec le degré de chloration. Les PCB présentent des facteurs de transfert supérieurs à ceux des PCDD/F d'un ordre de grandeur ou plus. Ils augmentent avec le nombre de chlore, pour les congénères ayant de 3 à 6 atomes de chlore.

Tableau 17 : Facteur de transfert des PCDD/F et des PCB des sédiments vers le poisson – **BSAF** (kg de carbone organique/kg de lipide)

Substance	Intervalle de valeurs	Valeur ponctuelle
Dioxines		
2378_Tétrachlorodibenzodioxine	3,0.10 ⁻² - 2,7.10 ⁻¹	5,7.10 ⁻²
12378_Pentachlorodibenzodioxine		
123478_Hexachlorodibenzodioxine	1,8.10 ⁻² - 3,5.10 ⁻²	7,4.10 ⁻⁴
123678_Hexachlorodibenzodioxine	7,3.10 ⁻³ - 3,5.10 ⁻²	
123789_Hexachlorodibenzodioxine	7,3.10 ⁻³ - 3,5.10 ⁻²	
1234678_Heptachlorodibenzodioxine	3,1.10 ⁻³ - 4,8.10 ⁻³	
Octachlorodibenzodioxine		
Furannes		
2378_Tétrachlorodibenzofuranne	4,7.10 ⁻² - 6,0.10 ⁻²	1,3.10 ⁻²
12378_Pentachlorodibenzofuranne		
23478_Pentachlorodibenzofuranne		9,5.10 ⁻²
123478_Hexachlorodibenzofuranne		4,5.10 ⁻³
123678_Hexachlorodibenzofuranne	1,1.10 ⁻² - 3,7.10 ⁻²	3,7.10 ⁻²
123789_Hexachlorodibenzofuranne		
234678_Hexachlorodibenzofuranne		
1234789_Heptachlorodibenzofuranne		2,3.10 ⁻²
1234678_Heptachlorodibenzofuranne	6,5.10 ⁻⁴ - 3,3.10 ⁻³	9,9.10 ⁻⁴
Octachlorodibenzofuranne		
Polychlorobiphényles		
244'_Trichlorobiphenyl_(28)	4,5.10 ⁻¹ - 2,6	
22'55''_Tétrachlorobiphenyl_(52)	7,1.10 ⁻¹ - 1,3	
33'44'_Tétrachlorobiphenyl_(77)	2,9.10 ⁻¹ - 4,1	
344'5'_Tétrachlorobiphenyl_(81)	7,1.10 ⁻¹ - 1,3	
22'455'_Pentachlorobiphenyl_(101)	3,4 - 9,4	
233'44'_Pentachlorobiphenyl_(105)	2,7 - 5,4	
2344'5'_Pentachlorobiphenyl_(114)	3,4 - 9,4	
23'44'5'_Pentachlorobiphenyl_(118)	1,7 - 5,0	
3344'5'_Pentachlorobiphenyl_(126)	3,2 - 9,4	
22'344'5'_Hexachlorobiphenyl_(138)	2,9 - 21	
22'44'55'_Hexachlorobiphenyl_(153)	2,9 - 21	
233'44'5'_Hexachlorobiphenyl_(156)	2,9 - 21	
233'44'5'_Hexachlorobiphenyl_(157)	2,9 - 21	
23'44'55'_Hexachlorobiphenyl_(167)	6,9.10 ⁻¹ - 16	
33'44'55'_Hexachlorobiphenyl_(169)	2,9 - 21	
22'344'55'_Heptachlorobiphenyl_(180)	3,3 - 11	
233'44'55'_Heptachlorobiphenyl_(189)	7,1.10 ⁻¹ - 3,5	

4. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Abalos M., Parera J., Rivera J., Abad E., 2010. PCDD/F and DL-PCB levels in meat from broilers and rabbits fed with fish-oil enriched feed, *Chemosphere* 78, 175-184

AASQA Rhône-Alpes, 2010. Etat des concentrations de PCB dans l'air et les retombées atmosphériques – Mesures réalisées en 2008 dans départements du Rhône et de l'Isère.

ADEME, INERIS, INPL, ENSAT, ISA. 2015. BAPPOP, BAse de données sur la contamination des Plantes Potagères par les molécules Organiques Polluantes

ADEME. 2016, Projet TROPHé, Transferts et Risques des Organiques Persistants pour l'Homme et les écosystèmes, Livrable n°2 : Synthèse des travaux expérimentaux menés sur le transfert des POPs dans les végétaux et les vers de compost, n° INERIS : DRC-16-138302-01541B.

Air Rhône-Alpes, 2014. Transferts de dioxines, furanes et PCB entre le sol et l'atmosphère

Arnot J., Gobas F. 2006. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environ. Rev.*, 14 : 257-297

Atmo Nord-Pas de Calais, 2010. Campagne de mesures de la qualité de l'air - Evaluation des concentrations en dioxines, furanes et PCB-dl : zoom sur l'agglomération dunkerquoise, rapport n°02/2010/AA

Bacci, .10., Cereija, M.J., Gaggi, C., Chemello, G., Calamari, D., Vighi, M., 1992. Chlorinated dioxins: volatilisation from soils and bioconcentration in plant leaves. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 48: 401-408.

Bidleman T, 1988. Atmospheric processes, Wet and dry deposition of organic compounds are controlled by their vapor-particle partitioning. *Envir. Sci. Technol.*, Vol.22, n°4

Bobovnikova Ts., Alekseeva L., Dibtseva A., Chernik G., Orlinsky D., Pripulina I., Pleskachevskaya G., The influence of a capacitor plant in Serpukhov on vegetable contamination by polychlorinated biphenyls, *The Science of the Total Environment* 246, 51-60, 2000

Chambre d'agriculture des Deux-Sèvres, Pascal Bisson, Maïs ensilage sur pied : évaluer le prix. http://www.deux-sevres.chambagri.fr/fileadmin/publication/CA79/19_Production_Animales/Documents/FTECH_2013_maisensilage_prix.pdf

Chu S., Cai M., Xu X., Soil-plant transfer of polychlorinated biphenyls in paddy field, *The Science of the Total Environment* 234, 119-126, 1999

Costera A., Feidt C., Marchand P., Le Bizec B., Rychen G., PCDD/F and PCB transfer to milk in goats exposed to a long-term intake of contaminated hay, *Chemosphere* 64, 650-657

De Vos S, Vershueren D., De Schrijver R., Digestibility, retention and incorporation of low-level dietary PCB contents in laying hens, *Chemosphere* 58, 1553-1562, 2005

Firestone, D., Clower, M., Borsetti, A.P., Teske, R.H., Long, P.E., 1979, Polychlorodibenzo-p-dioxin and pentachlorophenol residues in milk and blood of cows fed technical pentachlorophenol. *Journal of agriculture and food chemistry*, 27(6), 1171-1177.

Fournier A., Rychen G, Marchand P., Toussaint H., Le Bizec B., Feidt C. 2013. Polychlorinated biphenyl (PCB) decontamination kinetics in lactating goats (*Capra hircus*) following a contaminated corn silage exposure, *Agricultural and food chemistry*, 61, 7156-7164

Fries, G.F., Paustenbach, D.J., Mather, D.B., Luksemburg, W.J., 1999, A congener specific evaluation of transfer of chlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans to milk of cows following ingestion of pentachlorophenol-treated wood. *Environmental science and technology*, 33(8): 1165-1170.

Fujita H., Honda K., Iwakiri R., Guruge K., Yamanaka N., Tanimura N., 2012. Suppressive effect of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans and dioxin-like polychlorinated biphenyls transfer from feed to eggs, *Chemosphere* 88, 820-827

Hoogenboom L., 2004. Residues of dioxins and PCBs in fat of growing pigs and broilers fed contaminated feed, *Chemosphere* 57, 35-42

Hoogenboom L., Kan C., Zeimaker M., Van Eijkeren J., Traag W. 2006. Carry-over of dioxins and PCBs from feed and soil to eggs at low concentration levels – influence of mycotoxin binders on the carry-over from feed to eggs. *Food additives and contaminants*, 23:05, 518-527

Hülster, A. and Marschner, H., 1993. Transfer of PCDD/DF from contaminated soils to food and fodder crop plants. *Chemosphere*, 27: 439-446.

Hülster, A., Müller, J.F. and Marschner, H., 1994. Soil-plant transfer of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans to vegetables of the cucumber family (*Cucurbitacea*). *Environmental Science and Technology*, 28: 1110-1115.

Huwe, J., Smith, D. 2005. Laboratory and on-farm studies on the bioaccumulation and elimination of dioxins from a contaminated mineral supplement fed to dairy cows, *J. Agric. Food Chem.* 53, 2362-2370

Jensen D.J., Hummel R.A., Mahle, N.H., Kocher, C.W., Higgins, H.S., 1981, A residue study on beef cattle consuming 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin, *Journal of agriculture and food chemistry*, 29: 265 – 268.

Jones K., Duarte-Davidson R., 1997. Transfer of airborne PCDD/Fs to bulk deposition collectors and herbage, *Environmental science and technology*, 31, 2937–2943

Lorber, M. and Pinsky, P., 2000. An evaluation of three empirical air-to-leaf models for polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. *Chemosphere*, 41(6): 931-941.

MacLachlan, M.S., Thoma, H., Reissinger, M., Hutzinger, O., 1990, PCDD/F in an agricultural food chain - Part 1: PCDD/F Mass balance of a lactating cow. *Chemosphere*, 20(7-9) : 1013 – 1020.

- MacLachlan M., Welsch-Pausch K., Tolls J., 1995. Field validation of a model of the uptake of gaseous SOC in *Lolium multiflorum* (Rye Grass). *Environmental Science & Technology*, 30(1): 252-259.
- MacLachlan M., 1997. A simple model to predict accumulation of PCDD/Fs in an agricultural food chain, *Chemosphere*, Vol.34, n°5-7, 1263-1276
- MacLachlan M., Richter W. 1998. Uptake and Transfer of PCDD/Fs by Cattle Fed Naturally Contaminated Feedstuffs and Feed Contaminated as a Result of Sewage Sludge Application. 1. Lactating Cows, *J. Agric. Food Chem.*, 46, 1166-1172
- MacLachlan D., Bhula R. 2009 a. Transfer of lipid-soluble pesticides from contaminated feed to livestock, and residue management, *Animal Feed Science and Technology* 149, 307–321
- MacLachlan D. 2009 b. Influence of physiological status on residues of lipophilic xenobiotics in livestock, *Food Additives & Contaminants: Part A*, Vol. 26, No. 5, 692–712
- McCrary, J.K. and Maggard, S.P., 1993. Uptake and photodegradation of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin sorbed to grass foliage. *Environmental Science & Technology*, 27: 343-350.
- McCrary, J.K., 1994. Vapor-phase 2,3,7,8 TCDD adsorption to plant foliage - a species comparison. *Chemosphere*, 28: 207-216.
- Mikes O., Cupr P., Trapp S., Klanova J., 2009. Uptake of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides from soil and air into radishes (*Raphanus sativus*), *Environmental pollution*, 157, 488-496.
- Mourot J., Mise en place des tissus adipeux sous-cutanés et intramusculaires et facteurs de variation quantitatifs et qualitatifs chez le porc, *INRA Prod. Anim.*, 14 (5), pp. 355 - 363, 2001
- Müller, J.F., Hülster, A., Paepke, O., Ball, M. and Marschner, H., 1994. Transfer of PCDD/PCDF from contaminated soils into carrots, lettuce and peas. *Chemosphere*, 29: 2175-2181.
- Olling M., Derks H.J.G.M., Berender P.L.M., Liem A.K.D., De Jong A.P.J.M., Toxicokinetics of eight ¹³C-labelling polychlorinated dibenzo-p-dioxins and -furans in lactating cows, *Chemosphere*, 23(8-10) : 1377-1385, 1991
- Ounnas F., Feidt C., Toussaint H., Marchand P., Le Bizec B., Rychen G., Jurjanz S., 2010, Polychlorinated Biphenyl and Low Polybrominated Diphenyl Ether Transfer to Milk in Lactating Goats Chronically Exposed to Contaminated Soil, *Environ. Sci. Technol.* 44, 2682–2688
- Pirard C., De Pauw E., 2005. Uptake of polychlorodibenzo-p-dioxins, polychlorodibenzofurans and coplanar polychlorobiphenyls in chickens, *Environment International* 31: 585-591
- Pirard C., De Pauw E., 2006. Toxicokinetic study of dioxins and furans in laying chickens, *Environment International* 32: 466-469

Rychen G., Fournier A., Feidt, Marchand P., Le Bizec B. 2014. Cinétiques de décontamination de génisses limousines de la région de Grez-en-Bouère accidentellement contaminées en polychlorobiphényles, Contrat de collaboration de recherche entre la DGAL, l'ONIRIS et l'Université de Lorraine (2011-2014)

Schuhmacher M., Jones K., Domingo J., 2006, Air-vegetation transfer of PCDD/PCDFs: An assessment of field data and implications for modelling, *Environmental Pollution*, 142, 143-150

Slob W., Olling M., Derks H., De Jong A., Congener-specific bioavailability of PCDD/Fs and coplanar PCBs in cows: laboratory and field measurements. *Chemosphere*, 31(8): 3827-3838, 1995

Schuler F., Schmid P., Schlatter C., 1997. The transfer of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans from soil into eggs of foraging chicken, *Chemosphere*, 34(4): 711-718.

Spitaler M., Iben C., Tausch H. 2005, Dioxin residues in the edible tissue of finishing pigs after dioxin feeding, *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition*, 89, 65-71

Stephens R.D., Petreas M.X., Hayward D.G., 1995, Biotransfer and bioaccumulation of dioxins and furans from soil: chickens as a model for foraging animals, *The science of the total environment*, 175: 253 – 273.

Thomas G., Sweetman A., Ockenden W., Mackay D., Jones K., 1998 a. Air-pasture transfer of PCBs, *Environmental Science and Technology*, 936-942

Thomas G., Smith K., Sweetman A., Jones K., 1998 b. Further studies of the air-pasture transfer of polychlorinated biphenyls, *Environmental pollution* 102, 119-128

Thorpe S., Kelly M., Startin J., Harrison, Rose M. 2001. Concentration changes of 5 PCDD/F congeners after administration in beef cattle, *Chemosphere*, 43, 869-879

Traag W., Kan K., Zeilmaker M., Hoogerbrugge R., Eijkelen J.V., Hoogenboom R., Carry-over of dioxins and PCBs from feed and soil to eggs at low contamination levels, Report 2004.016, November 2004. RIKILT-Institute of Food Safety

Traag W., Kan C., van der Weg G., Onstenk C., Hoogenboom L. 2006. Residues of dioxines (PCDD/Fs) and PCB in eggs, fat and livers of laying hens following consumption of contaminated feed. *Chemosphere* 65, 1518-1525

Trapp S., Matthies M. 1997. *Chemodynamics and Environmental modelling - an introduction*, Springer. ISBN 3-540-63096-1

Tuinstra L., Roos A., Berende P., van Rhijn J., Traag W., Mengelers M. 1992. Excretion of Polychlorinated Dibenzop-dioxins and -furans in Milk of Cows Fed on Dioxins in the Dry Period, *J. Agric. Food Chem*, 40, 1772-1776

US EPA (US Environmental Protection Agency), Exposure and human health reassessment of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin (TCDD) and related compounds, National Academic Sciences, Review draft, Part I: Estimating exposure to dioxin-like compounds, Vol. 3: Site-specific assessment procedures, 2003.

US EPA (US Environmental Protection Agency), EPISUITE, Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft Windows, v. 4.1. Washington, DC, U.S.A., 2012

Van Eijkeren J., Zeilmaker M., Kan C., Traag W., Hoogenboom L. 2006. A toxicokinetic model for the carry-over of dioxins and PCBs from feed and soil to eggs Food Additives and Contaminants, 23(5): 509–517

Welsch-Pausch K., McLachlan M.S., Umlauf G., 1995, Determination of the principal pathways of polychlorodibenzo-p-dioxins and dibenzofurans to *Lolium multiflorum* (Welsh Ray Grass), Environmental Science and Technology, 29: 1090-1098

Zohair A., Salim A, Soyibo A, Beck A., 2006. Residues of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides in organically-farmed vegetables, Chemosphere 63, 541-553

5. LISTE DES ANNEXES

Repère	Désignation	Nombre de pages
Annexe A	Profil des concentrations mesurées dans le projet TROPHé dans les sols et les végétaux	10
Annexe B	Graphes des concentrations mesurées dans le projet TROPHé dans les végétaux en fonction de la concentration dans les sols	6

ANNEXE A

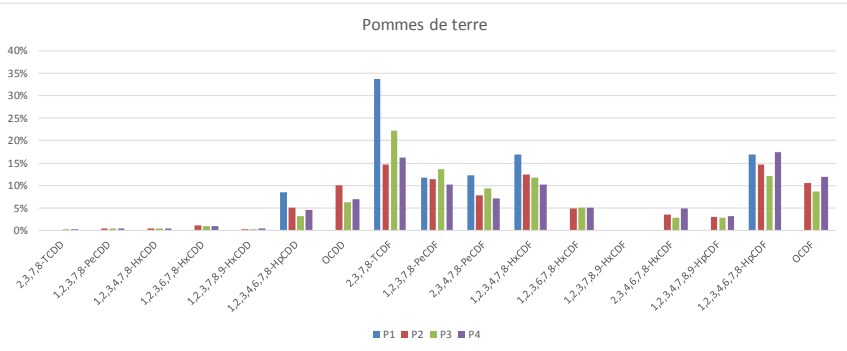
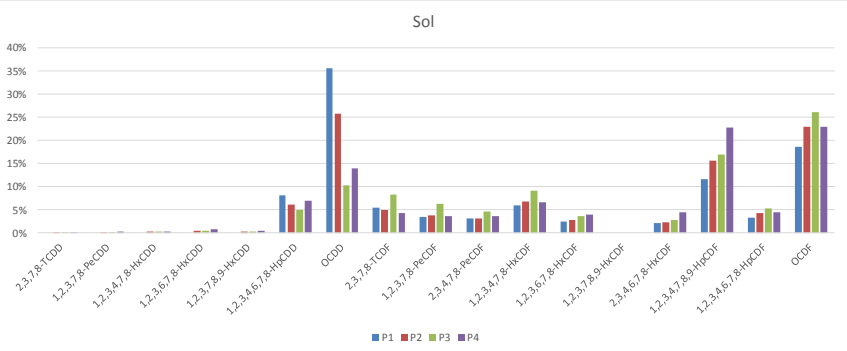
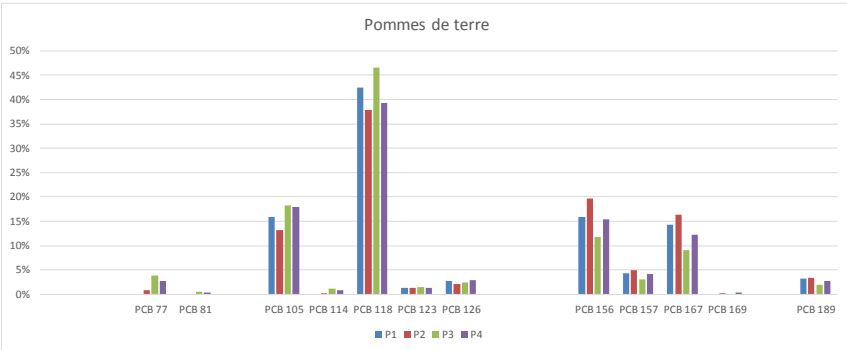
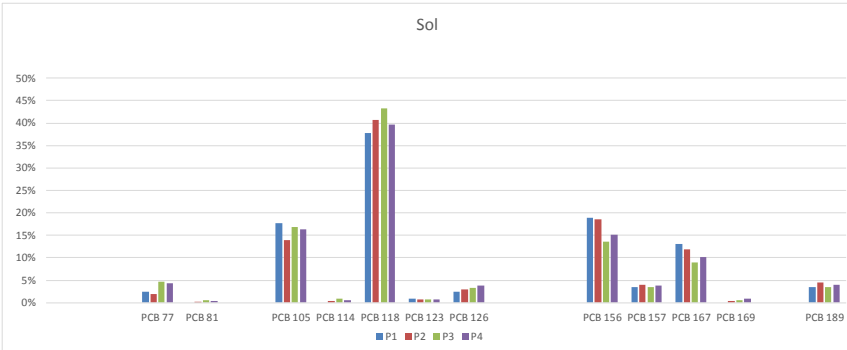
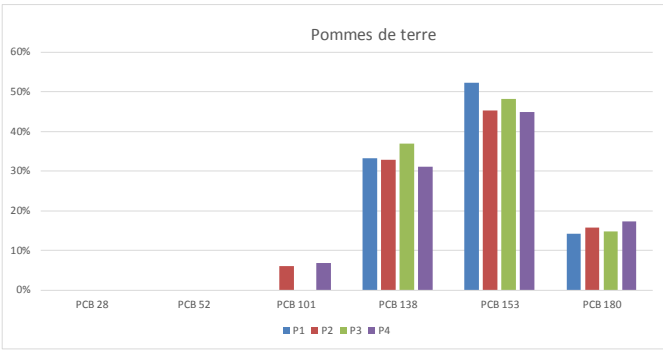
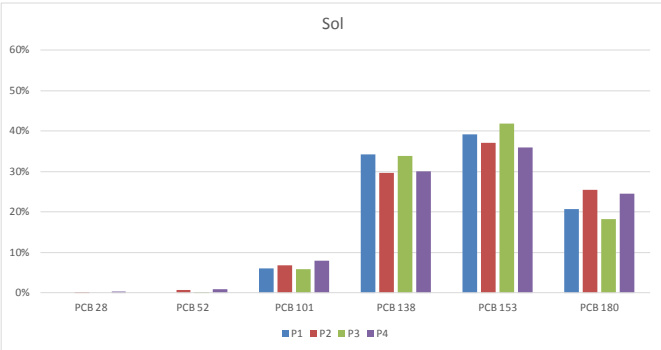
**PROFILS DES CONCENTRATIONS MESUREES DANS LE PROJET TROPHE
DANS LES SOLS ET LES VEGETAUX**

Les graphiques suivants présentent les profils des concentrations mesurées dans le cadre du projet TROPHé dans les sols et les végétaux.

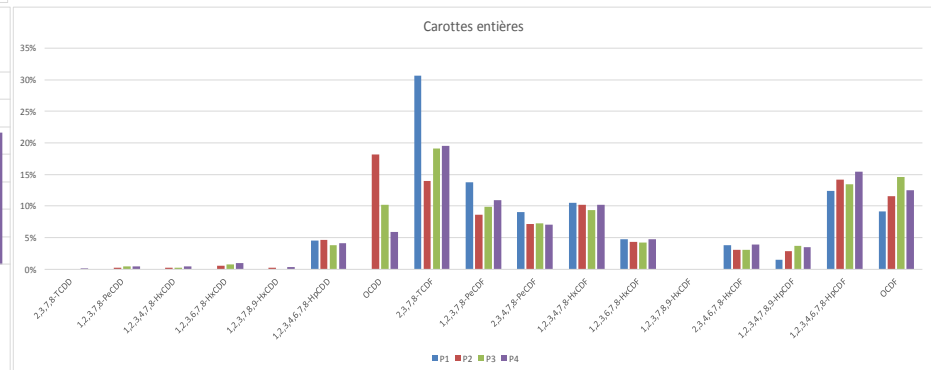
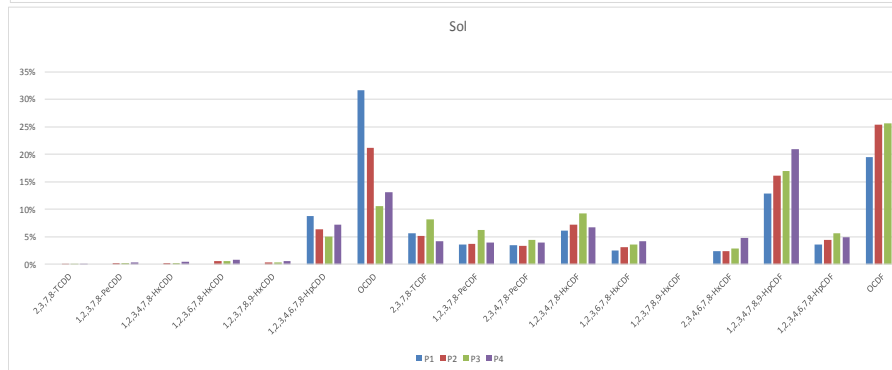
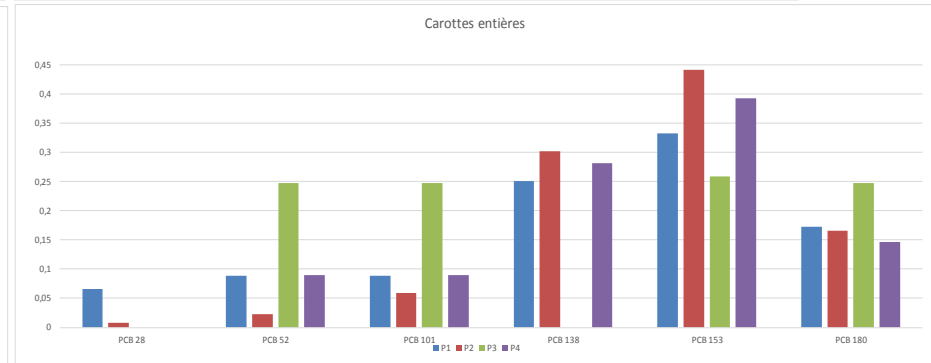
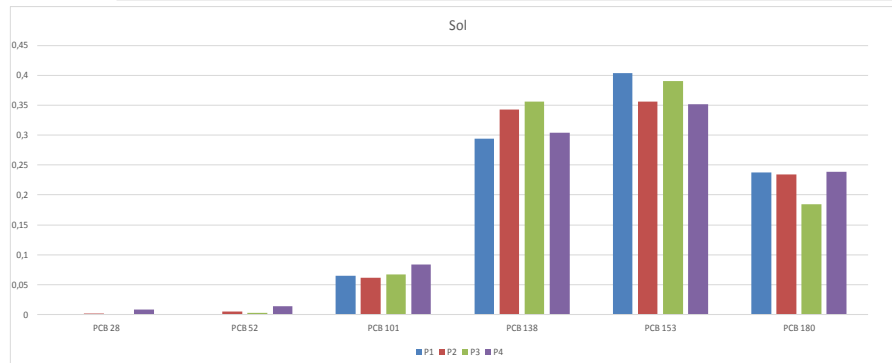
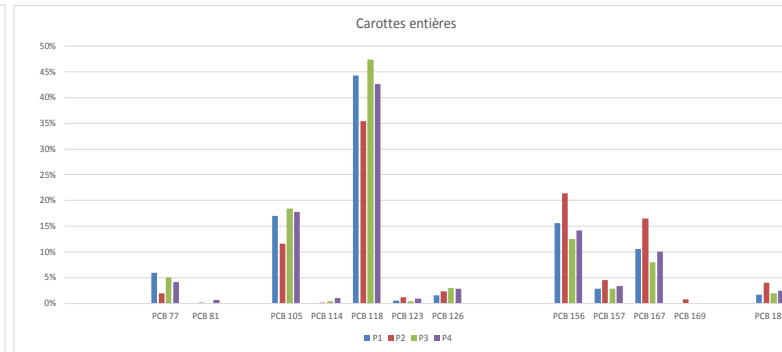
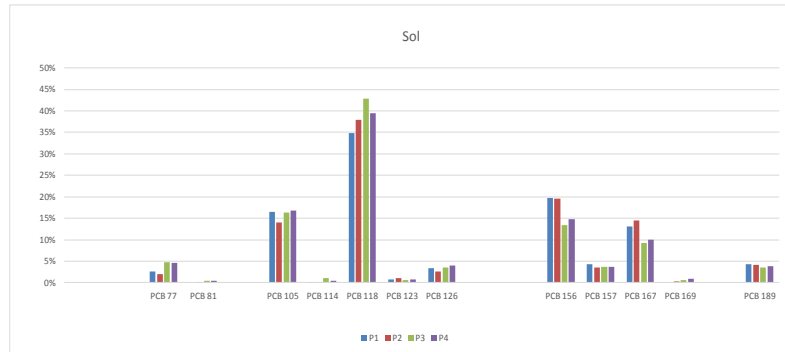
P1, P2, P3 et P4 correspondent à quatre niveaux différents de contamination des sols par les PCDD/F et PCB. Les graphiques représentent la moyenne des concentrations des trois répliques réalisés pour chacun de ces niveaux de contamination.

Pour les PCDD/F, les concentrations dans les sols vont de 2 à 250 ng TEQ/kg avec des valeurs croissantes de P1 à P4. Pour les PCB-dl, les concentrations dans les sols vont de 1 à 30 ng TEQ/kg et pour les PCB_i, elles vont de 4 à 40 µg/kg. L'ordre croissant des concentrations dans les sols est différent pour les PCB-dl et les PCB_i. On a $P1 < P3 < P2 < P4$ pour les PCB-dl et $P1 < P3 < P4 < P2$ pour les PCB_i.

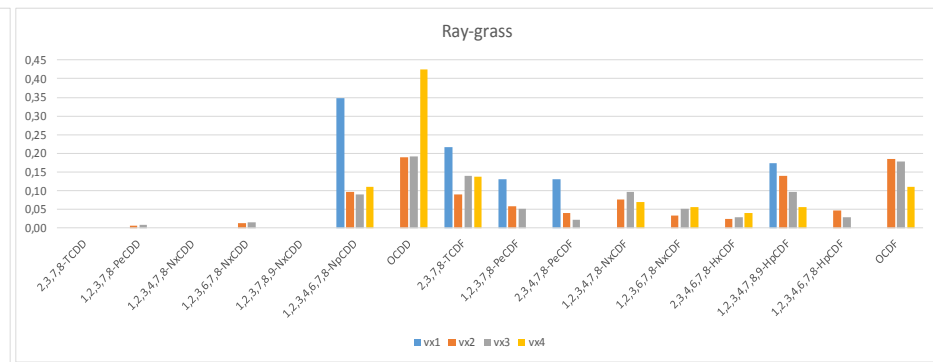
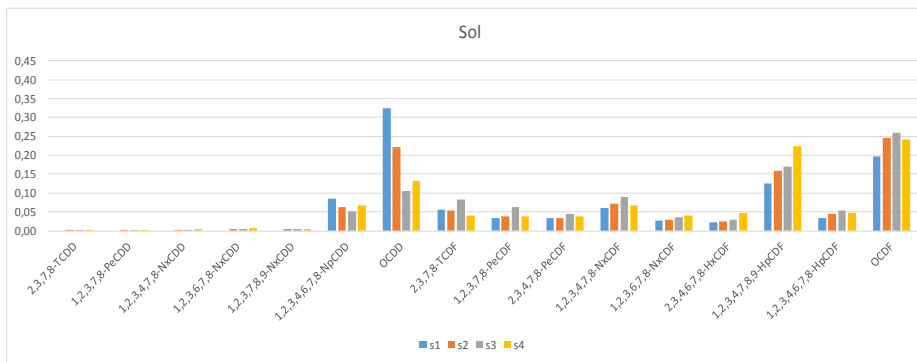
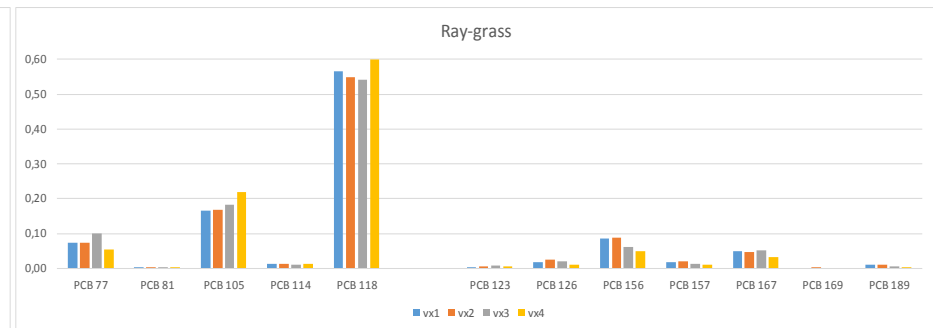
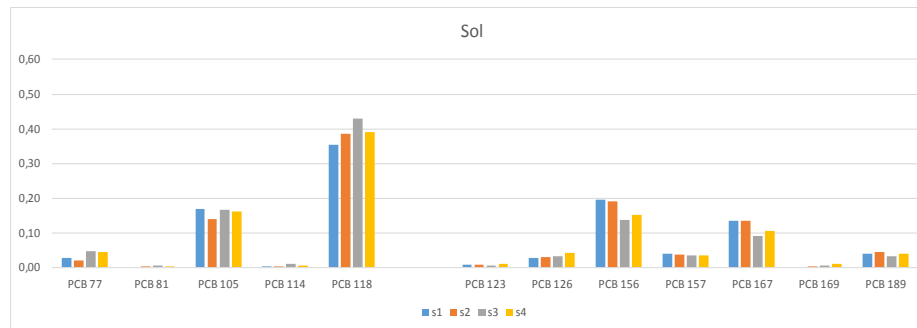
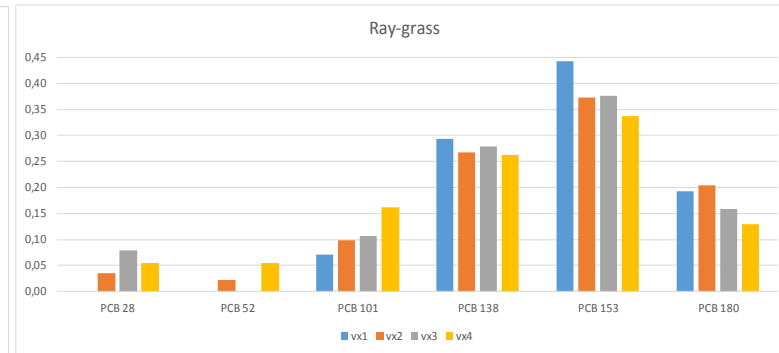
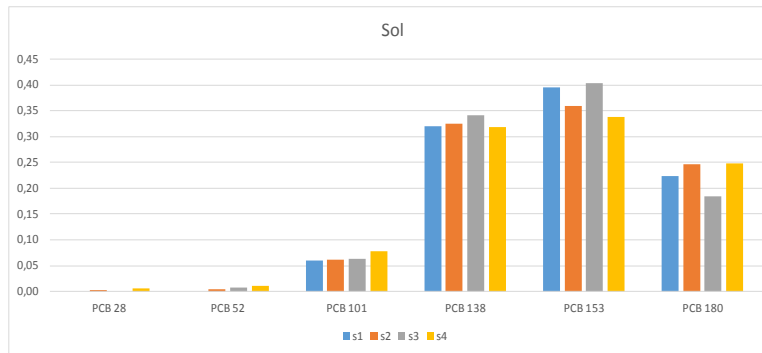
Profil des concentrations dans les sols et les pommes de terre en pourcentage



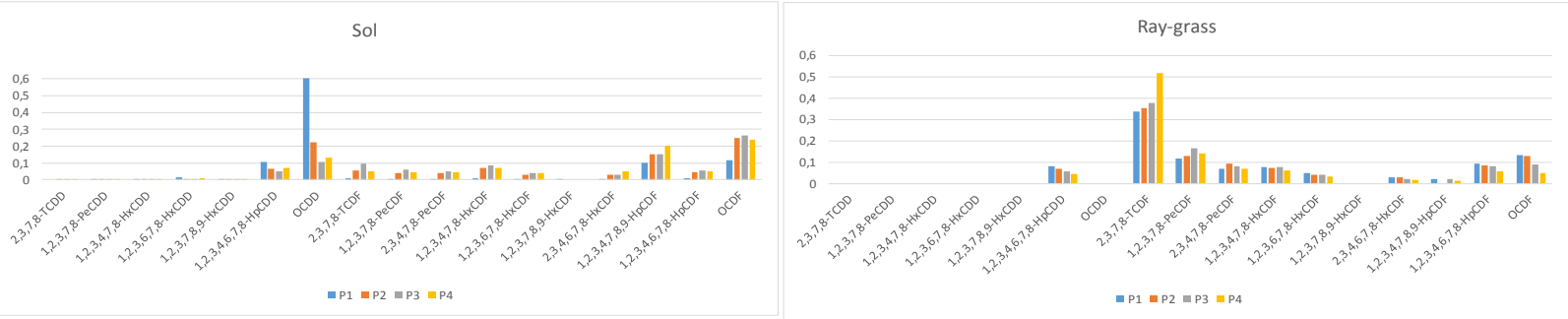
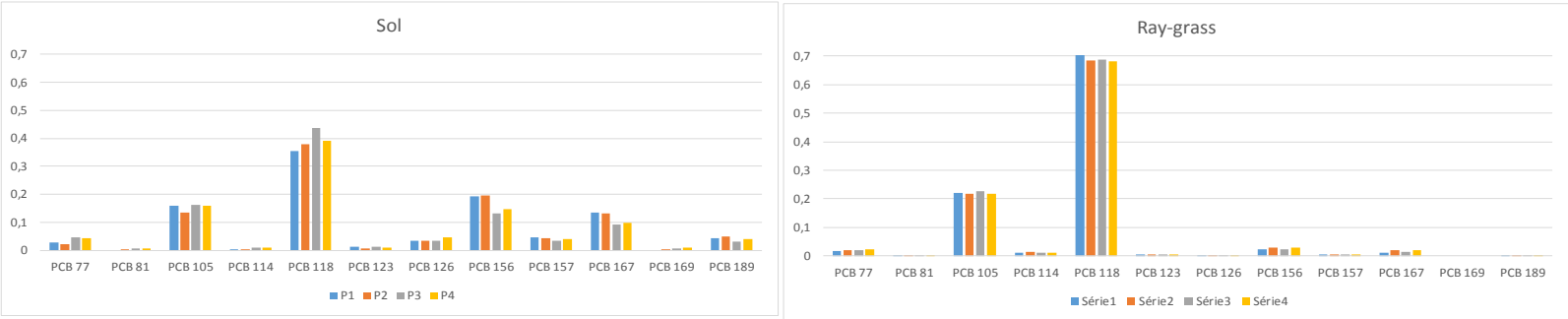
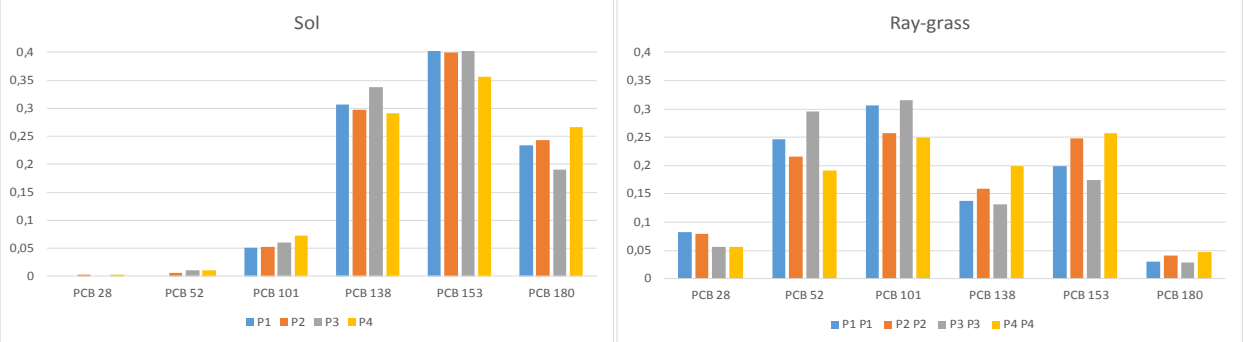
Profil des concentrations dans les sols et les carottes entières en pourcentage



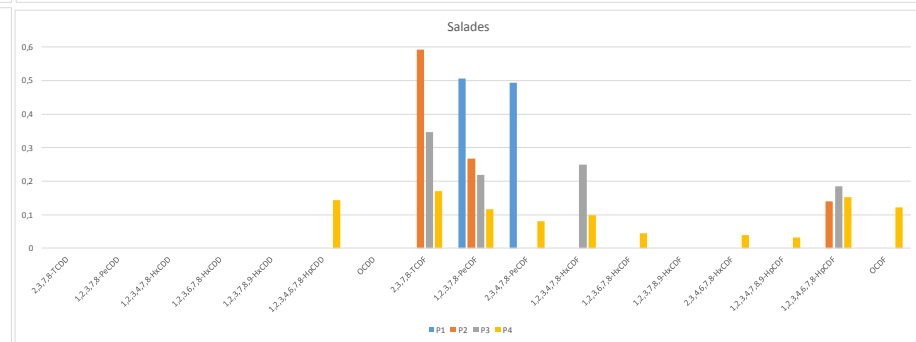
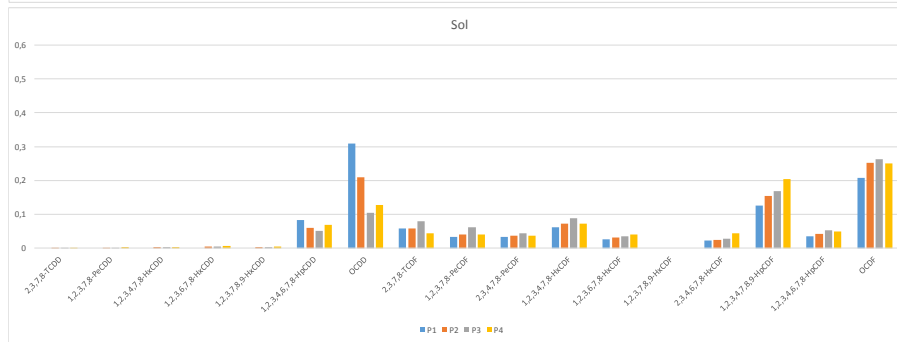
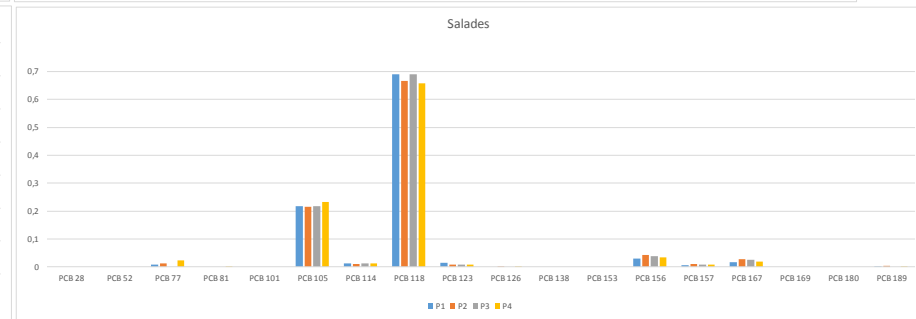
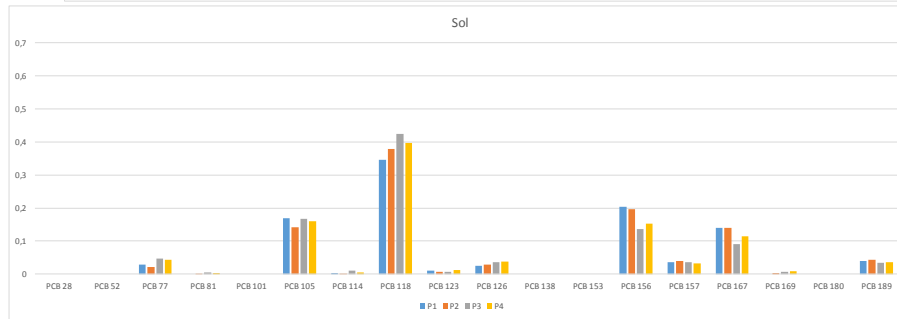
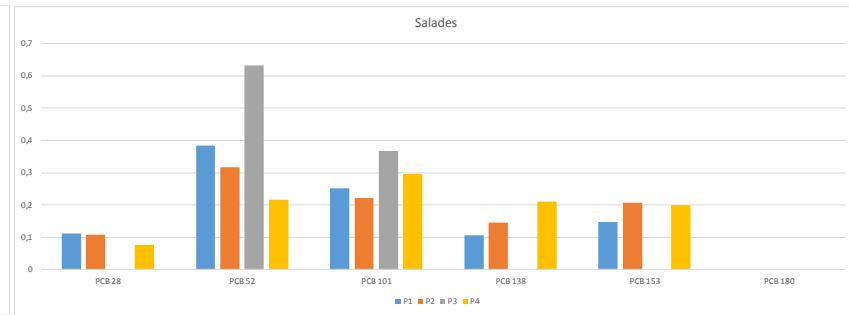
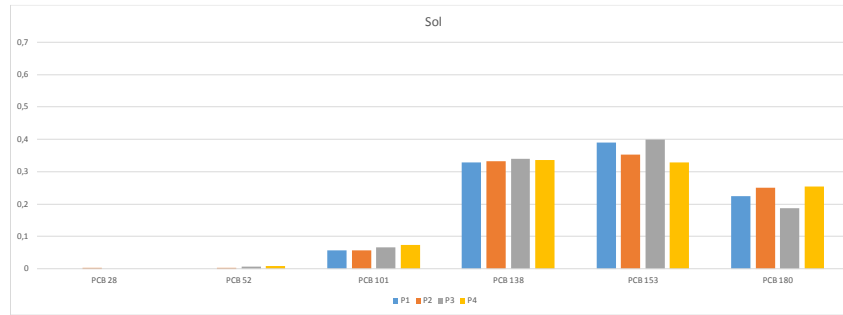
Profil des concentrations dans les sols et le ray-grass cultivé in-situ en pourcentage



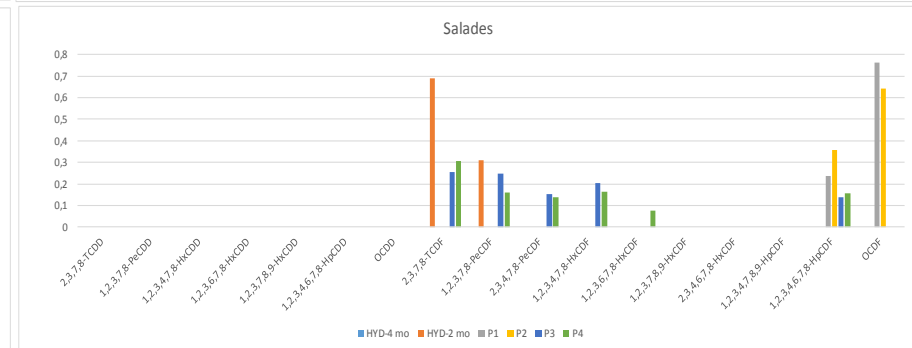
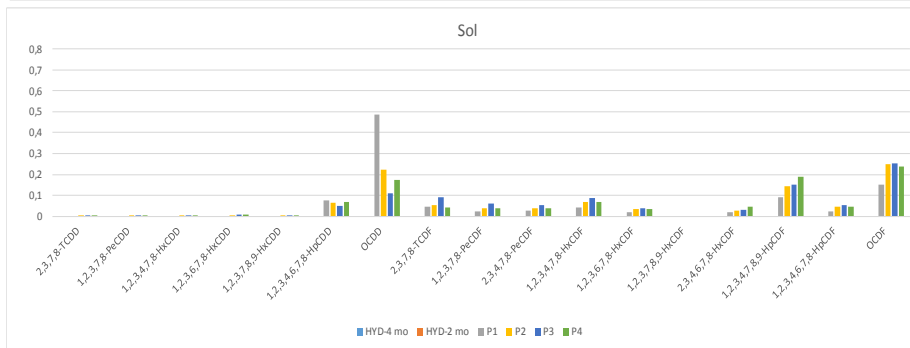
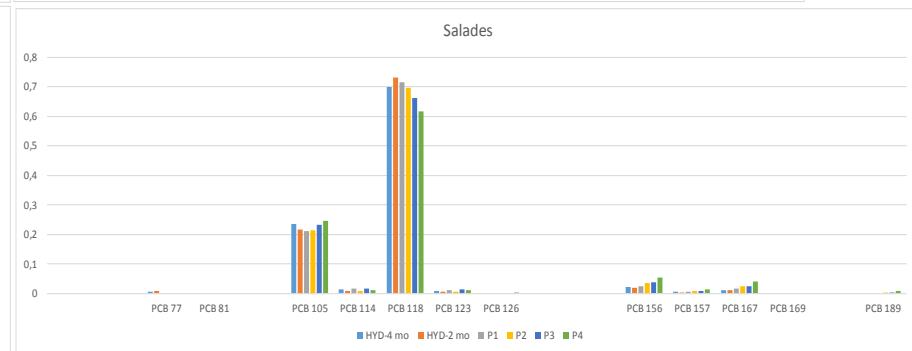
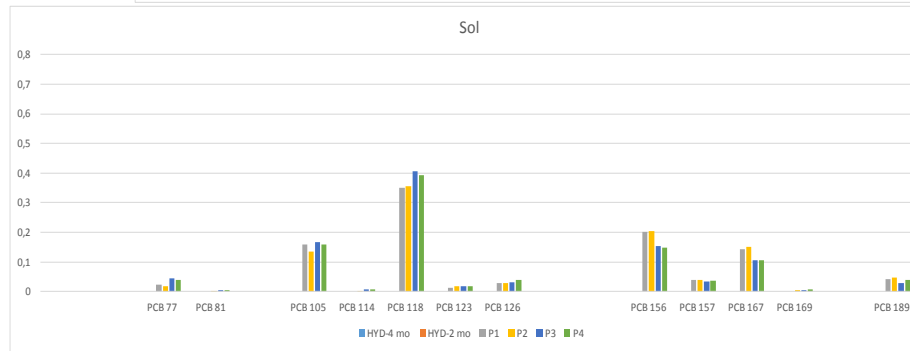
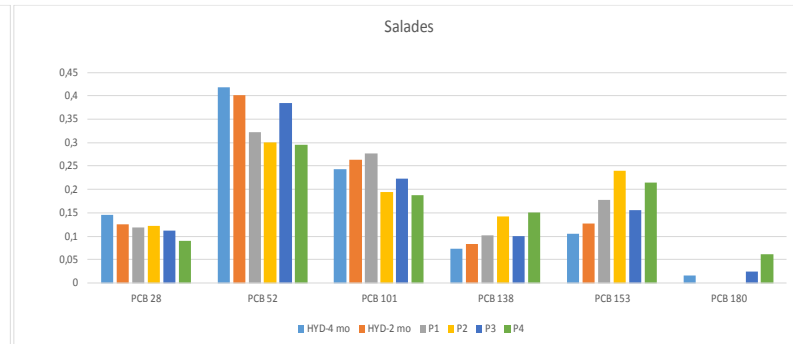
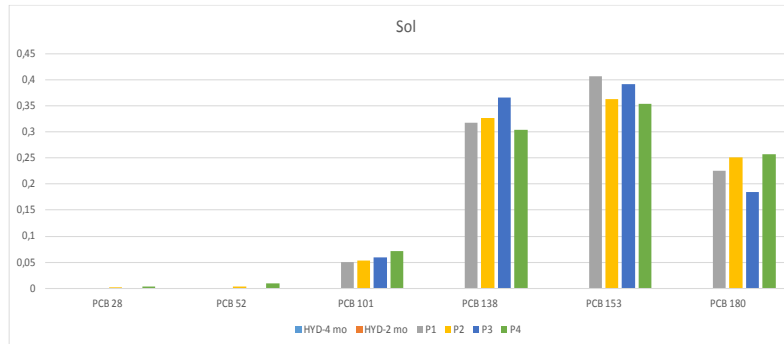
Profil des concentrations dans les sols et le ray-grass cultivé en enceinte contrôlée en pourcentage



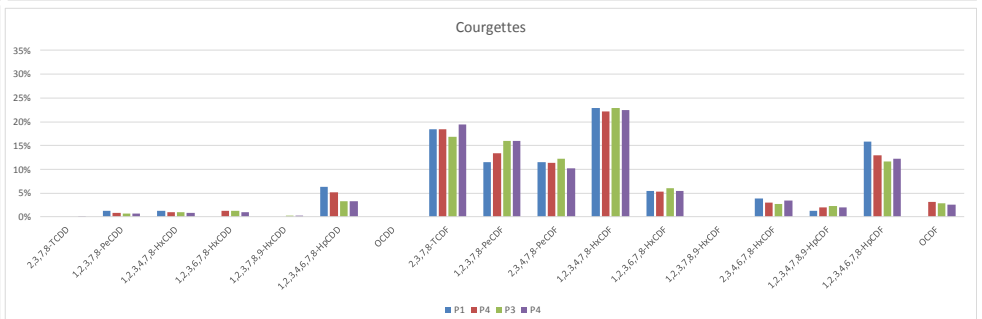
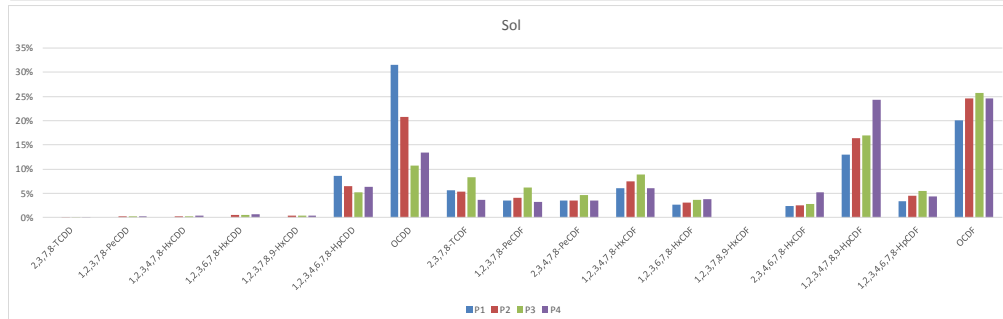
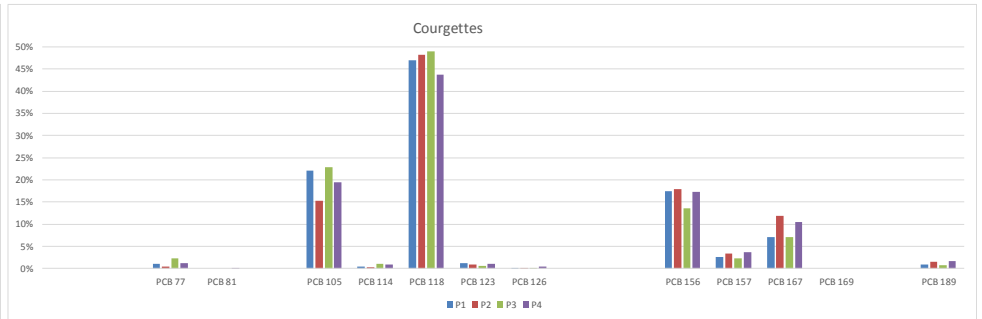
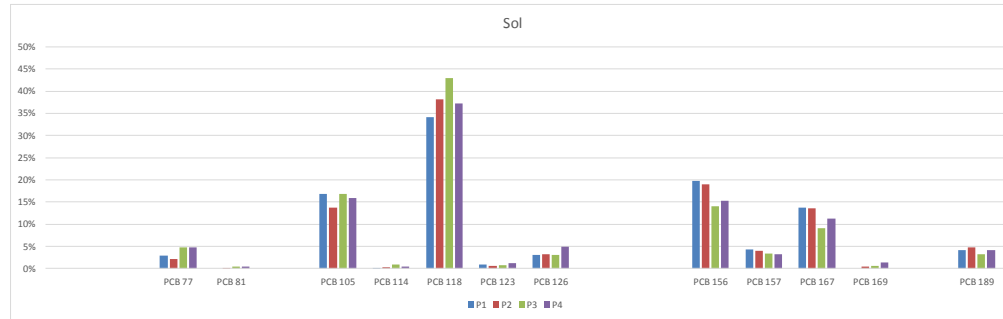
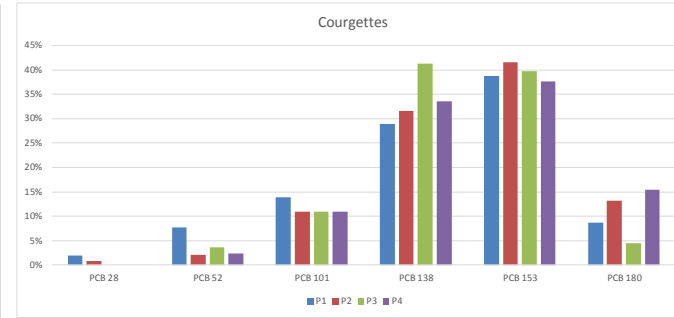
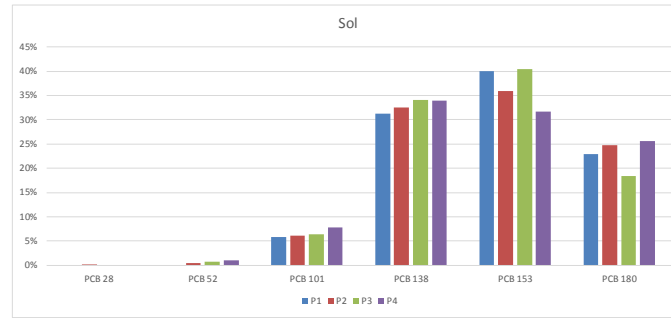
Profil des concentrations dans les sols et les salades cultivées en 2014 en pourcentage



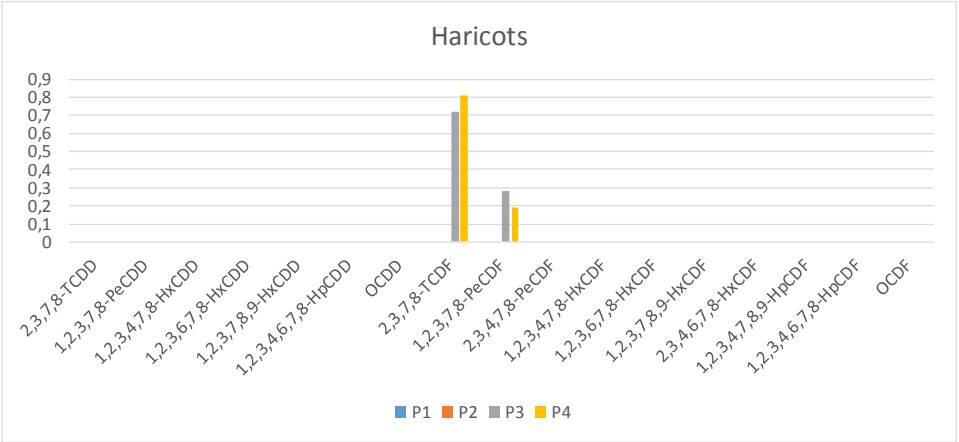
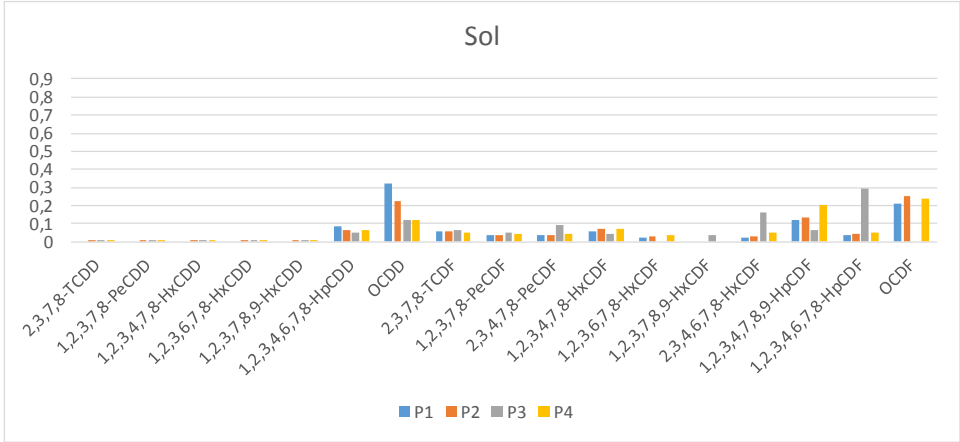
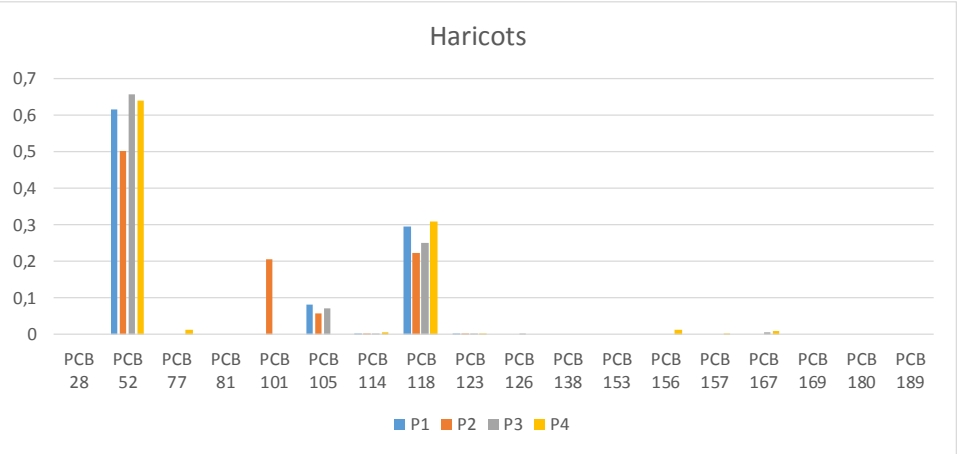
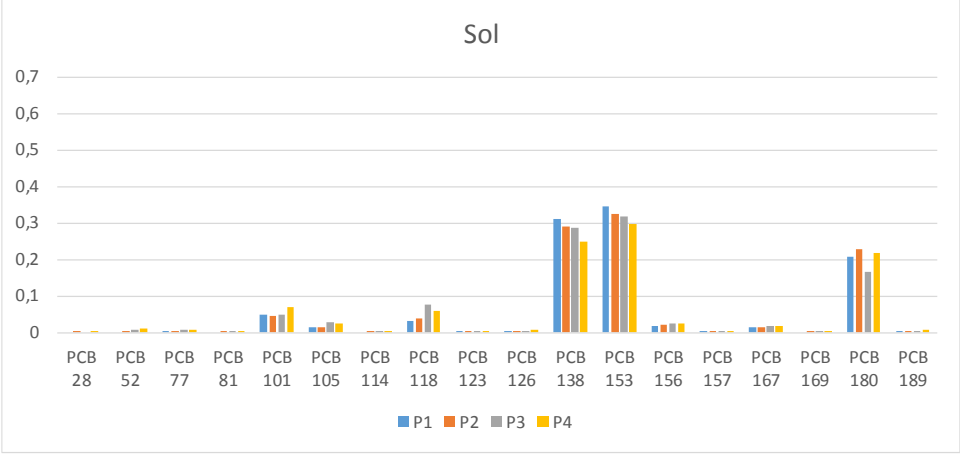
Profil des concentrations dans les sols et les salades cultivées en 2015 en pourcentage



Profil des concentrations dans les sols et les courgettes en pourcentage



Profil des concentrations dans les sols et les haricots en pourcentage

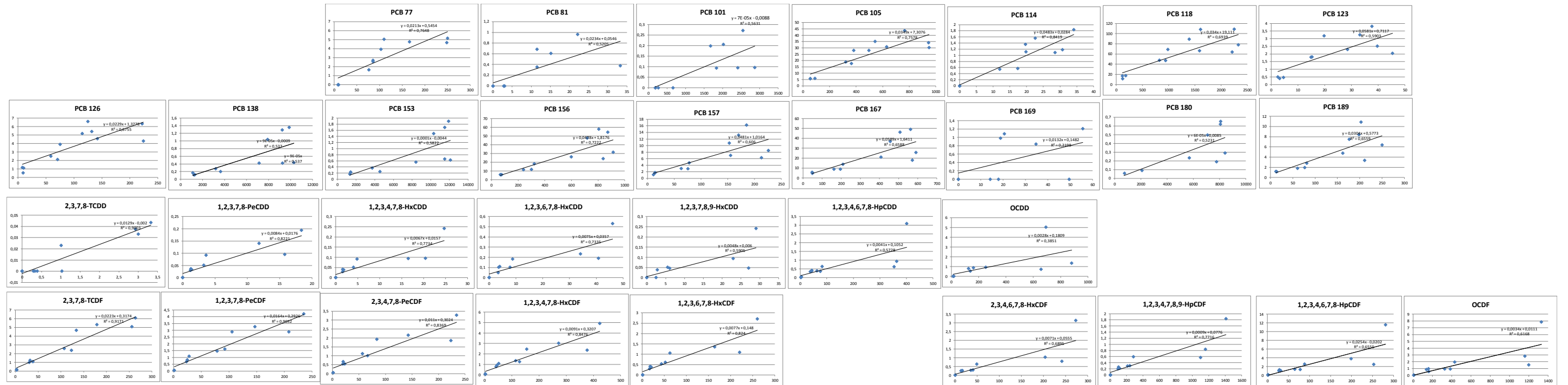


ANNEXE B

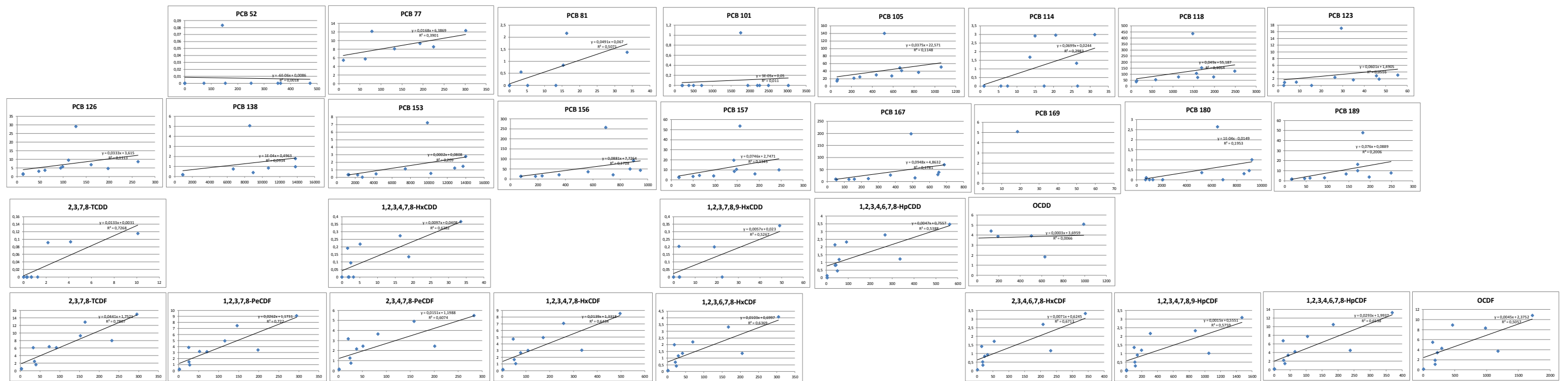
**GRAPHES DES CONCENTRATIONS MESUREES DANS LE
PROJET TROPHE DANS LES VEGETAUX EN FONCTION DE LA
CONCENTRATION DANS LES SOLS**

Dans les graphes suivants, les concentrations dans les végétaux sont représentées en fonction de la concentration dans les sols pour chacun des réplicas. Les échantillons présentant une concentration inférieure à la LOQ (dans le sol ou dans le végétal) ont été éliminés du pool de données lorsque cette LOQ était supérieure à la concentration minimale mesurée pour cette culture. Les valeurs inférieures à la LOQ, mais supérieures à la valeur minimale mesurée pour cette culture, ont été remplacées par 0. Lorsque les données de tous les échantillons d'un congénère ont été supprimées, il n'y pas de graphes pour ce congénère. Chaque graphe présente également la droite de régression tracée entre les concentrations dans le sol et les concentrations dans le végétal.

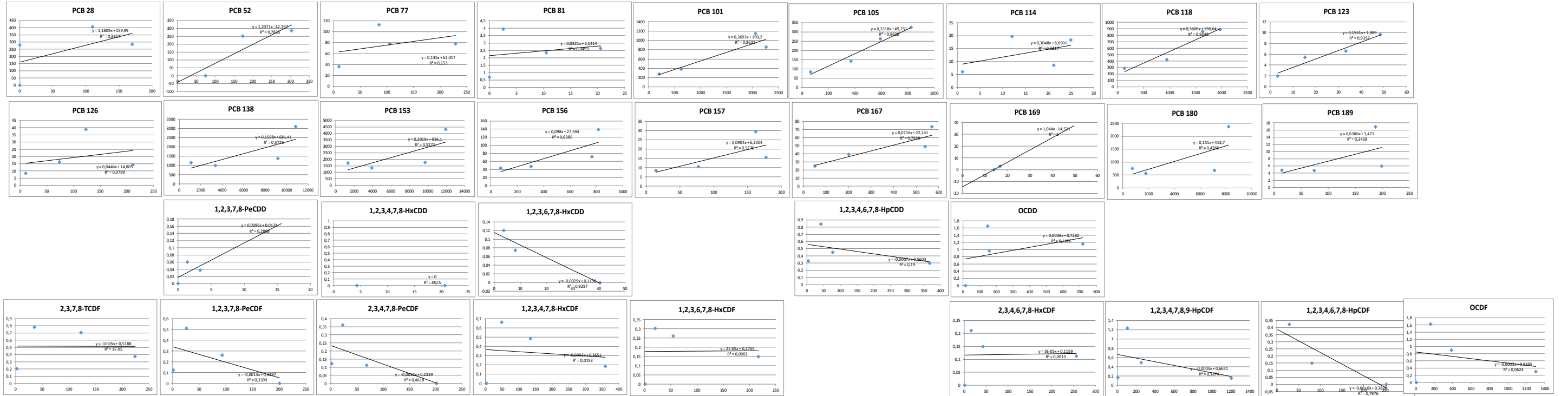
Concentrations dans les pommes de terre (en ng/kg sec pour les PCDD/F et PCB-dl, en ng/g sec pour les PCBi, hors PCB 118) en fonction des concentrations dans les sols (en ng/kg sec)



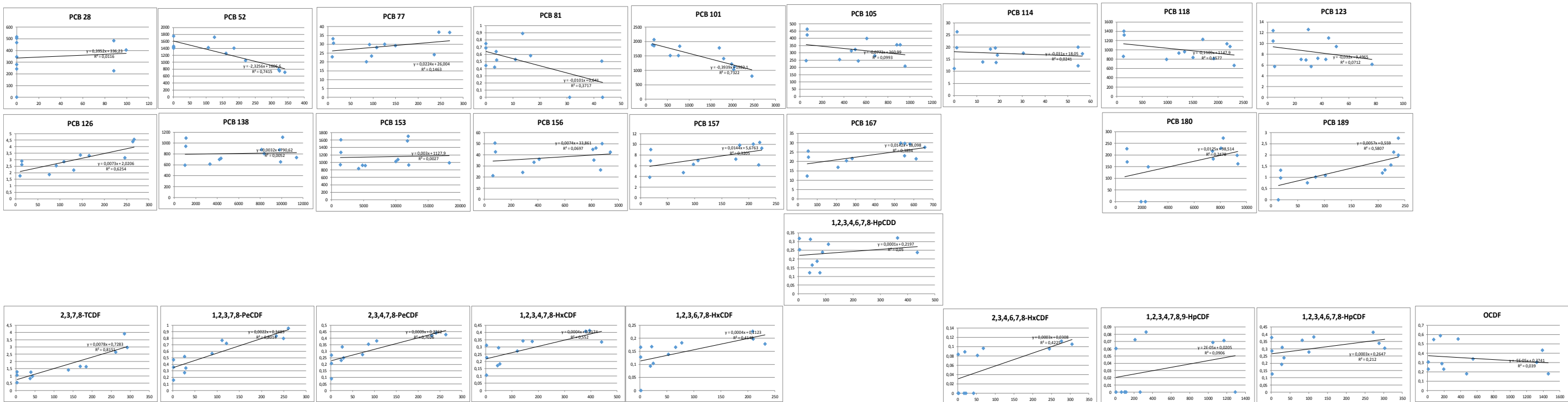
Concentrations dans les carottes entières (en ng/kg sec pour les PCDD/F et PCB-dl, en ng/g sec pour les PCBi, hors PCB 118) en fonction des concentrations dans les sols (en ng/kg sec)



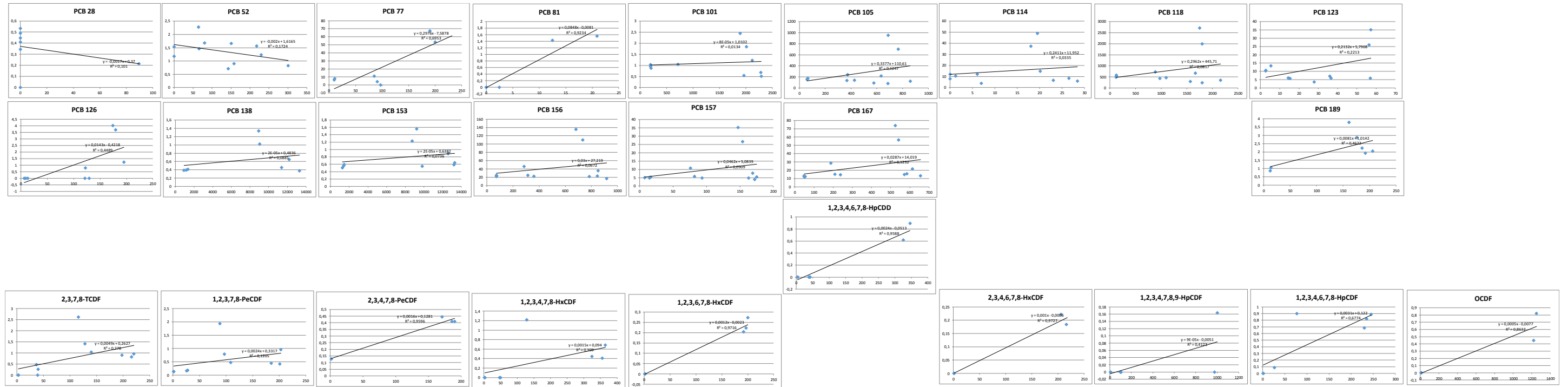
Concentrations dans le ray-grass cultivé in-situ (en ng/kg sec) en fonction des concentrations dans les sols (en ng/kg sec)



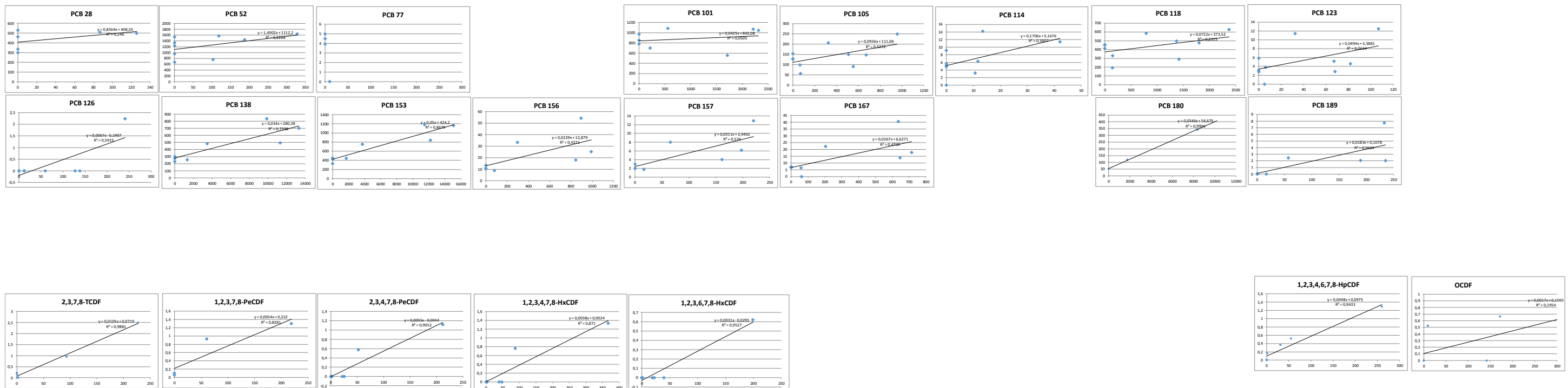
Concentrations dans le ray-grass cultivé en enceinte contrôlée (en ng/kg sec) en fonction des concentrations dans les sols (en ng/kg sec)



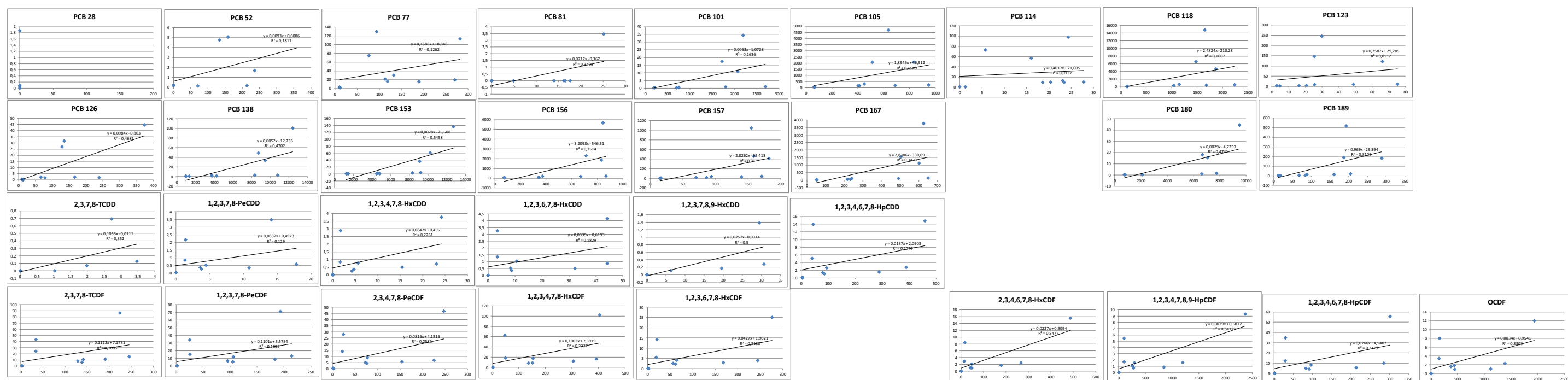
Concentrations dans les salades cultivées en 2014 (en ng/kg sec pour les PCDD/F et PCB-dl, en ng/g sec pour les PCBi, hors PCB 118) en fonction des concentrations dans les sols (en ng/kg sec)



Concentrations dans les salades cultivées en 2015 (en ng/kg sec) en fonction des concentrations dans les sols (en ng/kg sec)



Concentrations dans les courgettes (en ng/kg sec pour les PCDD/F et PCB-dl, en ng/g sec pour les PCBi, hors PCB 118) en fonction des concentrations dans les sols (en ng/kg sec)



Concentrations dans les haricots (en ng/kg sec pour les PCDD/F et PCB-dl, en ng/g sec pour les PCBi, hors PCB 118) en fonction des concentrations dans les sols (en ng/kg sec)

