



INSTITUT NATIONAL DE L'ENVIRONNEMENT INDUSTRIEL ET DES RISQUES

**EVALUATION DE L'IMPACT SUR LA SANTE
DES REJETS ATMOSPHERIQUES DES
TRANCHES CHARBON D'UNE GRANDE
INSTALLATION DE COMBUSTION
PARTIE 2 : EXPOSITION PAR VOIES INDIRECTES**

Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable
Groupe de travail Grande Installation de Combustion

R. BONNARD

*Unité Evaluation des Risques Sanitaires
Direction des Risques Chroniques*

Juin 2003

EVALUATION DE L'IMPACT SUR LA SANTE DES REJETS ATMOSPHERIQUES DES TRANCHES CHARBON D'UNE GRANDE INSTALLATION DE COMBUSTION

PARTIE 2 : EXPOSITION PAR VOIES INDIRECTES

Ministère de L'Ecologie et du Développement Durable-
GT GIC

Rapport final

R. BONNARD

Ce document comporte 27 pages

	Rédaction	Vérification	Approbation
NOM	R. BONNARD	M. NOMINE	F. MARCEL
Qualité	Ingénieur de la Direction des Risques Chroniques ...	Délégué scientifique à la Direction des Risques Chroniques	Directeur adjoint de la Direction des Risques Chroniques
Visa			

TABLE DES MATIERES

AVANT-PROPOS	4
1. CONTEXTE ET OBJET	5
2. PRESENTATION DE LA METHODE DE CALCUL DES RISQUES.....	5
2.1. Scénario d'exposition	5
2.2. Cibles retenues.....	6
2.3. Voies d'exposition	6
2.4. Principaux phénomènes de transfert considérés	7
3. PRÉSENTATION DES EQUATIONS.....	7
3.1. Calcul de la concentration de polluant dans les sols	7
3.2. Calcul du dépôt au sol.....	8
3.2.1. Dépôt particulaire	9
3.2.2. Dépôt de poussières	9
3.2.3. Dépôt gazeux	9
3.2.4. Dépôt de NOx.....	10
3.3. Calcul de la concentration de polluant dans les végétaux.....	10
3.3.1. Calcul de la concentration de polluant dans la plante liée au dépôt particulaire.....	10
3.3.2. Calcul de la concentration de polluant dans la plante liée à l'absorption foliaire.....	10
3.3.3. Calcul de la concentration de polluant dans la plante liée au transfert racinaire à partir du sol	11
3.4. Calcul de la concentration de polluant dans les produits d'origine animale (lait, viande, œufs)	11
3.5. Calcul de la concentration de polluant dans le lait maternel	11
3.6. Calcul des doses d'exposition des cibles considérées.....	12
3.6.1. Dose d'exposition liée à l'ingestion de sol	12
3.6.2. Dose d'exposition liée à l'ingestion d'aliment	12
3.7. Calcul des risques.....	13
3.7.1. Effets cancérigènes.....	13
3.7.2. Effets non cancérigènes.....	13
4. PRÉSENTATION DES PARAMÈTRES.....	13
4.1. Paramètres de définition du terme source de pollution	13
4.2. Paramètres d'exposition	14
4.2.1. Paramètres du sol.....	14
4.2.2. Paramètres relatifs aux végétaux	14
4.2.3. Paramètres relatifs aux animaux	14

4.2.4.	Paramètres relatifs aux cibles humaines	14
4.3.	Paramètres de transfert.....	16
4.3.1.	Dioxines.....	16
4.3.2.	Hydrocarbures aromatiques polycycliques.....	16
4.3.3.	Métaux (à l'exception du mercure).....	17
4.3.4.	Mercure	17
4.4.	Valeurs toxicologiques de référence	17
5.	PRÉSENTATION DES RÉSULTATS	18
5.1.	Risques cancérigènes.....	18
5.2.	Risques non cancérigènes	19
6.	DISCUSSION DES RÉSULTATS	23
	Commentaires généraux	23
	Commentaires concernant les résultats relatifs aux dioxines	23
7.	REFERENCES.....	26
	ANNEXES	28

AVANT-PROPOS

Ce rapport est le fruit du groupe de travail Grandes Installations de Combustion (GT-GIC) du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD). Son contenu a été discuté au sein de ce groupe et les choix réalisés, tant en terme de méthodes que d'hypothèses ou de paramètres, ont fait l'objet d'une décision consensuelle.

Composition du groupe de travail :

INERIS (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques)

MEDD (Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable)

DGS (Direction Générale de la Santé)

EDF et Gaz de France / Service des Etudes Médicales (SEM)

EDF (Electricité de France)

SNET (Société Nationale d'Electricité et de Thermique)

IRSN (Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire)

DRIRE Haute-Normandie

DRIRE Pays de Loire

1. CONTEXTE ET OBJET

Dans le cadre du groupe de travail « Grande Installation de Combustion » (GT-GIC) du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, une étude illustrative, portant sur une installation moderne brûlant du charbon, est réalisée.

La première partie de l'étude, visant à caractériser le risque direct par inhalation, a fait l'objet d'un premier rapport (INERIS-DRC-ERSA-n°93-Cbo-P45956/2003).

Le présent rapport décrit la deuxième partie de l'étude, portant sur l'évaluation des risques liés à l'exposition par ingestion, due aux retombées au sol des rejets atmosphériques.

Comme la première, cette deuxième phase d'étude suit les principes de la démarche d'évaluation des risques, énoncés par l'Académie des Sciences des Etats-Unis en 1983.

Concernant l'estimation des expositions, après inventaire des outils de modélisation existants et constat de l'absence de logiciels de calcul adaptés à la problématique étudiée (cf. rapport INERIS DRC-01-25584-ERSA-RBn-n°445), il a été décidé d'adopter une méthode de calcul basée sur des équations simples telles que celles présentées dans divers documents d'évaluations des risques de l'US EPA (à titre d'exemple « Human Health Risk Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities » (HHRAP), « The methodology for assessing Health Risks associated with Multiple Pathways of Exposure to combustor » (MPE), « Draft Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8-Tétrachlorodibenzo-p-Dioxin »).

Ce rapport présente les hypothèses du scénario d'exposition, l'ensemble des équations et la valeur des paramètres utilisés, ainsi que les résultats obtenus.

Ce document a été discuté en groupe de travail. Le choix des hypothèses retenues a fait l'objet d'un consensus au sein de ce groupe

2. PRESENTATION DE LA METHODE DE CALCUL DES RISQUES

2.1. SCÉNARIO D'EXPOSITION

Dans cette étude, l'exposition des populations est estimée pour un fonctionnement permanent à pleine puissance de l'installation de combustion (scénario 1 du rapport INERIS-DRC-ERSA n°93-Cbo-P45956/2003). L'installation de désulfuration est supposée fonctionner 95% du temps. Les émissions ont lieu pendant 30 ans et les expositions de la population sont calculées par rapport à cette durée de fonctionnement.

Concrètement les risques cancérigènes sont évalués à partir de l'exposition moyenne durant ces trente années de fonctionnement. Quant aux risques non cancérigènes, ils sont estimés au moment de la contamination maximale des milieux, c'est-à-dire au terme des 30 années de fonctionnement de l'installation

Les individus sont supposés présents 365 jours par an sur le lieu d'étude.

Les expositions sont estimées sur deux zones :

- la zone correspondant aux retombées au sol les plus importantes. Il s'agit alors de l'exposition maximale liée aux rejets atmosphériques de la centrale.
- l'ensemble de la zone d'étude qui a été définie dans la première partie de l'étude, c'est-à-dire une zone d'exposition de 30 km de rayon autour de la centrale. Il s'agit alors de l'exposition moyenne, correspondant aux retombées moyennes de polluants dans la zone.

2.2. CIBLES RETENUES

En fonction des données disponibles sur les consommations alimentaires des individus, la population a été divisée en plusieurs classes d'âge :

- les nourrissons âgés de 0 à 6 mois,
- les enfants âgés de 6 mois à 1 an,
- les enfants âgés de 1 an à 1,5 an,
- les enfants âgés de 1,5 an à 3 ans,
- les enfants âgés de 3 à 6 ans,
- les enfants âgés de 6 à 9 ans,
- les enfants âgés de 9 à 12 ans,
- les enfants âgés de 12 à 15 ans
- et les plus de 15 ans.

Pour les effets cancérigènes, l'exposition est estimée de la naissance à 30 ans, en pondérant les expositions de chacune des classes ci-dessus par leur durée.

Pour les effets non cancérigènes, l'exposition de chacune des classes est estimée, afin de mettre en évidence la classe d'âge subissant l'exposition la plus élevée.

2.3. VOIES D'EXPOSITION

Les voies d'exposition prises en compte sont les suivantes.

Pour les nourrissons : ingestion de lait maternel.

Dans les faits, cette voie n'est prise en compte que pour les dioxines, aucun facteur de bioconcentration ou de biotransfert n'ayant été déterminé pour les autres substances.

Pour les autres classes d'âge :

- ingestion de sol,
- ingestion de légumes-feuilles,
- ingestion de légumes-fruits,
- ingestion de légumes-racines,
- ingestion de fruits,
- ingestion de viande bovine, porcine et de charcuterie,
- ingestion de viande de volaille,

- ingestion de lait et produits laitiers,
- ingestion d'œufs.

Les voies d'exposition par ingestion d'eau, de poissons et par contact cutané avec l'eau et le sol ne sont pas prises en compte.

Concernant l'alimentation, deux cas sont étudiés. Dans le premier cas, les aliments cités ci-dessus sont supposés provenir intégralement de la zone d'exposition retenue (cas 1). Dans le second cas, seule une partie de l'alimentation des individus est supposée issue cette zone, le reste de l'alimentation n'étant pas affecté par la source de contamination dont l'impact est estimé (cas 2).

2.4. PRINCIPAUX PHÉNOMÈNES DE TRANSFERT CONSIDÉRÉS

La contamination du sol et des végétaux prend en compte à la fois les dépôts secs et les dépôts humides, sous forme gazeuse aussi bien que particulaire.

Aucun phénomène d'élimination ou de dégradation des polluants dans les sols n'est pris en compte. Les polluants sont donc supposés s'accumuler dans le sol pendant toute la durée de fonctionnement de l'installation.

Quatre types d'aliments végétaux sont pris en compte dans la ration alimentaire humaine : les légumes-racines, les légumes-feuilles, les légumes-fruits et les fruits.

La contamination des végétaux aériens, non protégés par une enveloppe prend en compte le dépôt de polluant, sous forme particulaire sur la partie aérienne des végétaux et l'absorption de polluant gazeux, ainsi que le transfert racinaire des polluants depuis les sols.

La contamination des légumes-racines et des légumes aériens protégés par une enveloppe (comme les grains par exemple) prend en compte la contamination par transfert racinaire.

La contamination du bétail passe par l'ingestion de sol et d'aliments issus de la zone d'étude (consommation d'herbe toute l'année par les bovins, consommation de céréales toute l'année par les volailles).

3. PRÉSENTATION DES EQUATIONS

Les unités des paramètres des équations sont données en grandeur (L : pour longueur, M : pour masse, T : pour temps, K : pour température).

3.1. CALCUL DE LA CONCENTRATION DE POLLUANT DANS LES SOLS

Cas d'un effet non cancérigène : la concentration de polluant dans le sol est calculée au terme de la période de fonctionnement de l'installation.

A l'instant t , la concentration de polluant dans le sol est donnée par l'équation différentielle suivante :

$$\frac{dC_s(t)}{dt} = -k \times C_s + D_s \quad (1)$$

$$\text{d'où } C_s(t) = \frac{D_s}{k} \times (1 - e^{-k \times t}) \quad (2)$$

avec C_s : Concentration de polluant dans le sol à l'instant t (M/M de sol),

$C_s = 0$ à l'instant $t = 0$,

k : Constante d'atténuation (pouvant être liée aux phénomènes d'érosion, de ruissellement, de volatilisation, de lixiviation et de dégradation) (T^{-1}),

D_s : Dépôts particulaire et gazeux de polluant au sol (M/M de sol/T)

($t = 30$ ans pour le calcul des expositions dans le cas d'un effet non cancérigène)

Cas d'un effet cancérigène : lorsque la période d'exposition est incluse dans la durée de fonctionnement de l'installation (ce qui est le cas dans le scénario défini par le GT-GIC), la concentration moyenne de polluant dans le sol pendant la période d'exposition se calcule de la façon suivante :

$$\bar{C}_s = \frac{1}{T_2 - T_1} \int_{T_1}^{T_2} \frac{D_s}{k} \times (1 - e^{-k \times t}) dt \quad (3)$$

avec \bar{C}_s : Concentration moyenne de polluant dans le sol de T_1 à T_2 (M/M de sol),

T_1 : début de la période d'exposition (ici $T_1=0$),

T_2 : fin de la période d'exposition ($T_2= 30$ ans).

Si la constante d'atténuation du polluant dans le sol est nulle (hypothèse retenue dans l'étude du GT-GIC), la concentration de polluant dans le sol à l'instant t se réduit à l'expression suivante :

$$C_s(t) = D_s \times t \quad (4)$$

et la concentration moyenne sur la durée d'exposition s'exprime par l'équation suivante :

$$\bar{C}_s = \frac{D_s}{2} \times (T_2 + T_1) \quad (5)$$

3.2. CALCUL DU DÉPÔT AU SOL

$$D_s = \frac{D_p + D_g}{\rho \times Z} \quad (6)$$

avec D_s : Dépôts particulaire et gazeux de polluant au sol (M/M de sol/T),

D_p : dépôt de polluant sous forme particulaire ($M/L^2/T$),

D_g : dépôt de polluant sous forme gazeuse ($M/L^2/T$),

ρ : masse volumique du sol (M/L^3),

Z : Epaisseur de la couche de sol où s'accumule le polluant (L).

3.2.1. Dépôt particulaire

Le dépôt particulaire d'une substance est calculé par règle de 3 à partir du flux de poussières totales rejetées par l'installation et du dépôt de poussières correspondant sur la zone d'exposition retenue.

$$D_p = \frac{D_{pous}}{Q_{pous}} \times Q \times (1 - F_v) \quad (7)$$

avec D_{pous} : Dépôt de poussières sur le sol de la zone d'exposition retenue (M/L²/T).

Q_{pous} : Flux de poussières rejetées par l'installation (M/T)

Q : Flux rejeté par l'installation pour la substance considérée (M/T)

F_v : fraction de polluant sous forme gazeuse

$$F_v = 1 - \frac{c \times S_T}{P_L^\circ + c \times S_T} \quad (8)$$

avec c : Constante de Junge ($1,7 \cdot 10^{-4}$ atm-cm),

S_T : Surface moyenne des particules d'aérosols ($3,5 \cdot 10^{-6}$ cm²/cm³),

P_L° : Pression de vapeur du polluant en phase liquide (atm).

Si le polluant est solide à température ambiante, alors P_L° est donné par :

$$\ln\left(\frac{P_L^\circ}{P_S^\circ}\right) = \frac{\Delta S_f}{R} \times \frac{(T_m - T)}{T} \quad (9)$$

avec P_S° : Pression de vapeur du polluant en phase solide (atm),

R : Constante de gaz parfaits,

ΔS_f : Entropie de fusion ($\Delta S_f/R=6,79$ (sans unité)),

T_m : Température de fusion du polluant (°K),

T : Température ambiante (°K).

3.2.2. Dépôt de poussières

$$D_{pous} = C_{pous} \times v_p \quad (10)$$

avec C_{pous} : Concentration de poussières dans l'air (M/L³)

v_p : vitesse de dépôt des particules (L/T)

3.2.3. Dépôt gazeux

Le dépôt gazeux d'une substance est calculé par règle de 3 à partir du flux de NOx rejeté par l'installation et du dépôt gazeux de NOx correspondant sur la zone d'exposition retenue.

$$D_g = \frac{D_{NO_x}}{Q_{NO_x}} \times Q \times F_v \quad (11)$$

avec D_{NO_x} : Dépôt de NOx sur le sol de la zone d'exposition retenue (M/L²/T).

Q_{NO_x} : Flux de NOx rejeté par l'installation (M/T),

Q : Flux rejeté par l'installation pour la substance considérée (M/T)

3.2.4. Dépôt de NOx

$$D_{NO_x} = C_{NO_x} \times v_g \quad (12)$$

avec C_{NO_x} : Concentration de NOx dans l'air (M/L³)

v_g : vitesse de dépôt gazeux (L/T)

3.3. CALCUL DE LA CONCENTRATION DE POLLUANT DANS LES VÉGÉTAUX

La contamination des végétaux peut être la résultante de trois phénomènes : le dépôt particulaire et l'absorption foliaire de polluant sous forme gazeuse par la partie aérienne des végétaux, non protégée par une enveloppe et le transfert racinaire à partir du sol, d'où :

$$C_p = C_{dp} \times \theta_p + C_{gp} + C_{rp} \quad (13)$$

avec C_p : Concentration totale de polluant dans la plante (M/M de plante fraîche),

C_{dp} : Concentration de polluant dans la plante liée au dépôt particulaire (M/M de plante sèche),

C_{gp} : Concentration de polluant dans la plante liée à l'absorption foliaire (M/M de plante fraîche),

C_{rp} : Concentration de polluant dans la plante liée au transfert racinaire à partir du sol (M/M de plante fraîche),

θ_p : Teneur en matière sèche de la plante.

3.3.1. Calcul de la concentration de polluant dans la plante liée au dépôt particulaire

$$C_{dp} = \frac{D_p \times R_p \times (1 - e^{-k_p \times T_p})}{Y_p \times k_p} \quad (14)$$

avec D_p : Dépôt particulaire (M/L²/T),

R_p : Fraction interceptée du dépôt (-),

k_p : Coefficient de réduction de la concentration déposée sur les végétaux par augmentation de la biomasse, érosion par le vent et lessivage (T⁻¹),

T_p : Durée d'exposition à la contamination pendant la saison de croissance (T),

Y_p : Rendement de la culture (M de plante sèche/L²).

3.3.2. Calcul de la concentration de polluant dans la plante liée à l'absorption foliaire

$$C_{gp} = B_v \times C_a \times F_v \times VG \quad (15)$$

avec B_v : Coefficient de biotransfert air-plante (L³ d'air/M de plante fraîche),

C_a : Concentration de polluant dans l'air (sous forme particulaire et gazeuse) (M/L³),

F_v : Fraction de polluant sous forme gazeuse (-),

VG : facteur correctif empirique (pour tenir compte du transfert réduit des polluants vers l'intérieur de la plante à vocation alimentaire et de la réduction de la contamination due aux techniques de préparation).

VG = 0,01 pour les polluants ayant un coefficient de partage octanol-eau supérieur à 10000 et VG = 1 pour les polluants ayant un coefficient de partage octanol-eau inférieur à 10000.

La concentration dans l'air C_a est calculée par règle de 3, à partir du flux de NOx rejeté et de la concentration dans l'air correspondante dans la zone d'exposition retenue.

$$C_a = \frac{C_{NO_x}}{Q_{NO_x}} \times Q \quad (16)$$

avec C_{NO_x} : Concentration de NOx dans l'air au niveau la zone d'exposition retenue (M/L³),

Q_{NO_x} : Flux de NOx rejeté par l'installation (M/T),

Q : Flux rejeté par l'installation pour la substance considérée

3.3.3. Calcul de la concentration de polluant dans la plante liée au transfert racinaire à partir du sol

$$C_{rp} = B_r \times C_s \quad (17)$$

avec B_r : Coefficient de biotransfert sol-plante (M de sol/M de plante fraîche),

C_s : Concentration de polluant dans le sol (M/M de sol).

3.4. CALCUL DE LA CONCENTRATION DE POLLUANT DANS LES PRODUITS D'ORIGINE ANIMALE (LAIT, VIANDE, ŒUFS)

$$C_i = (Q_{pi} \times C_{pi} + Q_{si} \times C_s \times B_s) \times B_a \quad (18)$$

avec C_i : Concentration de polluant dans le produit i considéré (M/M fraîche de produit),

Q_{pi} : Quantité de végétaux p consommée quotidiennement par l'animal producteur (M fraîche de plantes/T),

C_{pi} : Concentration de polluant dans la plante p consommée par l'animal producteur (M/M fraîche de plante),

Q_{si} : Quantité de sol ingéré quotidiennement par l'animal producteur (M de sol/T),

C_s : Concentration de polluant dans le sol (M/M de sol),

B_s : Facteur de biodisponibilité relative du polluant dans le sol par rapport à la biodisponibilité du polluant dans les végétaux consommés par l'animal (-),

B_a : Facteur de biotransfert du polluant dans le produit i (T/M fraîche de produit).

3.5. CALCUL DE LA CONCENTRATION DE POLLUANT DANS LE LAIT MATERNEL

$$C_{lm} = E \times P \times B_{lm} \times t_{mg} \quad (19)$$

avec E : Dose totale d'exposition journalière de la femme allaitante (M/M de poids corporel/T). E est calculée à partir de la dose totale d'exposition, telle que définie par l'équation 20, pour la classe d'âge de plus de 15 ans.

P : Poids de la femme allaitante (M),

B_{lm} : Facteur de biotransfert dans les lipides du lait maternel (T/M de lipides),

t_{mg} : Taux de lipides dans le lait maternel (-).

3.6. CALCUL DES DOSES D'EXPOSITION DES CIBLES CONSIDÉRÉES

$$E = E_s + \sum_i E_i \quad (20)$$

avec E : Dose totale d'exposition (M/M de poids corporel/T),

E_s : Dose d'exposition par ingestion de sol (M/M de poids corporel/T),

E_i : Dose d'exposition liée à l'ingestion de l'aliment i (i : correspondant aux légumes-feuilles, aux légumes-fruits, aux légumes-racines, aux fruits, à la viande de volaille, aux œufs, aux autres viandes et aux produits laitiers) (M/M de poids corporel/T),

3.6.1. Dose d'exposition liée à l'ingestion de sol

$$E_s = \frac{Q_s \times C_s \times B_s}{P} \times F / 365 \quad (21)$$

avec Q_s : Quantité de sol ingéré par jour par la cible (M de sol/T),

C_s : Concentration de polluant dans le sol (M/M de sol),

B_s : Facteur de biodisponibilité relative du polluant dans le sol par rapport à la biodisponibilité du polluant dans les végétaux (-),

F : Nombre de jours d'exposition par an,

P : Poids de la cible (M).

3.6.2. Dose d'exposition liée à l'ingestion d'aliment

$$E_i = \frac{Q_i \times C_i}{P} \times f_i \times F / 365 \quad (22)$$

avec Q_i : Quantité d'aliment i considéré ingéré par jour par la cible (M de sol/T),

C_i : Concentration de polluant dans l'aliment i considéré (M/M fraîche de produit) telle que définie par les équations 13, 18 et 19,

f_i : fraction d'aliment i provenant de la zone d'exposition,

F : Nombre de jours d'exposition par an,

P : Poids de la cible (M).

3.7. CALCUL DES RISQUES

3.7.1. Effets cancérigènes

$$ERI = ERU \times \frac{\sum_j E_j \times T_j}{70} \quad (23)$$

avec ERI : Excès de risque individuel (-),

ERU : Excès de risque unitaire (M/M de poids corporel/T)⁻¹,

E_j : Dose d'exposition calculée pour la classe d'âge j (M/M de poids corporel/T),

T_j : Durée d'exposition associée à la classe d'âge j (T).

3.7.2. Effets non cancérigènes

$$IR_j = \frac{E_j}{DJT} \quad (24)$$

avec IR_j : Indice de risque pour la classe d'âge j (-),

E_j : Dose d'exposition calculée pour la classe d'âge j (M/M de poids corporel/T),

DJT : Dose journalière tolérable (M/M de poids corporel/T).

L'indice de risque a été calculé pour chaque classe d'âge. Dans les tableaux de résultats, seul est donné l'indice de risque de la classe d'âge la plus exposée (soit Max (IR_j)).

4. PRÉSENTATION DES PARAMÈTRES

4.1. PARAMÈTRES DE DÉFINITION DU TERME SOURCE DE POLLUTION

Dans cette étude, les données d'entrée utilisées (flux de polluants émis et concentrations moyennes de poussières et de NO_x dans l'air) correspondent à un fonctionnement permanent à pleine puissance des installations et à des données météorologiques issues de relevés pluriannuels.

Les calculs de dépôts ont été réalisés à partir :

- des mesures de flux d'émission de polluants des tranches 4 et 5 (cf. tableau 3 du rapport INERIS-DRC-ERSA n°93-Cbo-P45956/2003)
- des flux et des concentrations de poussières totales.
- d'une vitesse de dépôt gazeux de 1 cm/s et d'une vitesse de dépôt de particules de 2 cm/s,

Pour estimer l'exposition maximale, les concentrations de poussières et de NO_x prises en compte sont les valeurs maximales obtenues d'après le maillage utilisé dans le travail de modélisation de la dispersion atmosphérique.

L'ensemble de ces valeurs d'entrée est rappelé en annexe 2.

4.2. PARAMÈTRES D'EXPOSITION

Les valeurs des paramètres sont reportées en annexe 3.

4.2.1. Paramètres du sol

Selon la voie d'exposition considérée, il a été supposé que le dépôt de polluant était homogénéisé sur :

- 1 cm d'épaisseur (sol ingéré directement par l'homme et les animaux, contamination de l'herbe de pâturage par transfert racinaire),
- 20 cm d'épaisseur (contamination des autres végétaux par transfert racinaire).

Dans les deux cas, les mêmes propriétés physico-chimiques ont été attribuées au sol. Les valeurs utilisées sont reprises de la méthode de calcul des valeurs de constat d'impact dans les sols (INERIS(a), 2001).

4.2.2. Paramètres relatifs aux végétaux

Ils sont issus de la documentation de la méthode HHRAP (USEPA, 1998) et pour quelques-uns, en l'absence de données dans HHRAP, de la référence IRSN, 1997.

4.2.3. Paramètres relatifs aux animaux

Les valeurs des paramètres sont issues de la documentation de la méthode HHRAP (USEPA, 1998), de l'IRSN (Calmon, 2002) et de la publication de Stephens (1995).

4.2.4. Paramètres relatifs aux cibles humaines

Ingestion de sol

Les quantités de sol ingérées utilisées sont celles classiquement utilisées dans les évaluations de risques. Ce sont celles qui sont utilisées dans le cadre du scénario dit « sensible » pour la définition des valeurs de constat d'impact lié au sols pollués (INERIS(a), 2001)

Quantité d'aliments ingérés

Les consommations alimentaires sont issues de deux études : l'étude Alliance-SOFRES-CHU/Dijon 1997 (Boggio, 1999) et l'enquête INCA de 1999 (Volatier, 2000). L'étude Alliance-SOFRES-CHU/Dijon 1997 donne les consommations alimentaires des enfants âgés de 15 jours à 18 mois et l'enquête INCA rapporte les consommations alimentaires des individus âgés de plus de 3 ans.

Les quantités d'aliments consommées par chaque classe d'âge ont été calculées à partir des types d'aliments reportés dans chacune de ces études.

A partir de l'étude Alliance-SOFRES-CHU/Dijon 1997,

- la catégorie « légumes-racines » a été définie à partir des consommations de pommes de terre, de carottes, de betteraves, de salsifis, de céleris, de navets, d'oignons, d'échalotes et de champignons ;
- la catégorie « légumes-feuilles » a été définie à partir des consommations de choux-fleurs, brocolis, choux rouges et choux-feuilles, choux de Bruxelles, laitues, épinards et bettes, endives, haricots verts, poireaux, fenouils, persil, artichauts ;

- la catégorie « légumes-fruits » a été définie à partir des consommations de citrouilles, d'aubergines, de poivrons, de tomates, de concombres, de courgettes, de petits pois, de lentilles, de haricots blancs et de petits pois secs ;
- la catégorie « fruits » a été définie à partir des consommations d'amandes, de noix, de poires, de pommes, de pêches, de cerises, de pruneaux, d'abricots, de raisin, de fraise, de framboise, de figue ;
- la quantité de viande de volaille définie dans l'étude a été reportée telle quelle ;
- les quantités de viande bovine fraîche, réfrigérée, congelée, de viande porcine, de viande ovine, de foies bovin et ovin et les quantités d'autres viande et abats comestibles fournies dans l'étude ont été additionnées et assimilées à la viande de bœuf pour les calculs ;
- la rubrique de l'étude comprenant le lait non sucré, le lait sucré, le beurre et le fromage a été assimilée au lait de vache pour les calculs ;
- la rubrique œufs avec ou sans coquille a permis de renseigner le paramètre quantité d'œufs ingérée.

Pour l'ensemble de ces consommations, les quantités d'aliments infantiles (c'est-à-dire spécialement destinés aux nourrissons et aux enfants en bas âge) n'ont pas été intégrées.

A partir de l'étude INCA,

- les quantités de légumes-feuilles, de légumes-fruits et de légumes-racines consommées ont été calculées à partir de la quantité totale de légumes fournie et des pourcentages de chacun de ces trois types de légumes dans la consommation globale de légumes. Ces pourcentages ont eux été calculés à partir des données de l'étude INSEE(a) de 1991, donnant les consommations d'un individu moyen par type de légumes ;
- les rubriques « fruits » et « compotes et fruits cuits » ont été additionnées pour définir la quantité de fruits consommés ;
- les rubriques « viandes » et « charcuterie » ont été additionnées et assimilées à la quantité de viande de bœuf consommée ;
- la catégorie « volaille et gibiers » de l'enquête INCA a servi à définir la quantité de viande de volaille consommée ;
- les rubriques correspondant aux consommations de lait, d'ultra-frais laitier, de fromages et de beurre ont été additionnées et assimilées à la quantité de lait de vache ingérée ;
- la rubrique « œufs et dérivés » a servi à renseigner le paramètre quantité d'œufs ingérée ;

Enfin, faute de données spécifiques à la classe d'âge des 1,5-3 ans, leurs consommations alimentaires ont été définies en faisant la moyenne des consommations alimentaires des 1-1,5 ans et des 3-5 ans.

Selon les classes d'âge, les valeurs de poids corporels utilisées sont, soit issues de l'étude Alliance-SOFRES-CHU/Dijon 1997 (de 0 à 18 mois), soit calculées à partir des données de Burmaster reprises dans le document de l'USEPA, 1997 (pour les 1,5-15 ans), soit reprises de l'étude INSEE(b) de 1991 (moyenne entre les hommes et les femmes pour les plus de 20 ans).

Pourcentage d'aliments d'origine locale

Deux cas sont étudiés. Dans le cas 1, l'ensemble des aliments consommés et définis ci-dessus sont supposés provenir de la zone d'exposition retenue. Dans le cas 2, seule une partie de l'alimentation est supposée contaminée par les émissions de polluants étudiées. A cette fin, pour chacune des catégories d'aliments présentées ci-dessus un pourcentage de production locale est défini. Ce pourcentage est calculé à partir des données de l'enquête INSEE (INSEE (a), 1991). Il correspond à la différence entre les consommations totales d'aliments par personne et les consommations données hors autoconsommation. Pour cette étude, les chiffres relatifs à la région Ouest ont été pris en compte.

Remarque : Les pourcentages d'autoconsommation ainsi définis correspondent à des individus moyens : enfants et adultes indifférenciés, possesseurs de jardins ou non, possesseurs d'élevage ou non.

Lait maternel

La teneur en matière grasse du lait maternel et le poids corporel de la femme allaitante sont tirés de la référence InVS, 2000.

Remarque : l'ensemble des données utilisées pour les consommations alimentaires et les poids ne correspondent pas à des valeurs majorant le risque mais à des chiffres moyens.

4.3. PARAMÈTRES DE TRANSFERT

Les valeurs des paramètres de transfert utilisées sont reportées en annexe 4.

4.3.1. Dioxines

La modélisation du devenir dans l'environnement des dioxines émises est réalisée à partir des paramètres de transfert de la 2,3,7,8 tétrachlorodibenzodioxine. Les paramètres définis dans le document INERIS DRC-ERSA-RBn-41/02 (repris en annexe 5) ont été utilisés. Les moyennes géométriques citées dans le corps du texte ont été utilisées.

4.3.2. Hydrocarbures aromatiques polycycliques

HAP cancérigènes

La modélisation a été réalisée à partir des paramètres physico-chimiques du benzo(a)pyrène, les flux d'émission des différentes substances ayant été pondérés par leurs « facteurs toxicologiques équivalents » (TEF). En plus du benzo(a)pyrène, cinq substances ont été prises en compte : le benzo(a)anthracène, le benzo(b)fluoranthène, le benzo(k)fluoranthène, le dibenzo(ah)anthracène et l'indéno(cd)pyrène. Les TEF pris en compte sont ceux définis par l'USEPA (cf. rapport INERIS, 2002).

Les données issues des fiches toxicologiques et environnementales de l'INERIS (disponibles sur le site www.ineris.fr) ont été utilisées pour définir la valeur des paramètres physico-chimiques du benzo(a)pyrène.

Pour les facteurs de transfert vers les végétaux, un seul jeu de données était disponible dans ces fiches. Quant aux coefficients de transfert dans les produits d'origine animale, ils ont été définis à partir de relations de corrélation définies en fonction du coefficient de partage octanol-eau des substances. Ces relations présentées en annexe 1 sont celles présentées dans le document méthodologique HHRAP (USEPA, 1998).

Fluoranthène et naphthalène

En l'absence de données spécifiques, les coefficients de transfert vers les produits animaux et végétaux, ont été définis à partir de relations de corrélation (cf. annexe 1).

4.3.3. Métaux (à l'exception du mercure)

Une première estimation des niveaux de risque a été réalisée en prenant en compte les coefficients de transferts utilisés par l'IRSN dans l'étude Nord-Cotentin (IRSN, 1999 et IRSN, 2001). Ces coefficients de transfert ont été préférés à ceux fournis par M. Calmon de l'IRSN (dans le document distribué en groupe de travail et intitulé « Méthodologie d'étude d'impact : métaux lourds ») car des valeurs spécifiques à chaque catégorie d'aliments y avaient été définies. Par ailleurs, les valeurs des coefficients de transfert par voie racinaire des produits d'origine végétale, fournies dans le document intitulé « Méthodologie d'étude d'impact : métaux lourds » intègrent également l'impact de la contamination de ces produits par le dépôt de sol à leur surface et l'ingestion concomitante de sol par les consommateurs. De ce fait, ils sont mal adaptés pour renseigner les équations présentées dans le paragraphe 3.4.

4.3.4. Mercure

La modélisation du transfert du mercure dans les différents compartiments environnementaux a été réalisée, en suivant la méthode définie par le document HHRAP. D'après ce document, seule une partie du mercure émis dans l'atmosphère se dépose à courte distance (cette fraction est estimée à 48% de la quantité émise). Ce mercure en grande partie sous forme vapeur se présente sous la forme de HgII. Une fois déposée, une faible proportion de mercure passe sous forme organique dans le sol (proportion recommandée : 2%) et dans les compartiments végétaux et animaux (proportion recommandée : 22%). La modélisation du transfert du mercure dans les différents compartiments environnementaux a donc été réalisée en considérant les coefficients de transfert propres aux deux espèces suivantes : HgCl₂ et méthylmercure. L'estimation du risque a été réalisée en prenant en compte les valeurs de paramètres fournies dans les annexes du document HHRAP, et à défaut celles qui figurent dans les fiches toxicologiques de l'INERIS.

4.4. VALEURS TOXICOLOGIQUES DE RÉFÉRENCE

Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) utilisées sont reportées en annexe 6. Pour plus de précisions concernant l'origine de ces données, le lecteur se reportera au rapport de la partie 1 de l'étude (INERIS-DRC-ERSA n°93-Cbo-P45956/2003).

5. PRÉSENTATION DES RÉSULTATS

5.1. RISQUES CANCÉRIGÈNES

Tableau 1 : Niveaux estimés des risques cancérigènes pour une alimentation provenant intégralement de la zone d'exposition retenue (cas 1)

Substances	ERI ¹ Zone des retombées maximales au sol	ERI Ensemble de la zone d'étude (30 km de rayon)	Pourcentage du risque représenté par les voies d'exposition principales
PCDD/PCDF	$1,19.10^{-4}$	$3,59.10^{-5}$	40 % : ingestion de viande 30 % : ingestion de lait maternel 29 % : ingestion de lait
HAP	$2,17.10^{-6}$	$6,52.10^{-7}$	60 % : ingestion de lait 40 % : ingestion de viande
Arsenic	$1,80.10^{-6}$	$5,95.10^{-7}$	89 % : ingestion de viande 8 % : ingestion de fruits et légumes

¹ : ERI : Excès de Risque Individuel

Tableau 2 : Niveaux estimés des risques cancérigènes pour une alimentation provenant pour partie de la zone d'exposition retenue (cas 2)

Substances	ERI Zone des retombées maximales au sol	ERI Ensemble de la zone d'étude (30 km de rayon)	Pourcentage du risque représenté par les voies d'exposition principales
PCDD/PCDF	$1,10.10^{-5}$	$3,30.10^{-6}$	49 % : ingestion de viande 32 % : ingestion de lait maternel 14 % : ingestion de lait
HAP	$1,76.10^{-7}$	$5,28.10^{-8}$	64 % : ingestion de viande 34 % : ingestion de lait
Arsenic	$2,09.10^{-7}$	$6,90.10^{-8}$	78 % : ingestion de viande 19 % : ingestion de fruits et légumes

5.2. RISQUES NON CANCÉRIGÈNES

Les indices de risque les plus élevés sont obtenus pour la classe d'âge 1-1,5 ans. L'exposition correspondant à cette classe d'âge n'étant que de six mois, elle ne peut être considérée comme de type chronique. Pour obtenir une exposition de type chronique, la moyenne des doses d'exposition reçues par les 1-1,5 ans et les 1,5-3 ans est calculée. Cette dose est utilisée pour définir les indices de risque chronique présentés dans les tableaux suivants.

Pour les dioxines, les nourrissons présentent une dose d'exposition supérieure aux enfants de 1-1,5 ans. Selon les hypothèses prises en compte, cette classe d'âge n'est exposée que par le biais de l'ingestion de lait maternel. L'exposition correspondant à cette classe d'âge étant de six mois, un indice de risque subchronique est calculé en utilisant la valeur toxicologique de référence de type subchronique définie pour la 2,3,7,8 tétrachlorodibenzodioxine.

Tableau 3 : Niveaux estimés des risques chroniques non cancérogènes pour une alimentation provenant intégralement de la zone d'exposition retenue (cas 1)

Substances	IR ² Zone des retombées maximales au sol	IR Ensemble de la zone d'étude (30 km de rayon)	Pourcentage du risque représenté par les voies d'exposition principales
PCDD/PCDF	$2,07.10^{-1}$	$6,22.10^{-2}$	54 % : ingestion de lait 44 % : ingestion de viande
Fluoranthène	$1,01.10^{-6}$	$3,03.10^{-7}$	58 % : ingestion de lait 21 % : ingestion de viande 11 % : ingestion d'oeuf
Naphtalène	$1,97.10^{-6}$	$5,91.10^{-7}$	90 % : ingestion de fruits et légumes 6 % : ingestion de sol
Arsenic	$4,10.10^{-2}$	$1,35.10^{-2}$	87 % : ingestion de viande 7 % : ingestion de fruits et légumes
Cadmium	$9,71.10^{-2}$	$3,21.10^{-2}$	55 % : ingestion de viande 35 % : ingestion de lait 10 % : ingestion de fruits et légumes
Plomb	$8,99.10^{-2}$	$2,97.10^{-2}$	96 % : ingestion de lait
Nickel	$7,84.10^{-4}$	$2,59.10^{-4}$	93 % : ingestion de lait
Sélénium	$1,49.10^{-1}$	$4,92.10^{-2}$	48 % : ingestion de lait 48 % : ingestion de viande
Chrome VI	$3,46.10^{-4}$	$1,14.10^{-4}$	48 % : ingestion de viande 42 % : ingestion de lait
Mercure inorganique	$6,04.10^{-5}$	$1,87.10^{-5}$	72 % : ingestion de lait 17 % : ingestion de viande 7 % : ingestion de sol
Mercure organique	$2,55.10^{-5}$	$7,87.10^{-6}$	77 % : ingestion de lait 18 % : ingestion de viande

² IR : Indice de risque

Tableau 4 : Niveaux de risque subchronique lié aux dioxines pour une alimentation provenant intégralement de la zone d'exposition retenue (cas 1)

Zone des retombées maximales au sol	Ensemble de la zone d'étude (30 km de rayon)
$9,39.10^{-2}$	$2,83.10^{-2}$

Tableau 5 : Niveaux estimés des risques chroniques non cancérogènes pour une alimentation provenant pour partie de la zone d'exposition retenue (cas 2)

Substances	IR Zone des retombées maximales au sol	IR Ensemble de la zone d'étude (30 km de rayon)	Pourcentage du risque représenté par les voies d'exposition principales
PCDD/PCDF	$1,62.10^{-2}$	$4,87.10^{-3}$	61 % : ingestion de viande 32 % : ingestion de lait
Fluoranthène	$1,66.10^{-7}$	$5,00.10^{-8}$	47 % : ingestion de sol 17 % : ingestion d'œuf 16 % : ingestion de lait 15 % : ingestion de viande
Naphtalène	$8,56.10^{-7}$	$2,57.10^{-7}$	85 % : ingestion de fruits et légumes 14 % : ingestion de sol
Arsenic	$4,92.10^{-3}$	$1,62.10^{-3}$	74 % : ingestion de viande 19 % : ingestion de fruits et légumes
Cadmium	$1,08.10^{-2}$	$3,56.10^{-3}$	50 % : ingestion de viande 31 % : ingestion de fruits et légumes 14 % : ingestion de lait
Plomb	$4,60.10^{-3}$	$1,52.10^{-3}$	86 % : ingestion de lait 8 % : ingestion de viande
Nickel	$4,73.10^{-5}$	$1,56.10^{-5}$	71 % : ingestion de lait 13 % : ingestion de sol 8 % : ingestion de viande 7 % : ingestion de fruits et légumes
Sélénium	$1,31.10^{-2}$	$4,33.10^{-3}$	57 % : ingestion de viande 25 % : ingestion de lait 15 % : ingestion de fruits et légumes
Chrome VI	$4,82.10^{-5}$	$1,59.10^{-5}$	39 % : ingestion de sol 35 % : ingestion de viande 14 % : ingestion de lait 12 % : ingestion de fruits et légumes
Mercure inorganique	$8,06.10^{-6}$	$2,48.10^{-6}$	52 % : ingestion de sol 25 % : ingestion de lait 13 % : ingestion de viande 10 % : ingestion de fruits et légumes
Mercure organique	$1,95.10^{-6}$	$6,02.10^{-7}$	46 % : ingestion de lait 24 % : ingestion de viande 16 % : ingestion de fruits et légumes 13 % : ingestion de sol

Tableau 6 : Niveaux de risque subchronique lié aux dioxines pour une alimentation provenant pour partie de la zone d'exposition retenue (cas 2)

Zone des retombées maximales au sol	Ensemble de la zone d'étude (30 km de rayon)
$9,40.10^{-3}$	$2,83.10^{-3}$

6. DISCUSSION DES RÉSULTATS

Commentaires généraux

Les niveaux de risque sont élevés, en particulier, pour les dioxines, malgré des concentrations faibles dans les sols (de l'ordre du ou de la dizaine de picogrammes par kilogramme de sol). Les hypothèses majorantes prises en compte dans ce travail peuvent expliquer ces résultats. Les plus importantes d'entre elles, en terme d'impact sur les résultats obtenus, sont vraisemblablement :

- le fait de considérer une couche d'accumulation des polluants dans le sol réduite (1 cm d'une part pour le calcul de la concentration dans le sol, servant à la définition de la dose de polluant liée à l'ingestion de sol et à l'estimation de la concentration de polluant dans l'herbe de pâture du bétail ; 20 cm d'autre part pour le calcul de la concentration dans le sol, servant à l'estimation de la concentration de polluant dans les cultures de fruits et légumes). Toutefois, cette approche et ces valeurs sont celles classiquement utilisées dans les évaluations de risques simples de ce type (HHRAP ; MPE ; USEPA, 2000).
- l'hypothèse selon laquelle l'alimentation du bétail provient intégralement de la zone d'étude.
- la prise en compte de valeurs de paramètres de transfert plutôt élevées, en l'absence de données spécifiques au site.

En l'absence de données spécifiques au site, la prise en compte du phénomène d'atténuation des polluants dans le sol au cours du temps est difficile à envisager, ce phénomène étant dépendant des propriétés de chaque sol et des conditions environnementales locales. A titre d'informations, un calcul réalisé sous CALTOX, en prenant en compte les données par défaut montre que la prise en compte de ce phénomène tend à réduire les niveaux de risque pour la dioxine de 50%, ce qui représente un impact relativement faible par rapport aux autres sources d'incertitude.

Commentaires concernant les résultats relatifs aux dioxines

Pour ces substances, une estimation plus fine des risques serait souhaitable. Les éléments à revoir concernent notamment :

- Le transfert racinaire de la dioxine dans la plante. En effet, la contamination de la viande et du lait provient, d'après les calculs, principalement de la contamination de l'herbe de pâture par transfert racinaire à partir du sol. Ceci repose sur l'utilisation de facteurs de bioconcentration obtenus d'après un article de Cocucci, ayant réalisé des mesures sur des légumes, sur un site près de Seveso. Or, il semble exister des données contradictoires sur la réalité de ce phénomène de transfert. Ainsi, dans la réévaluation des risques réalisée par l'USEPA, en l'an 2000, sur la dioxine, cette voie de contamination des végétaux par transfert racinaire n'est pas prise en compte, car considérée comme négligeable. Cette question nécessite d'être approfondie au moyen d'une recherche bibliographique plus poussée. Si l'on considère en effet que le transfert de dioxines du sol vers les parties aériennes des plantes est négligeable, l'excès de risque individuel calculé pour les PCDD/PCDF serait de $2,3 \cdot 10^{-5}$ au lieu de $1,2 \cdot 10^{-4}$ et l'indice de risque chronique serait de $2,4 \cdot 10^{-2}$ au lieu de $2,1 \cdot 10^{-1}$, pour la zone la plus contaminée et dans le cas d'une alimentation provenant entièrement de cette zone ;

- la définition des coefficients de transfert. Un travail partiel a été fait pour revoir de manière critique l'origine des coefficients de transfert trouvés dans la littérature. Ce travail devrait être poursuivi compte tenu de la variabilité des données et de la sensibilité du modèle vis-à-vis de ces paramètres. En particulier, le coefficient de transfert « alimentation-lait maternel », dont dépend l'exposition des nourrissons, n'a pu être défini qu'à partir de la concentration moyenne de dioxines mesurées dans le lait maternel par rapport à la dose d'exposition des individus, dans les conditions ubiquitaires ;
- le degré d'incertitude lié à l'utilisation des coefficients de transfert de la 2,3,7,8 tétrachlorodibenzodioxine pour modéliser le devenir dans l'environnement de l'ensemble des congénères. En effet, ces congénères se caractérisent par une mobilité et une capacité de dégradation différentes ;
- l'assimilation des différents produits laitiers à du lait alors que ces produits présentent vraisemblablement des concentrations de polluants très différentes. En effet, le niveau de contamination des aliments paraît corrélé au taux de matière grasse.

Concernant les risques subchroniques chez le nourrisson, il faut noter que les études épidémiologiques n'ont jamais permis de mettre en évidence d'effets délétères liés à l'allaitement, en dehors de situation accidentelle conduisant à une surexposition très élevée des mères. L'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments et l'Institut de Veille Sanitaire (AFSSA, 2002), après examen de ces études ont conclu que les données disponibles ne permettaient pas de définir une valeur limite de précaution pour les dioxines dans le lait maternel. L'OMS, en 1998, concluait dans le même sens et renouvelait ses recommandations vis-à-vis des effets bénéfiques de l'allaitement maternel.

Quelles que soient les hypothèses et les simplifications réalisées pour évaluer les expositions, il faut aussi garder en mémoire que les VTR utilisées, dans cette étude, pour la 2,3,7,8 tétrachlorodibenzodioxine sont très pénalisantes, d'où l'imputation de niveaux de risque élevés à des sources d'émissions pourtant faibles. Il convient de rappeler que la valeur d'excès de risque unitaire proposée par l'USEPA et utilisée dans cette étude n'a toujours pas fait l'objet d'une publication officielle.

C'est pourquoi, l'accroissement de risques calculé ci-dessus et imputable à l'installation de combustion étudiée doit être comparé aux risques qui seraient encourus sur la zone d'exposition du fait des concentrations ubiquitaires de dioxine dans l'environnement et en l'absence d'une installation de combustion sur cette zone.

Pour cela, l'INERIS a utilisé les concentrations mesurées dans l'air et dans les sols en milieu rural, reportées dans l'étude de l'INSERM (INSERM, 2000), puis a calculé les niveaux de risque à partir du même scénario, des mêmes hypothèses, des mêmes équations et des mêmes paramètres que pour évaluer l'impact de l'installation de combustion. Cette approche comparative permet de s'affranchir des sources d'incertitudes listées ci-dessous.

Les concentrations utilisées sont les valeurs centrales des intervalles de concentrations mesurées en France, et à défaut en Europe. La concentration pour l'air est de 0,035 pg/m³ d'air (valeur du même ordre de grandeur que celles données en TEQ aux USA) et la concentration pour les sols est de 0,5 ng TEQ/kg de sol. Les niveaux de risque obtenus sont les suivants :

Tableau 7 : Niveaux de risque lié aux concentrations ubiquitaires de dioxine dans les sols et l'atmosphère

ERI	IR _{chronique}	IR _{subchronique}
$3,9.10^{-2}$	36	17

Les résultats obtenus montrent que cette grande installation de combustion engendre dans la zone des retombées maximales un accroissement de risque de 0,03 à 0,6 % par rapport au risque lié aux concentrations ubiquitaires de dioxine dans l'environnement. Cette installation ne contribue donc pas à accroître de manière significative les risques liés aux dioxines. Son impact en terme de risque pour la santé ne paraît donc pas significatif.

7. REFERENCES

AFSSA, Dioxines : données de contamination et d'exposition de la population française, Juin 2000

AFSSA, Réponse de l'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments et de l'Institut de Veille Sanitaire relative à l'exposition aux dioxines via le lait maternel et à la possibilité de définir une valeur limite de précaution résultant d'un consensus scientifique, Maison-Alfort, 5 Mars 2002

Boggio, Grossiord, Guyon, Fuchs, Fantino, Consommation alimentaire des nourrissons et des enfants en bas âge en France en 1997, Archives Pédiatrique, 6, 740-747, 1999

Cocucci, Gerolamo, Verderio, Cavallaro, Colli, Gorni, Invernizzi, Luciani, Absorption and translocation of tetrachlorodibenzo-p-dioxine by plants from polluted soil, Speciala, Experientia 35/4, 1979

INERIS(a), Bonnard, Hulot, Lévêque, Méthode de calcul des valeurs de constat d'impact dans les sols, DRC-01-25587/DESP-R01, Novembre 2001

INERIS(b), Bonnard, Les modèles multimédia pour l'évaluation des expositions liées aux émissions atmosphériques des installations classées, DRC-01-25584-ERSA-RBn-n°445, 2001

INERIS, Boudet, Evaluation de l'impact sur la santé des rejets atmosphériques des tranches charbon d'une grande installation de combustion. Rapport final, DRC-ERSA-n°93-Cbo-P45956/2003, 2003

INSEE(a), Bertrand, Consommation et lieux d'achat des produits alimentaires en 1991

INSEE(b), Bodier, Le corps change son image aussi, Collection INSEE Première, n°356, 1995

INSERM, Dioxines dans l'environnement, Quels risques pour la santé ?, Expertise pour la santé, 2000.

InVS, Etude sur les dioxines et les furanes dans le lait maternel en France, 2000, www.invs.sante.fr/publications/default.htm.

IRSN, Rommens, Etude bibliographique et choix des données par défaut pour les logiciels de calcul des impacts dosimétriques, Note technique SEGR/SAER/97 n°25

IRSN, Merle-Szeremera, Rommens, Description du calcul des activités dans les différents compartiments de l'environnement terrestre, Note technique SEGR/SAER n°99-35

IRSN, Beaugelin-Sellier, Adaptation du modèle de transfert GT3-GRNC dans un écosystème agricole aux polluants inorganiques non radioactifs, Paramètres de transfert, DPRE/SERLAB/01

IRSN, Calmon, méthodologie d'étude d'impact "métaux lourds", document distribué en groupe de travail, 2002

Stephens, Petreas, Hayward, Biotransfer and bioaccumulation of dioxins and furans from soil : chickens as a model for foraging animals, The science of total environment, 175, 253-273, 1995

USEPA (1), HHRAP : Human Health Risk Assessment Protocol for hazardous waste combustion facilities, Peer review draft, Office of Solid Waste, 1998, EPA/530/0-98/001A

USEPA, NCEA, MPE : The methodology for assessing Health Risks associated with Multiple Pathways of Exposure to combustor, 1998, EPA/600/R-98/137

USEPA, NCEA, Draft Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin (TCDD) and Related Compounds, 2000, EPA/600/P-00/001Bd, <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/part1and2.cfm?ActType=default>

Volatier, Enquête INCA individuelle et nationale sur les consommations alimentaires, Editions Technique & Documentation, ISBN : 2-7430-0426-6, 2000

ANNEXES

ANNEXE 1 : RELATIONS DE CORRELATION POUR LA DEFINITION DES FACTEURS DE BIOTRANSFERT PAR DEFAULT

- 1) Coefficient de biotransfert air-plante

$$\log B_{vol} = 1,065 \log Kow - \log \frac{H}{R \times T} - 1,654 \quad (23)$$

$$B_v = \frac{B_{vol}}{\rho_v} \quad (24)$$

avec B_{vol} : Coefficient de biotransfert air-plante (L^3 d'air/ L^3 de plante fraîche)

B_v : Coefficient de biotransfert air-plante (L^3 d'air/M de plante fraîche)

ρ_v : masse volumique des végétaux : soit 770 kg/m^3)

H : Constante de Henry ($ML^2T^{-2}MOL^{-1}$)

R : Constante des gaz parfaits ($ML^2T^{-2}MOL^{-1}K^{-1}$)

T : Température (K)

- 2) Coefficient de biotransfert du sol vers les parties aériennes des végétaux

$$\log B_r = 1,588 - 0,578 \log(Kow) \quad (25)$$

avec B_r : facteur de biotransfert du sol vers les parties aériennes des végétaux (M de sol/M fraîche de végétaux)

Kow : coefficient de partage octanol-eau

- 3) Coefficient de biotransfert du sol vers les parties racinaires des végétaux

$$B_r = RCF / (Koc * foc) \quad (26)$$

avec B_r : Coefficient de biotransfert sol-plante (M de sol/M de plante fraîche),

RCF : facteur de bioconcentration du polluant entre la racine et l'eau du sol (M^3/ M de plante fraîche),

$$\log (RCF - 0,82) = 0,77 \log Kow - 1,52 \quad (27)$$

Lorsque B_r est défini à partir de RCF et lorsque le coefficient de partage octanol-eau est supérieur à 4, un coefficient multiplicateur de 0,01 est appliqué à B_r pour définir le coefficient de biotransfert sol-légumes-racines en tenant compte du transfert du polluant au cœur du légume (par exemple pour les pommes de terre et carottes).

- 4) Coefficient de biotransfert dans la viande de boeuf

$$\log Ba_{boeuf} = -0,76 + \log Kow \quad (28)$$

avec Ba_{boeuf} : facteur de biotransfert dans la viande de boeuf (T/M fraîche de viande),

- 5) Coefficient de biotransfert dans le lait de vache

$$\log Ba_{lait} = -8,1 + \log Kow \quad (29)$$

avec Ba_{lait} : facteur de biotransfert dans le lait de vache (T/L^3 de lait),

- 6) Coefficient de biotransfert dans les oeufs

$$\log Ba_{oeuf} = -5,1 + \log Kow \quad (30)$$

avec Ba_{oeuf} : facteur de biotransfert dans les oeufs (T/M fraîche d'oeuf)

7) Coefficient de biotransfert dans la viande de volaille

$$Ba_{volaille} = Ba_{boeuf} \times \frac{t_{g-volaille}}{t_{g-boeuf}} \quad (31)$$

avec $Ba_{volaille}$: facteur de biotransfert dans la viande de volaille (T/M fraîche de viande),

$t_{g-volaille}$: taux de matière grasse dans la viande de volaille,

$t_{g-boeuf}$: taux de matière grasse dans la viande de bœuf.

ANNEXE 2 : PARAMETRES DE DEFINITION DU TERME SOURCE

Tableau 8 : Flux d'émission de polluants pris en compte

Substances	Flux (g/s)
PCDD/PCDF (I-TEQ)	$1,08.10^{-8}$
HaP (eqBaP)	$3,08.10^{-5}$
Fluoranthène	$2,04.10^{-4}$
Naphtalène	$1,71.10^{-4}$
Arsenic	$3,34.10^{-4}$
Cadmium	$4,00.10^{-3}$
Plomb	$1,78.10^{-2}$
Nickel	$5,04.10^{-3}$
Sélénium	$1,63.10^{-2}$
Chrome VI	$2,3.10^{-3}$
Mercuré	$7,68.10^{-5}$

Tableau 9 : Concentrations dans l'air et vitesse de dépôt des poussières et des NOx

	Concentrations dans l'air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		Vitesse de de dépôt (cm/s)
	Zone de retombées maximales	Ensemble de la zone d'étude	
Poussières	$3,16.10^{-3}$	$1,04.10^{-3}$	2
NOx	1,63	0,49	1

ANNEXE 3 :PARAMETRES D'EXPOSITION

Tableau 10 : Paramètres du sol

f_{oc} (%)	3
ρ (kg/m ³)	1300

Tableau 11 : Paramètres relatifs aux végétaux

Type de plante	t_s (-)	Y_p (Kg sec/m ³)	R_p (-)	k_p (an ⁻¹)	T_p (an)
Herbe	0,2	0,24	0,5	18	0,12
Légumes-feuilles	0,086	0,246	0,215	18	0,164
Légumes-fruits	0,063	10,52	0,996	18	0,164
Légumes-racines	0,2	n.a	n.a	n.a	n.a
Fruits	0,15	0,252	0,053	18	0,164
Céréales	0,882	n.a	n.a	n.a	n.a

n.a. . non appliqué

Tableau 12 : Paramètres relatifs aux produits d'origine animale

Type d'animal	Type de végétaux	Q_{pi} (kg frais/j)	Q_{si} (kg/j)
Boeuf	Herbe	60	0,5
Vache laitière	Herbe	80	0,64
Volailles	Céréales	0,2	0,02

Tableau 13 : Paramètres relatifs aux cibles humaines

Age (années)	0-0,5	0,5-1	1-1,5	1,5-3	3-5	6-8	9-11	12-14	+15
Fréquence d'exposition F (j/an)	365	365	365	365	365	365	365	365	365
Poids corporel (kg)	6,0	9,0	10,6	12,6	17,4	24,9	35,9	49,7	67,2
Quantité de sol ingérée (mg/j)	0	150	150	150	150	50	50	50	50
Quantité de légumes-feuilles ingérée (kg/j)	0	0,013	0,026	0,025	0,025	0,031	0,035	0,036	0,052
Quantité de légumes-fruits ingérée (kg/j)	0	0,020	0,032	0,026	0,019	0,024	0,027	0,028	0,040
Quantité de légumes-racines ingérée (kg/j)	0	0,063	0,087	0,073	0,059	0,074	0,087	0,094	0,093
Quantité de fruits ingérée (kg/j)	0	0,048	0,082	0,082	0,082	0,100	0,106	0,089	0,145
Quantité de viande ingérée (sauf volaille) (kg/j)	0	0,020	0,052	0,055	0,058	0,069	0,078	0,092	0,098
Quantité de viande de volaille (kg/j)	0	0,005	0,009	0,013	0,018	0,024	0,032	0,030	0,037
Quantité d'œuf ingérée (kg/j)	0	0,004	0,011	0,010	0,009	0,012	0,013	0,012	0,018
Quantité de produits laitiers ingérée (kg/j)	0	0,227	0,420	0,391	0,363	0,350	0,303	0,297	0,248
Quantité de lait maternel (l/j)	0,7	0	0	0	0	0	0	0	0

Poids de la femme allaitante P = 60 kg

Taux de lipides dans le lait maternel $t_{mg} = 0,03$

Tableau 14 : Fraction d'aliments provenant de la zone d'exposition étudiée

Catégorie d'aliments	Cas 1	Cas 2
Herbe de pâturage (bovins)	1	1
Céréales (volaille)	1	1
Légumes	1	0,43
Fruits	1	0,15
Viande de bœuf, de porc et charcuterie	1	0,10
Viande de volaille	1	0,24
Oeuf	1	0,26
Lait et produits laitiers	1	0,046

ANNEXE 4 : PARAMETRES DES SUBSTANCES

Tableau 15 : Valeurs des paramètres physico-chimiques utilisées

Substances	Température de fusion T _m (°C)	Coefficient de partage octanol-eau log Kow	Coefficient de partage carbone organique-eau log Koc	Constante de Henry H (Pa.m ³ /°K)
2,3,7,8 tétrachlorodibenzodioxine	305,1	6,64	6,27	n.a.
Benzo(a)pyrène	179	6,00	6,00	0,405
Fluoranthène	110,1	5,1	4,86	1,5
Naphtalène	80	3,40	3,00	48,9

n.a. : non appliqué

Tableau 16 : Valeurs des coefficients de biotransfert utilisées

Substances	2,3,7,8 TCDD	BaP	Naphtalène	Fluoran- thène	As	Cd	Pb	Ni	Se	CrIV	HgII	Méthyl- mercure
Facteur de bioconcentration de l'air vers les parties aériennes (m ³ /kg frais)												
B _{Vherbe}	1,52E+04	Eq. 23 et 24	Eq. 23 et 24	Eq. 23 et 24	0	0	0	0	0	0	3,03E+02	0
B _{Vlégumes-feuilles}	1,52E+04	Eq. 23 et 24	Eq. 23 et 24	Eq. 23 et 24	0	0	0	0	0	0	1,30E+02	0
B _{Vlégumes-fruits}	1,52E+04	Eq. 23 et 24	Eq. 23 et 24	Eq. 23 et 24	0	0	0	0	0	0	9,53E+01	0
B _{Vfruits}	1,52E+04	Eq. 23 et 24	Eq. 23 et 24	Eq. 23 et 24	0	0	0	0	0	0	2,27E+02	0
Facteur de bioconcentration du sol vers les plantes (kg de sol sec/kg frais)												
B _{rherbe}	2,82E-01	2,80E-03	Eq. 25	Eq. 25	2,90E-01	3,00E-01	4,40E-01	3,70E-02	1	1,00E-02	9,88E-03	4,43E-02
B _{rlégumes-feuilles}	2,82E-01	2,80E-03	Eq. 25	Eq. 25	8,00E-02	3,00E-01	5,40E-02	1,00E-02	1	5,20E-03	9,88E-03	4,43E-02
B _{rlégumes-fruits}	2,82E-01	5,60E-04	Eq. 25	Eq. 25	2,90E-01	3,00E-01	1,10E-02	2,60E-02	1,3	1,00E-02	1,05E-03	2,12E-03
B _{rlégumes-racines}	Eq. 26 et 27	5,50E-04	Eq. 26 et 27	Eq. 26 et 27	8,00E-02	3,00E-01	4,10E-02	1,00E-02	1	3,90E-03	7,20E-03	1,98E-02
B _{rfruits}	2,82E-01	5,60E-04	Eq. 25	Eq. 25	2,90E-01	3,00E-01	1,10E-02	2,60E-02	1,3	1,00E-02	2,49E-03	5,05E-03
B _{rcéréales}	2,82E-01	5,60E-04	Eq. 25	Eq. 25	8,00E-02	3,00E-01	7,60E-03	2,60E-02	1	2,90E-03	1,46E-02	2,97E-02
Coefficient de biotransfert dans les produits animaux (j/kg frais)												
B _{aœuf}	0,078	Eq. 28	Eq. 28	Eq. 28	2,00E-02	1,60E-02	2,50E-03	5,00E-03	4,00E-02	1,50E-02	5,22E-03	7,80E-04
B _{ailait}	0,01	Eq. 29	Eq. 29	Eq. 29	1,00E-04	1,00E-03	6,90E-03	1,00E-02	4,00E-03	1,30E-03	2,26E-03	3,38E-04
B _{avolaïlle}	16,6	Eq. 31	Eq. 31	Eq. 31	2,00E-02	1,60E-02	1,20E+00	5,00E-03	9	1,50E-02	2,39E-02	3,58E-03
B _{aœuf}	8,08	Eq. 30	Eq. 30	Eq. 30	2,00E-02	2,00E-02	1,20E+00	4,00E-01	9	1,50E-02	2,39E-02	3,58E-03
B _{lim}	6,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coefficient de biodisponibilité relative du polluant dans le sol par rapport aux aliments (-)												
B _s	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

ANNEXE 5 : PARAMETRES DE TRANSFERT DE LA 2,3,7,8 TETRACHLORODIBENZODIOXINE : NOTE EXPLICATIVE DE LA DEFINITION DES VALEURS SELECTIONNEES

1) Introduction

Les paramètres de transfert définis ci-dessous se rapportent au composé 2,3,7,8 tétrachlorodibenzodioxine, dite "dioxine SEVESO". Cette molécule présente la toxicité la plus élevée parmi les composés de cette famille.

Les valeurs des coefficients de transfert données ci-dessous sont issues d'une recherche bibliographique portant sur des documents de synthèse et des publications originales. La recherche bibliographique réalisée ne prétend pas être exhaustive. En revanche, l'INERIS s'est attaché à vérifier le mode d'obtention et la signification des données répertoriées. Le choix des valeurs retenues s'est appuyé sur le critère de spécificité (préférence des données expérimentales par rapport aux données issues de relations de corrélation du type QSAR¹, préférence de conditions expérimentales proches des conditions d'étude). Lorsque plusieurs valeurs possédant le même niveau de représentativité ont été trouvées, l'ensemble des valeurs est donné, ainsi que la moyenne géométrique de ces valeurs.

2) Définition des paramètres et équations

Coefficient de partage carbone organique-eau : Koc (ml/g)

Neuf valeurs se rapportant à des sols ont été trouvées. Trois sont issues de la base de données STF (US-EPA, 1991), six du document 2,3,7,8 TCDD associé à Caltox (The department of toxic substances control, 1994) :

{478630; 794928; 19950000; 57500; 724000; 1740000; 3980000; 4610000; 24500000}

Moyenne géométrique Koc = 1,84.10⁶

Coefficient de transfert végétaux racines-sol : Kps_root (mg/kg frais)/(mg/kg de sol sec)

L'approche retenue consiste à définir ce coefficient de transfert à partir de la relation définie par Briggs (1982), comme dans le guide méthodologique de l'USEPA : HHRAP et le draft de l'évaluation de risque réalisée pour la dioxine par l'USEPA en l'an 2000 :

Selon cette approche, le coefficient de transfert végétaux sol-racines est défini de la manière suivante :

$$Kps_root = RCF / (Koc * foc)$$

avec RCF : facteur de bioconcentration du polluant entre la racine et l'eau du sol

Koc : coefficient de partage carbone organique-eau

foc : teneur en carbone organique du sol étudié

ts : teneur en matière sèche des végétaux-racines

RCF (l / kg frais de plante) est défini à partir de la relation de Briggs (1982) :

$$\log (RCF - 0,82) = 0,77 \log Kow - 1,52$$

¹ QSAR : quantitative structure activity relationship

INERIS

avec : K_{ow} : coefficient de partage octanol-eau

$$K_{ow} = 4,37 \cdot 10^6 \text{ (HHRAP 1998)}$$

D'où $K_{ps_root} = 2,13 \cdot 10^{-3} / f_{oc}$

Coefficient de transfert végétaux aériens-sol : K_{ps_abv} (mg/kg frais)/(mg/kg sol sec)

Quatre valeurs ont été trouvées dans le document 2,3,7,8 TCDD associé à Caltox : {0,2539; 0,3116; 0,3794; 0,4049}

D'après la publication dont sont issues ces valeurs, il s'agit de coefficients exprimés en (mg/kg frais)/(mg/kg sol frais). Pour être rapportées en (mg/kg frais)/(mg/kg sol sec), ces valeurs doivent être pondérées d'un facteur 0,8 à 0,9, soit une moyenne géométrique :

$$K_{ps_abv} = 0,282$$

Dans le draft de l'évaluation de risque lié à la dioxine, réalisé par l'USEPA, le phénomène de translocation des composés de la dioxine de la racine à la partie aérienne de la plante est considéré comme négligeable par rapport aux autres phénomènes de contamination pouvant affecter cette partie de la plante.

Coefficient de transfert végétaux aériens-air : K_{pa} (m³/kg frais)

Trois valeurs ont été trouvées dans la littérature. Deux sont issues du document 2,3,7,8 TCDD associé à Caltox, un de la publication de Lorber (cité dans HHRAP erratum) : {8 256; 10 300; 41 100}

La donnée de Lorber initialement exprimée en (µg/kg sec de plante)/(µg/g d'air) a été convertie en m³/kg frais, en considérant la masse volumique de l'air égale à 1,19 g/l et la teneur en matière sèche des plantes égale à 15 %.

C'est cette donnée qui est utilisée dans le draft de l'évaluation de risque lié à la dioxine réalisée par l'USEPA en l'an 2000.

Moyenne géométrique $K_{pa} = 15\ 176$.

Coefficient de transfert vers le lait de la vache $B_{a_{milk}}$ (JOUR/l frais)

Le document 2,3,7,8 TCDD associé à Caltox donne quatre valeurs : $2,67 \cdot 10^{-4}$ et $1,20 \cdot 10^{-3}$ (issues d'une publication de Riss et al.) et $7,7 \cdot 10^{-3}$ et $8,99 \cdot 10^{-3}$ (issues d'une publication de Jensen et al. en 1982).

Stevens (1988) traite les données de Jensen et al. d'une manière différente. Considérant que l'état stationnaire n'a pas été atteint dans cette étude, il calcule que le coefficient de transfert de l'alimentation vers le lait à l'état stationnaire devrait être de 40% (ordre de grandeur confirmé par d'autres études). A travers sa démarche, Stevens considère que la dioxine ingérée par l'animal à partir de végétaux présente une biodisponibilité réduite par rapport à l'étude expérimentale menée par Jensen, où la dioxine était mélangée aux aliments distribués aux animaux. Cette biodisponibilité est fixée à 40%. Après transformation de ce facteur en facteur de transfert exprimé en j/l, on obtient une valeur de 0,0103.

Douben (1997) propose plusieurs approches de calcul pour évaluer la concentration de dioxine dans le lait : l'une est basée sur l'utilisation d'un facteur de bioconcentration reliant la concentration dans le lait à la concentration des aliments consommés par la vache, l'autre est basée sur l'utilisation d'un facteur de transfert reliant le flux de polluant émis dans le lait au flux ingéré par la vache à l'état stationnaire. Après transformation de ces facteurs en facteurs de transfert exprimés en j/l, on obtient dans le premier cas une valeur de 0,0104 et dans le second cas une valeur de 0,024.

L'US-EPA (cité dans HHRAP, 1998) recommande la valeur de 0,01 basée sur les données expérimentales obtenues par McLachlan.

Il semble que l'une, au moins des valeurs, issues de Douben, et celle de l'USEPA soient issues d'une même origine : la publication de McLachlan. Cette valeur est aussi reprise dans le draft de l'évaluation de risque lié à la dioxine réalisée par l'USEPA en l'an 2000.

Hormis, les données issues de Caltox ($2,67 \cdot 10^{-4}$ et $1,20 \cdot 10^{-3}$) pour lesquelles, nous ne disposons pas de la publication originale, les valeurs calculées selon les différentes approches donnent un coefficient de transfert Ba_{milk} de l'ordre de 0,01 jour/l.

Coefficient de transfert vers la viande de bœuf $Ba_{\text{beef-meat}}$ (jour /kg)

Le document 2,3,7,8 TCDD associé à Caltox donne une valeur de 0,24 à partir des données expérimentales de Jensen et al. (1981).

Le document HHRAP recommande une valeur de 0,0543 j/kg à partir du coefficient de transfert vers le lait et de la différence entre le taux de graisse du lait et de la viande.

La valeur plus élevée donnée par le document Caltox peut s'expliquer en partie par la prise en compte d'un taux de graisse supérieur au double de celui utilisé dans HHRAP.

Si on considère le même taux de graisse, on obtient alors un coefficient de transfert de 0,11.

Moyenne géométrique issue des trois valeurs ci-dessus : $Ba_{\text{beef-meat}} = 0,078$.

Coefficient de transfert vers les œufs Ba_{egg} (JOUR/kg)

A partir d'une publication de Stephens et al (1995), un facteur de transfert égal à 13,6 j/kg peut être calculé en considérant le facteur de bioconcentration obtenu pour le groupe de volaille le plus exposé (concentration dans le sol : 460 pg/g) et pour une consommation alimentaire des volailles de 200 g par jour.

Quant à la publication de Schuler et al. (1997), elle permet de calculer un facteur de transfert de 4,8 en prenant en compte un taux de lipide de 0,08 dans les oeufs et une quantité de sol ingéré par les volailles de 20 grammes par jour.

Moyenne géométrique issue des deux valeurs ci-dessus : $Ba_{\text{egg}} = 8,08$.

Coefficient de transfert vers la viande de volaille $Ba_{\text{chicken-meat}}$
(JOUR /kg)

A partir de la même publication de Stephens et al (1995) et en prenant en compte les mêmes hypothèses, on obtient un facteur de transfert égal à 16,6 j/kg.

REMARQUE : A l'exception des valeurs relevées pour le coefficient de transfert végétaux aériens-air, les données de transfert dans les matrices biologiques trouvées pour la 2,3,7,8 TCDD sont généralement plus élevées que pour les congénères possédant un niveau de chloration supérieur. Pour ces voies de transfert, la prise en compte de la TCDD comme représentant des dioxines tend donc à être une approche précautionneuse.

Bioconcentration des dioxines dans le lait maternel

D'après le rapport de l'InVS sur les dioxines et les furanes dans le lait maternel, il est possible de dériver un coefficient de transfert entre l'alimentation et la concentration de dioxine dans le lait maternel. D'après l'AFSSA (cité dans le rapport de l'INSERM de 2000), la quantité de dioxine ingérée par les Français est de 1,3 pg TEQ/kg/j (médiane). Or d'après l'enquête réalisée à partir de 244 échantillons de lait maternel recueillis sur toute la France entre 98 et 99, la concentration médiane de dioxine dans le lait maternel est de 16,4 pg TEQ/g de graisse. Si on considère un poids de la mère de 60 kg, on obtient un coefficient de transfert de 0,21 j/g de graisse de lait.

Faute de données expérimentales disponibles, l'utilisation du modèle de Sullivan (présenté dans US-EPA, Methodology for assessing health risks associated with indirect exposure to combustor emissions, 1998) est recommandée. Il s'agit d'un modèle cinétique permettant de calculer la concentration de dioxine dans la fraction lipidique du lait maternel à partir de la quantité de dioxine absorbée par la mère.

$$C_{\text{milkfat}} = \frac{DAI_{\text{mat}} * f_f}{k_{\text{elim}} * f_{\text{fm}}} * \left[\frac{k_{\text{elim}}}{k_{\text{elac}}} + \frac{1}{k_{\text{elac}} * t_{\text{bf}}} * (1 - e^{-k_{\text{elim}} * t_{\text{pn}} - \frac{k_{\text{elim}}}{k_{\text{elac}}} * t_{\text{bf}}}) * (1 - e^{-k_{\text{elac}} * t_{\text{bf}}}) \right]$$

avec C_{milkfat} : la concentration de dioxine dans la fraction lipidique du lait maternel

DAI_{mat} : quantité journalière de dioxine absorbée par la mère

f_f : fraction de dioxine stockée dans les graisses maternelles ($f_f \geq 0,9$)

f_{fm} : fraction pondérale de graisse chez la mère ($f_{\text{fm}} = 0,3$ par défaut)

k_{elim} : constante d'élimination de la dioxine chez la femme non allaitante

k_{elac} : constante d'élimination de la dioxine chez la femme allaitante

t_{pn} : durée d'exposition de la mère avant lactation

t_{bf} : durée d'allaitement ($t_{\text{bf}} = 180$ jours par défaut)

Quantité journalière de dioxine absorbée par la mère

$$DAI_{\text{mat}} = DI_{\text{mat}} * f_{\text{am}}$$

avec DI_{mat} = quantité journalière de dioxine ingérée par la mère :

f_{am} : fraction de dioxine absorbée par la mère ($f_{\text{am}} = 1$ par défaut)

Constante d'élimination de la dioxine chez la femme non allaitante :

$$k_{\text{elim}} = \ln 2 / t_{1/2b}$$

avec $t_{1/2b}$: demi-vie de la dioxine (7 à 10 ans)

Constante d'élimination de la dioxine chez la femme allaitante :

$$k_{\text{elac}} = k_{\text{elim}} + \frac{CR_{\text{milk}} * f_f * f_{\text{mbm}}}{f_{\text{fm}} * bW_{\text{mat}}}$$

avec CR_{milk} : quantité de lait ingérée par le nourrisson ($CR_{milk} = 730$ ml/j par défaut pour six mois d'allaitement)

f_{mbm} : fraction lipidique du lait maternel ($f_{mbm} = 0,04$ par défaut)

bw_{mat} : poids de la mère ($bw_{mat} = 60$ kg par défaut)

Tableau 17 :Récapitulatif des valeurs de coefficients de transfert retenues

Paramètre		unités	valeur
Coefficient de partition carbone organique-eau	Koc	ml eau/g	1.84E+06
Coefficient de transfert végétaux racines-sol	Kps_root	(mg/kg frais)/(mg/kg sec)	2,13E-03 / foc
Coefficient de transfert végétaux aériens-sol	Kps_abv	(mg/kg frais)/(mg/kg sec)	2,16E-01 2,65E-01 3,22E-01 3,44E-01
Coefficient de transfert végétaux aériens-air	Kpa	m ³ /kg frais	1,03E+04 4,11E+04 8,26E+03
Coefficient de transfert vers le lait	Ba_milk	j/l frais	7,70E-03 8,99E-03 1,00E-02 1,03E-02 1,04E-2 2,40E-02
Coefficient de transfert vers la viande de boeuf	Ba_beef-meat	j/kg frais	1,14E-01 5,43E-02
Coefficient de transfert vers la viande de volaille	Ba_chicken-meat	j/kg frais	1,66E+01
Coefficient de transfert vers les oeufs	Ba_egg	j/kg frais	4,8 1,36E+01
Coefficient de transfert dans la graisse du lait maternel	Ba_mother-milk	j/g graisse	0,21 ou utilisation du modèle de Sullivan

REFERENCES

Briggs G.G., Bromilow R.H., Evans A.A., Relationships between lipophilicity and root uptake and translocation of nonionized chemicals by barley, *Pesticide Science*, Vol. 13, 1982.

Cocucci S., Di Gerolamo, Verderio A., Cavallaro A., Colli G., Gorni A., Invernizzi G., Luciani L., Absorption and translocation of tetrachlorodibenzo-p-dioxine by plants from polluted soil, *Speciala, Experientia* 35/4, 1979

The departement of Toxic Substances control (DTSC) and the California environmental protection agency in support of the Caltox model, Intermedia transfer for contaminants found at hazardous waste sites, 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD), Final draft report, , December 1994.

Douben P.E.T., Alcock R.E., Jones K.C., Congener specific transfer of PCDD/Fs from air to cows'milk : an evaluation of current modelling approaches, *Environmental pollution*, Vol. 95, n° 3, 1997.

INSERM, Dioxines dans l'environnement, Quels risques pour la santé ?, Expertise pour la santé, 2000.

InVS, Etude sur les dioxines et les furanes dans le lait maternel en France, 2000, www.invs.sante.fr/publications/default.htm.

Jensen D.J., Hummel R.A., Secretion of TCDD in milk and cream following the eeding of TCDD to lactating dairy cows, *Bull. Environm. Toxicol.*, 29, 1982.

McLachlan M.S., A simple model to predict accumulation of PCDD/Fs in an agricultural food chain.

Schuler F., Schmid P., Schlatter C., The transfer of polychlorinated bibenzo-p-dioxins and dibenzofurans from soil into eggs of foraging chicken, *Chemosphere*, Vol.34, n°4, 1997.

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

Stevens J. B., Gerbec E.N., Dioxin in the agricultural food chain, *Risk analysis*, Vol. 8, n° 3, 1988.

US-EPA, Soil Transport and Fate database 2.1, Office of research and development, 1991.

US-EPA, Dermal exposure assessment: principles and applications. Interim report. 1992; EPA/600/8-91/011B.

US-EPA, HHRAP : Human Health Risk Assessment Protocol for hazardous waste combustion facilities, Peer review draft, Office of Solid Waste, 1998, EPA/530/0-98/001A

US-EPA, Methodology for assessing health risks associated with indirect exposure to combustor emissions, National center for environmental assessment, 1998, EPA 600/R-98/137.

USEPA, NCEA, Draft Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin (TCDD) and Related Compounds, EPA/600/P-00/001Bd, 2000, <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/part1and2.cfm?ActType=default>

ANNEXE 6 :

Tableau 18 : synthèse des valeurs toxicologiques de référence et des effets principaux associés retenus pour la quantification du risque par ingestion dans l'étude Cordemais (janvier 2003)

Substances	Dangérosité et VTR	
	VTR retenue	Effet concerné (cible)
Naphtalène CAS 91-20-3	RfC = 2.10^{-2} mg/m ³ (EPA, 1998)	Diminution du poids (rongeurs) - Classe 2B (CIRC, 2002)
B(a)P CAS 50-32-8	ERUo = $7,3$ (mg/kg.j) ⁻¹ (EPA, 1998)	Cancers digestifs (animal) - groupe 1 CIRC
Dioxines Référence : 2,3,7,8 TCDD CAS 1746-01-6	ERUo = 5.10^{-3} (pgTEQ/kg.j) ⁻¹ (EPA, 2000, document provisoire) DJA = 1 pgTEQ/kg.j (objectif OMS, DJA CSHPF) MRL _{subchronique} = 2.10^{-8} mg/kg.j (ATSDR, 1998)	Cancers multiples (homme) 2,3,7,8-TCDD : groupe 1, CIRC Atteintes du développement psychomoteur, effets sur la reproduction et le système immunitaire, cancers Diminution du poids du thymus
Arsenic CAS 7440-38-2	ERUo = $1,5$ (mg/kg.j) ⁻¹ (EPA, 1998) 3.10^{-4} mg/kg.j (EPA, 1998)	Cancer de la peau (homme) - groupe 1 CIRC Hyper-pigmentation (homme)
Cadmium CAS 7440-43-9	MRL _{chronique} = 2.10^{-4} mg/kg.j (ATSDR,2000)	Néphrotoxicité (homme)
Nickel (poussières)	RfD = 2.10^{-2} mg/kg.j (EPA, 1998)	Diminution de poids (animal)

	Dangerosité et VTR	
Substances	VTR retenue	Effet concerné (cible)
CAS 7440-02-0		
Plomb CAS 7439-92-1	DJA = $3,5 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.j (OMS, 1996)	Effets neurologiques et hématologiques (homme) - Groupe 2B CIRC
Mercure (organique) CAS 22967-92-6	RfD = $1 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.j (EPA, 2001)	Atteintes neurologiques (homme)
Mercure (inorganique) CAS 7487-94-7	RfD = $3 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.j (EPA, 1995)	Effets auto-immuns (rat)
Chrome VI CAS 18540-29-9	RfD = $3 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.j (EPA, 1998)	Aucun effet critique spécifié (animal)
Sélénium CAS 7782-49-2	RfD = $5 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.j (EPA, 1998)	Sélénose (homme) - inclassable à groupe 2B selon les composés