



**ENSP**  
ÉCOLE NATIONALE DE  
LA SANTÉ PUBLIQUE

RENNES

**INERIS**

---

**Ingénieur du Génie Sanitaire**

**Promotion 2007**

---

**Amélioration de la modélisation du  
dépôt sur la végétation dans les  
évaluations de risques sanitaires**

---

**Nicolas BERTRAND**

**Référent Professionnel : Roseline BONNARD**

**Référent Pédagogique : Denis BARD**

---

# Remerciements

---

Je tiens à remercier l'INERIS et le département ERSA d'avoir permis la réalisation de ce mémoire dans de bonnes conditions, en m'apportant tout le soutien matériel et scientifique possible.

Je remercie tout particulièrement Madame Roseline Bonnard pour m'avoir confié la réalisation de cette étude. Sa rigueur scientifique et sa vision éclairée des enjeux de la modélisation ont permis la construction d'une réflexion dépassant le seul enjeu technique du mémoire.

J'adresse mes remerciements à Monsieur Denis Bard, qui non seulement a veillé au bon déroulement du mémoire, mais a aussi partagé sa réflexion sur les applications des modèles prédictifs dans le domaine de la santé.

Je remercie Jérémie de Saint Jores et Anne Christine Legal de l'INERIS qui m'ont apporté leur soutien d'expert en évaluation des risques et en modélisation.

---

# Sommaire

---

<b>1</b>	<b>INTRODUCTION.....</b>	<b>1</b>
1.1	CONTEXTE.....	1
1.2	ENJEUX DU MEMOIRE.....	1
1.2.1	<i>Enjeux sanitaires.....</i>	<i>1</i>
1.2.2	<i>Enjeux scientifiques.....</i>	<i>1</i>
1.2.3	<i>Enjeux stratégiques.....</i>	<i>2</i>
1.3	RESTRICTIONS.....	2
<b>2</b>	<b>LA CONTAMINATION D'UN VEGETAL.....</b>	<b>3</b>
2.1	CONSEQUENCES POUR LA SANTE.....	3
2.2	LES DIFFERENTES VOIES DE CONTAMINATION D'UN VEGETAL.....	4
2.3	DEFINITIONS.....	5
2.3.1	<i>Le dépôt.....</i>	<i>5</i>
2.3.2	<i>La translocation.....</i>	<i>6</i>
2.3.3	<i>Les phénomènes de décroissance.....</i>	<i>7</i>
2.3.4	<i>Les rendements et le temps de croissance.....</i>	<i>7</i>
<b>3</b>	<b>LES MODELES EXISTANTS / LES DIFFERENTES APPROCHES.....</b>	<b>8</b>
3.1	ORIGINE DES MODELES.....	8
3.2	UTILISATION DES MODELES.....	9
3.3	LES DIFFERENTES APPROCHES ET LES DIFFERENTS PHENOMENES MODELISES.....	9
3.3.1	<i>Les classes de végétaux.....</i>	<i>9</i>
3.3.2	<i>Principe de la modélisation du dépôt.....</i>	<i>10</i>
3.3.3	<i>La fraction d'interception.....</i>	<i>12</i>
3.3.4	<i>La translocation.....</i>	<i>14</i>
3.3.5	<i>Rendements.....</i>	<i>15</i>
3.3.6	<i>Temps d'exposition.....</i>	<i>16</i>
3.3.7	<i>Remise en suspension.....</i>	<i>16</i>
3.3.8	<i>Décroissance.....</i>	<i>17</i>
3.4	LIMITES DE CES MODELES.....	18
<b>4</b>	<b>OPTIMISATION DU PARAMETRAGE DU MODELE INERIS.....</b>	<b>19</b>
4.1	CHOIX DU MODELE.....	19
4.2	CREATION DE DISTRIBUTIONS STATISTIQUES.....	19
4.2.1	<i>Critère de sélection des données.....</i>	<i>20</i>
4.2.2	<i>Méthode du Z-score.....</i>	<i>21</i>
4.2.3	<i>Les fractions d'interception.....</i>	<i>21</i>
4.2.4	<i>Translocation.....</i>	<i>29</i>
4.3	COMPARAISON DES DISTRIBUTIONS.....	30

<b>5</b>	<b>EVALUATION DU MODELE.....</b>	<b>30</b>
5.1	LES DONNEES EXPERIMENTALES.....	30
5.1.1	<i>Le site de METAL BLANC</i> .....	30
5.1.2	<i>Les mesures sur les végétaux</i> .....	31
5.1.3	<i>Travail des données</i> .....	31
5.2	UTILISATION DU MODELE ET COMPARAISON AVEC LES VALEURS EXPERIMENTALES .....	32
5.2.1	<i>Mode déterministe</i> .....	32
5.2.2	<i>Mode probabiliste</i> .....	33
5.3	CONCLUSION SUR LE MODELE.....	35
<b>6</b>	<b>PERSPECTIVES .....</b>	<b>36</b>
6.1	DETERMINISME ET PROBABILISME.....	36
6.2	VARIABILITE/INCERTITUDE.....	38
6.3	LIMITE DU QUANTITATIF/ INTERET DU QUALITATIF .....	38
6.4	LA DEMARCHE ETHIQUE.....	39
	<b>CONCLUSION .....</b>	<b>41</b>
	<b>BIBLIOGRAPHIE.....</b>	<b>43</b>
	<b>LISTE DES ANNEXES .....</b>	<b>I</b>
	<b>ANNEXES .....</b>	<b>II</b>
	<b>ABSTRACT.....</b>	<b>9</b>

---

## Liste des sigles utilisés

---

INERIS	Institut national de l'environnement industriel et des risques
ICPE	Installation classée pour l'environnement
US-EPA	Unites States environmental protection agency
HHRAP	Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities
GSC	Gestion des sites et sols contaminés
DRIRE	Direction régionale de l'industrie, de la recherche et de l'environnement
GRNC	Groupe radioécologique Nord Cotentin
LAI	Leaf area index
IRSN	Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire
AIEA	Agence internationale de l'énergie atomique

# **1 Introduction**

## **1.1 Contexte**

L'INERIS a pour mission de réaliser ou d'expertiser des études pour prévenir les risques engendrés par les activités économiques (industries, transports, réhabilitation de sites pollués...). Pour les industriels, la maîtrise de leurs émissions est devenue obligatoire par les différentes réglementations en vigueur et notamment lorsqu'elles acquièrent le statut d'ICPE. Dans le cadre de cette réglementation, les industriels sont tenus d'évaluer l'impact de leurs rejets (gazeux, particuliers, liquides...) sur la santé des populations riveraines.

Dans ce but, l'INERIS a utilisé et développé au cours de son activité la modélisation qui est bien souvent le seul outil permettant d'évaluer les risques sanitaires de façon prédictive. Les modèles, créés à partir de codes de calcul et d'équations généralement admises par la communauté scientifique, nécessitent cependant des approfondissements particuliers suivant le type de pollutions ou les particularités géographiques et naturelles des différents sites étudiés.

## **1.2 Enjeux du mémoire**

### **1.2.1 Enjeux sanitaires**

Le mémoire a pour but d'aider à améliorer le modèle INERIS sur la partie « déposition de polluants sur les végétaux » afin de mieux comprendre l'impact et la part que peut avoir la contamination des végétaux dans l'exposition globale des riverains d'un site industriel et mieux quantifier les risques liés à l'ingestion directe ou indirecte de végétaux contaminés.

### **1.2.2 Enjeux scientifiques**

#### A) Améliorer les équations du modèle

Il existe de nombreux modèles permettant de prendre en compte le dépôt de polluants persistants dans les évaluations de risques sanitaires. Les équations contenues dans ces modèles proviennent toutes pour la plupart de modélisations physiques de dispersion et de diffusion dans l'air. La résolution de ces équations peut cependant varier suivant les hypothèses faites par les concepteurs. De même certains phénomènes physiques secondaires (climatiques, mécaniques) peuvent être incorporés dans le modèle suivant

les besoins de l'utilisateur et peuvent contribuer à modifier sensiblement les résultats obtenus en sortie de modèle. Il est donc nécessaire de comparer les différentes approches de modélisations avant de choisir les équations qui constitueront le modèle INERIS.

#### B) Améliorer le paramétrage

La plus grande difficulté lorsque l'on crée un modèle est de le paramétrer correctement. Certaines mesures physiques sont difficilement accessibles par l'expérience ou la mesure directe et peuvent provenir elles aussi de modélisations. La variabilité des phénomènes climatiques ou biologiques contribue aussi à rendre incertaine la valeur des paramètres. Lorsque l'on effectue une recherche bibliographique de « premier niveau », on trouve de nombreuses références sur le paramétrage des modèles. Les données obtenues sont bien souvent peu justifiées sur leur origine et leur qualité : sont-elles des valeurs par défaut, majorantes, issues de modélisations ou au plus proche de la réalité ? Il faut donc retrouver les sources originelles qui ont permis de les définir pour connaître leur réelle qualité et utilité.

#### C) Application du modèle optimisé à un cas réel

Le modèle INERIS sera évalué en utilisant des données provenant d'une contamination réelle. La comparaison des résultats issus de la modélisation avec les données expérimentales pourra permettre de mettre en évidence certains points faibles du modèle ou bien conforter certaines orientations prise lors de l'optimisation du modèle INERIS.

### **1.2.3 Enjeux stratégiques**

L'optimisation d'un modèle ne consiste pas uniquement à améliorer son contenu mais aussi à en définir ses limites et domaines d'applications. L'utilisation et le sens des résultats quantitatifs provenant de modélisation sont parfois galvaudés, en particulier lorsque l'on parle d'incertitudes. Il apparaît donc nécessaire de critiquer l'usage qui pourrait être fait des modèles et de proposer certaines orientations stratégiques qui pourront apporter plus de crédibilité à la modélisation dans le domaine des études de risques sanitaires.

## **1.3 Restrictions**

Le travail de ce mémoire se limite à l'optimisation du modèle permettant de calculer les dépôts sur les végétaux et n'a pas pour but d'optimiser le calcul final des expositions. Les données comportementales ne seront pas abordées dans ce mémoire.

De même, le mémoire se concentre sur les polluants persistants type métaux lourds et plus particulièrement sur le cas du plomb. L'amélioration de la modélisation du dépôt de polluants organiques persistants comme les dioxines ne sera pas abordée dans le mémoire.

## **2 La contamination d'un végétal**

### **2.1 Conséquences pour la santé**

La contamination des végétaux peut engendrer des risques importants pour la santé des populations, et ce à plusieurs titres :

#### L'exposition des végétaux à la pollution est permanente :

Les végétaux, lorsqu'ils sont à proximité d'une source d'émission de pollution, sont soumis à l'ensemble de la durée d'émission du polluant. Ceci peut avoir pour conséquence une forte accumulation des polluants dans les parties aériennes des végétaux. Dans le cas d'une émission continue, non accidentelle, la concentration finale d'un végétal correspond à l'ensemble de l'émission sur sa période de croissance. Le risque par ingestion de végétaux contaminés est alors très important, car l'on peut ingérer en une seule fois, l'équivalent de mois de contamination d'un végétal.

#### Le cas particulier de l'élevage :

Les végétaux contaminés peuvent rentrer dans la chaîne alimentaire en étant consommés par les animaux. Si il y a une ingestion régulière de ces végétaux par les animaux, ce qui peut être le cas pour du bétail ou des volailles, les polluants peuvent s'accumuler dans certains organes et atteindre de très forte concentration. Il y a là un risque indirect d'exposition de l'homme aux polluants provenant de contaminations végétales.

Prenons le cas des dioxines : ces polluants ont une affinité particulière pour les graisses. Si l'on considère des animaux se nourrissant exclusivement de céréales ou d'herbe ayant été contaminés par des dioxines, on aura accumulation de ces polluants dans les graisses de l'animal. Dans le cas des vaches par exemple, une grande partie des dioxines se concentrera dans le lait et pour les volailles, dans les œufs.

#### Les comportements à risques :

Certains comportements de consommation sont particulièrement sensibles à la contamination des végétaux et notamment l'autoconsommation. Cette pratique englobe la

production de végétaux dans des champs ou jardins destinés à une consommation privée. Ce mode de production/consommation est susceptible de favoriser de fortes expositions aux polluants. En effet, si le lieu de production des végétaux se trouve dans une zone soumise à un flux continu de polluants (à proximité d'une installation de combustion par exemple), la partie de végétaux contaminés peut prendre une part importante de l'exposition de ces populations. De plus, ce mode de production/consommation échappe aux contrôles sanitaires. En outre, les pratiques de culture à petite échelle, comme dans les jardins privés, sont très variables et inégales. La modélisation de la contamination des végétaux s'avère donc stratégique dans ce type d'étude, afin de pouvoir prendre des mesures de prévention ou d'interdiction adéquates, en cas de risques trop importants.

## 2.2 Les différentes voies de contamination d'un végétal

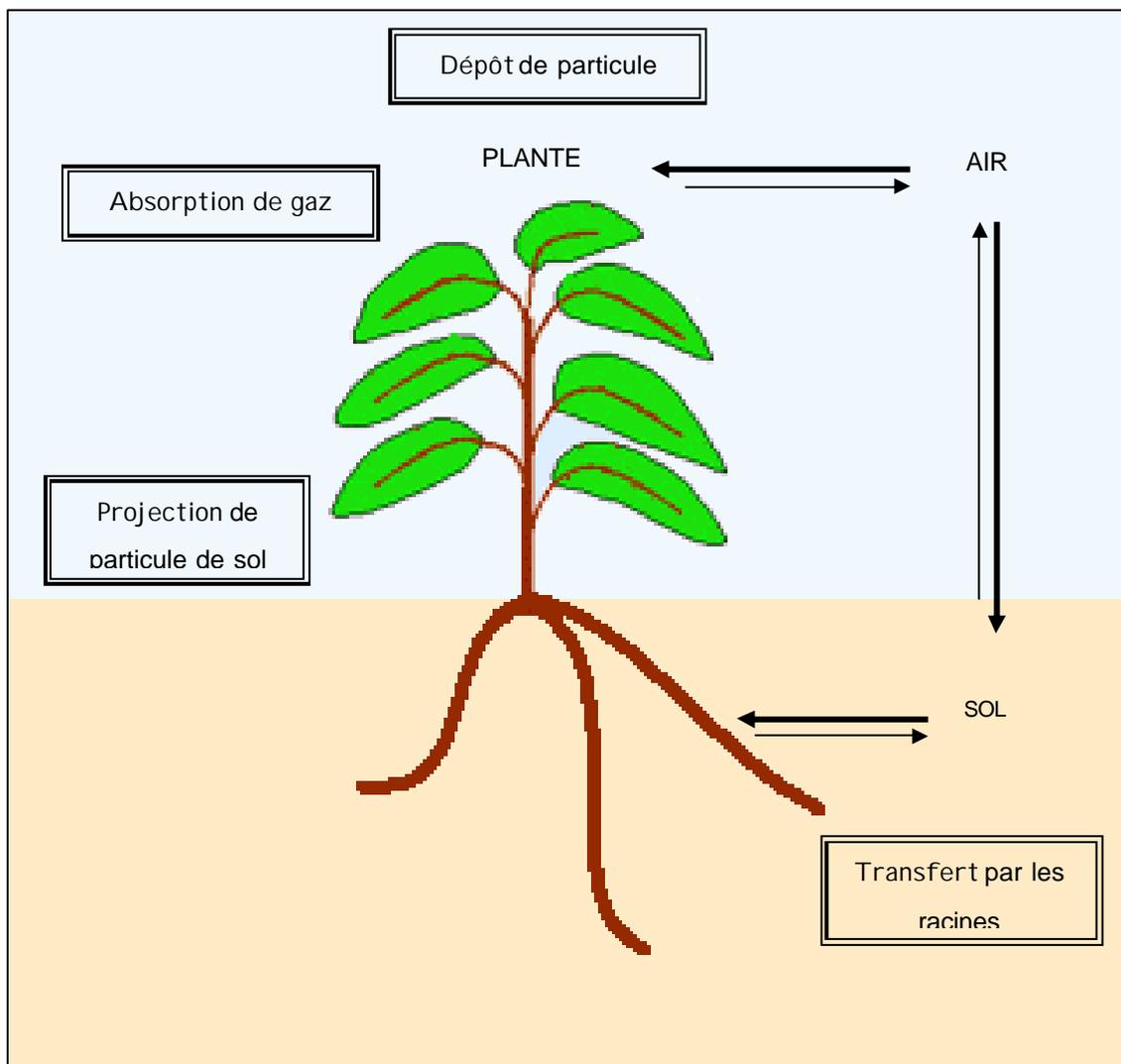


Figure 1 : la contamination d'un végétal

## 2.3 Définitions

### 2.3.1 Le dépôt

La contamination des végétaux par dépôt, suivant le type de pollution, est une source d'exposition importante. Par exemple, lors de l'épisode de Tchernobyl en 1986, les poussières émises lors de l'explosion du réacteur ukrainien se sont déposées sur la végétation et ont ainsi contribué à l'exposition d'une grande partie de l'Europe. Dans le domaine chimique, la formation de particules dans les cheminées de grandes installations de combustion peut de même être source de contamination de la végétation environnante et ainsi des populations.

Cette source d'exposition est d'autant plus importante que l'on étudie des pollutions de polluants persistants peu mobiles dans l'environnement. Le plomb, par exemple, est peu mobile dans les sols et donc moins accessible pour les végétaux que d'autres métaux d'intérêt sanitaire, comme le cadmium. Si les autres mécanismes de contamination, transferts par le sol ou par l'eau, sont défavorisés, la part du transfert direct par dépôt n'en est que plus importante.

Le terme de dépôt est un terme générique qui englobe plusieurs phénomènes physiques et naturels. Nous allons définir dans cette partie, tous les types de dépôts qui peuvent être pris en compte dans les études de risques sanitaires.

#### A) Dépôt sec

Le dépôt sec est un terme générique englobant les contaminations liées à la présence de particules solides présentes sous forme d'aérosols secs. Il peut y avoir plusieurs sources de contamination pour ce type de dépôt :

- les retombées atmosphériques : après un épisode de contamination avec libération de particules dans l'air, puis dispersion dans une partie de l'atmosphère, suivant les caractéristiques de l'émission et des conditions météo, il y a un dépôt de particule sur les surfaces agricoles.
- La remise en suspension : les particules qui se sont déjà déposées précédemment, ainsi que des particules légères du sol, peuvent être remises en suspension par le vent. Ce phénomène dépend de l'état des surfaces et du type de sol. Cette quantité de poussières remises en suspension peut être ajoutée à la concentration de particules déjà présente dans l'air ou bien traitée séparément pour tenir compte de ses spécificités. Ce phénomène est complexe et

extrêmement variable, il est donc très difficile d'en tenir compte justement dans la modélisation.

#### B) Dépôt humide

Le dépôt humide est un terme générique englobant les modes de contaminations liés à la présence d'eau. Le polluant sera alors présent sous forme solubilisées dans une solution aqueuse ou sous forme solide et mis en suspension dans une solution aqueuse.

- La pluie : lors de pluies, les aérosols secs présents dans l'atmosphère sont mis en suspension dans les gouttes d'eau. Le mécanisme de dépôt est alors différent du dépôt sec.
- L'irrigation : l'arrosage de végétaux peut être une source de contamination importante. L'eau utilisée peut être contaminée en divers polluants qui seront déposés sur la surface des végétaux lors de l'arrosage. Les techniques d'irrigation et d'arrosage sont très variables et peuvent être de natures complètement différentes. Si l'on considère un arrosage manuel par un particulier dans un jardin privé (arrosoir), les mécanismes de dépôts se rapprochent d'une pluie avec le dépôt de grosses gouttes. L'interception sera moindre que dans le cas de l'irrigation en plein champ faite par les professionnels, qui crée un dépôt de particules plus fines et plus homogènes.

#### C) Absorption gazeuse

Certains polluants sont présents sous forme de gaz et sont absorbés par la plantes à travers ses cuticules. Il n'y a pas véritablement de « dépôt » au sens physique du terme. Cette absorption peut être très importante dans le cas de polluants organiques volatiles. Ce mécanisme ne sera pas approfondit dans ce mémoire, car il ne concerne que les pollutions de types organiques (1.3).

#### D) Le « rainsplash »

Ce phénomène concerne les éclaboussures qui ont lieux lors d'épisode de pluies et qui viennent coller aux plantes. Ce phénomènes touche notamment les végétaux qui ont une petite taille. Ce phénomène prend de l'importance lorsque l'on est en présence de sol fortement pollués en surface.

### 2.3.2 La translocation

La translocation d'un polluant représente la migration d'un polluant présent sur la masse foliaire des feuilles vers les parties consommables de la plante (grain, racine, fruit, tubercule). L'absorption des éléments présents sur les feuilles dépend intimement de la

nature du polluant et du stade de développement du végétal. Ce phénomène est notamment important lors de l'étape de fructification.

On parle aussi de translocation pour le transfert des racines vers les parties consommables.. Ces deux phénomènes sont bien distincts. Seule la translocation foliaire sera développée dans ce mémoire.

### **2.3.3 Les phénomènes de décroissance**

La quantité de polluant présent sur ou dans la plante évolue au cours du temps par rapport à la quantité initialement déposée. Ceci est dû à plusieurs phénomènes :

- Le lessivage : La pluie peut contribuer à dissoudre et lessiver des particules présentes sur la surface foliaire. Cette action est mécanique et chimique. Elle dépend de l'intensité de la pluie et de la nature chimique du polluant, notamment sa solubilité.
- L'érosion : Les particules de surface peuvent subir l'effet mécanique du vent ou de l'ensoleillement et être éliminées progressivement.
- La dilution : La contamination d'un végétal est relative à son poids ou à sa surface. Lorsque la plante croît, la contamination initiale ayant lieu pour une masse donnée sera diluée. Ainsi il y a dilution continue du dépôt lors de l'augmentation de la masse du végétal qui contribue à la décroissance de la contamination.
- La sénescence : naturellement les végétaux renouvellent une partie de leur feuillage au cours de la croissance. Le feuillage ainsi éliminé contribue à faire décroître la contamination de la plante. Ce phénomène est d'autant plus important que l'on étudie des végétaux ayant une durée de vie pluriannuelle comme les arbres fruitiers.

### **2.3.4 Les rendements et le temps de croissance**

Il existe plusieurs rendements qui interviennent dans la modélisation du dépôt :

- Le rendement végétal des parties aériennes : ce rendement permet de connaître la masse de végétal au contact de l'air, donc susceptible d'être contaminé par dépôt, par unité de surface.
- Le rendement cultural : c'est la masse des parties consommables d'une espèce cultivée sur une surface agricole donnée. Il sert au calcul final des expositions par

ingestion mais aussi dans le dépôt notamment au travers du phénomène de translocation.

Le temps de croissance des végétaux est aussi un paramètre important car il correspond à la durée d'exposition. Il est aussi appelé durée de phase végétative.

### **3 Les modèles existants / les différentes approches**

#### **3.1 Origine des modèles**

La modélisation du dépôt sur les végétaux a été étudiée et développée dans deux différents secteurs : le nucléaire, au travers de la radioécologie, et le domaine chimique.

Les premières études en radioécologie sur le sujet remontent aux années soixantes (Burton 1966, Ng et Thompson 1966) Elles avaient pour but d'étudier l'impact des retombées radioactives provenant des essais de tirs nucléaires aux Etats-Unis. La contamination des végétaux étaient alors prise en compte pour calculer les doses subies par les populations. L'accident de la centrale ukrainienne de Tchernobyl en 1986 a considérablement favorisé le développement des outils de modélisation à grande échelle. Lors de cet accident, une grande quantité de poussières a été libérée dans l'atmosphère et a largement contaminé les surfaces agricoles en Europe.

Le domaine nucléaire a fortement contribué à définir les paramètres utilisés dans les études de dépôts. Outre les facilités de financements des programmes de recherche par rapport au domaine chimique, la mesure de polluant dans des matrices complexes (végétaux, sols...) a été facilitée par la nature rayonnante des radionucléides. La mesure d'une activité par spectrométrie est beaucoup plus aisée et facile à mettre en œuvre que la mesure d'un polluant par voie chimique. Ainsi, la plupart des données ayant contribué à paramétrer les modèles proviennent d'études radioécologiques.

Le domaine chimique s'est aussi intéressé aux phénomènes de dépôt. De nombreuses industries chimiques et notamment les grandes installations de combustion sont émettrices d'aérosols ou de gaz contaminés par des toxiques. Pour calculer l'impact de ces polluants, des guides contenant les équations servant à modéliser les dépôts ont été édités par les agences sanitaires. L'US-EPA par exemple a édité le guide HHRAP qui fournit une liste de références et de propositions permettant la construction de modèles d'étude de risque sanitaire dans le cas des installations de combustion (US-EPA, 2005).

L'INERIS a lui aussi développé son propre outil d'analyse de risques lié aux installations de combustion (Bonnard, 2003).

## **3.2 Utilisation des modèles**

Les modèles chimiques et nucléaires n'ont pas toujours la même utilité et ont des approches parfois différentes. Ceci peut s'expliquer, en partie, par le cloisonnement des disciplines mais aussi par des rejets de nature différente.

En radioécologie, les polluants étudiés sont bien souvent des ions métalliques présents sous forme solubles dans des aérosols humides provenant de rejets de centrale de production nucléaire, ou bien des particules solides formées lors d'explosions nucléaires. En chimie, les polluants peuvent être de nature organique. Ce type de polluants présente des caractéristiques physico-chimiques qui peuvent induire des comportements de dépôt différents. Une molécule organique lourde ne sera pas retenue ou absorbée de la même façon sur une interface végétale.

## **3.3 Les différentes approches et les différents phénomènes modélisés**

### **3.3.1 Les classes de végétaux**

Le dépôt sur les végétaux est bien évidemment fonction du type de végétal. En effet, chaque espèce possède des caractéristiques propres : son poids, sa forme, sa taille, ses fonctions biologiques... Il est cependant possible d'établir des classes de végétaux ayant le même type de comportement supposé vis-à-vis du dépôt. Ainsi plusieurs classes ont été définies dans les modèles d'étude de risque sanitaire :

- L'herbe : Elle comprend tous les végétaux présents sur la surface d'un pâturage. Cette classe est particulièrement importante car elle contribue largement à la contamination des troupeaux.
- Les légumes feuilles : Cette classe regroupe tous les végétaux dont on consomme directement les feuilles ou les tiges (salade, céleri, poireaux, choux, cresson, aromates...)

- Les légumes racines : Elle comprend les végétaux dont on consomme les racines ou les tubercules (pomme de terre, carottes, navet, oignons...)
- Les fruits : Cette classe comprend les fruits issus d'arbre (pomme, pêche, poire, abricot, arboise...) ou assimilés comme la vigne par exemple.
- Les légumes fruits : cette classe concerne tous les végétaux de petite ou moyenne taille qui produisent des fruits ou des cosques (courgette, potiron, haricot, poivron, framboise...)
- Les céréales : Elle correspond bien au terme courant (blé, avoine, orge, houblon...)
- Le maïs : dans certains modèles le maïs est traité séparément.

Ces classes ne sont pas toujours présentes sous la même forme dans les modèles. Certaines classes sont parfois regroupées pour certains paramètres quand on estime qu'il n'y a pas de différence de comportement du végétal vis à vis d'un phénomène (l'interception par exemple) ou qu'on n'a pas de données pour renseigner spécifiquement différentes classes ou leur consommation.

### 3.3.2 Principe de la modélisation du dépôt

#### A) Les étapes de la modélisation

Le phénomène de dépôt sur les plantes est modélisé en plusieurs étapes :

- On définit les concentrations de particules ou de polluants présentes dans l'air, ainsi qu'éventuellement les dépôts secondaires (remise en suspension du sol, irrigations, pluies...).
- On calcule les différents dépôts sur une surface plane par modélisation.
- On définit un rapport de captation (ou deux si l'on différencie dépôt humide/dépôt sec) correspondant à la fraction déposée sur la plante par rapport aux dépôts initiaux. Il permet donc de calculer l'interception du polluant par la plante.
- On étudie ensuite la tenue du dépôt dans le temps et son évolution (lessivage des feuilles, dilution du polluant, translocation vers les fruits ou les racines).
- On intègre le résultat sur l'ensemble de la durée de contamination dans le cas d'un dépôt continu.

#### B) Equation générale

La contamination des végétaux peut s'exprimer comme une somme de contamination indépendante. Cette méthode possède l'avantage de traiter les différents phénomènes physiques séparément.

La concentration totale de polluant dans le végétal s'exprime alors comme :

$$C_{\text{vég}} = C_{\text{dépôt}} + C_{\text{rs}} + C_i \quad (1)$$

avec :	$C_{\text{vég}}$	Concentration totale de polluant dans le végétal	$(\mu\text{g.Kg}^{-1})$
	$C_{\text{dépôt}}$	Concentration dans le végétal due au dépôt	$(\mu\text{g.Kg}^{-1})$
	$C_{\text{rs}}$	Concentration dans le végétal par remise en suspension	$(\mu\text{g.Kg}^{-1})$
	$C_i$	Autres sources éventuelles de contamination	$(\mu\text{g.Kg}^{-1})$

### C) Equation pour un dépôt particulaire ponctuel

Pour un dépôt ponctuel de polluants sur une surface agricole (GRNC, 2002), on définit la concentration de ce polluant dans le végétal par :

$$C_{\text{dépôt}}(t) = \frac{D.Rc(t).F(t)}{Rdt} \times \exp(-\lambda t) \quad (2)$$

avec :	$C_{\text{dépôt}}$	Concentration de polluant dans le végétal	$(\mu\text{g.Kg}^{-1})$
	D	Dépôt	$(\mu\text{g.Kg}^{-2})$
	Rc	Rapport de captation ou fraction d'interception	(-)
	F	Facteur de translocation	(-)
	Rdt	Rendement cultural	$(\text{Kg.m}^{-2})$
	$\lambda$	Constante de décroissance	$(\text{j}^{-1})$
	t	Temps écoulé entre la contamination et la récolte	(j)

Cette équation est une base pour l'ensemble des modèles. Elle peut être complétée si l'on veut tenir compte des dépôts secondaires comme la remise en suspension ou l'irrigation.

### D) Equation pour un dépôt particulaire continu

L'équation (1) n'est plus valable lorsque le dépôt est continu. Il faut l'intégrer sur l'ensemble de la durée de croissance du végétal ( $T_c$ ) pour tenir compte du fait que le dépôt se constitue au jour le jour et que l'intensité des phénomènes peut varier au cours de ce laps de temps (GRNC, 2002). On a alors :

$$Cdépôt(t) = \int_0^{Tc} \frac{D(t).Rc(t).F(t)}{Rdt(t)} \times \exp(-I t).dt \quad (3)$$

Il existe plusieurs résolutions possibles de cette équation. On peut moyenner les paramètres dépendants du temps si on les considère comme continu dans le temps ou bien les calculer par intégration si on connaît leur variation en fonction du temps. La méthode de détermination de l'intégrale par définition de pas de temps peut être une solution alternative. Le Groupe Radioécologique Nord Cotentin (GRNC, 2002) ainsi que l'INERIS (Bonnard, 2003) ont utilisé l'équation suivante :

$$Cdépôt(t) = \frac{D.Rc.F}{I.Rdt} \times (1 - \exp(-I t)) \quad (4)$$

Les paramètres obtenus sont **moyennés** sur l'ensemble de la durée de croissance du végétal. Il est donc important, lorsque l'on paramètre un modèle, de connaître la nature des valeurs utilisées.

En effet, un rapport de captation représentant l'interception maximale du végétal ne pourra donc être utilisé tel quel. Il en va de même avec la valeur du rendement cultural qui représente bien une moyenne représentative de la croissance, différente du rendement à la récolte.

### 3.3.3 La fraction d'interception

Pour caractériser l'interception du dépôt par les parties aériennes de la plante, on définit la fraction interceptée (rapport de captation) comme étant le rapport de la quantité de polluant interceptée par les parties aériennes de la plante sur la quantité totale déposée sur l'ensemble d'une surface agricole (sol + végétal).

La fraction d'interception est dépendante du type de végétal concerné, de la nature de la contamination (polluant, formulation du polluant) et de l'état de croissance du végétal. En outre, on peut définir deux rapports de captation différents suivant la nature du dépôt : l'un correspondant au dépôt sec ( $Rc_{sec}$ ) et l'autre correspondant au dépôt humide ( $Rc_{hum}$ ).

Plus la biomasse foliaire est importante, plus le rapport de captation est grand. Chamberlain a proposé une équation, appelée du nom de son auteur, pour tenir compte de cette dépendance (Chamberlain, 1970) :

$$R_c = 1 - \exp(-\mu B) \quad (5)$$

avec : $\mu$	Constante d'interception	$(m^2.Kg^{-1})$
$B$	Rendement de biomasse aérienne	$(m^2.Kg^{-1})$

La constante d'interception présente dans la formule de Chamberlain est un paramètre obtenu empiriquement par régression des valeurs du rapport de captation ( $R_c$ ) et ne représente aucun paramètre physique. C'est un paramètre purement mathématique qui n'est pas accessible par mesure directe. Cette formule a été établie à l'origine pour des prairies. Elle a été ensuite étendue aux champs de céréales. Elle a été utilisée dans de nombreux modèles radioécologiques et chimiques: PATHWAY (Wicker and Kirner, 1987), ASTRAL (Rommens et al, 1997), (IRSN, 2006), groupe VAMP (IAEA, 1996), US-NRC (Napier, 2006), HHRAP. Pröhl et Hoffman ont critiqué la formule de Chamberlain. Elle n'est selon eux pas adaptée pour les autres types de végétaux (légume feuille, légume racine, fruit).

Baes a développé une approche géométrique de la fraction d'interception pour les légumes feuilles et les fruits (Baes, 1984). Il modélise les champs de végétaux comme un ensemble de sphères avec un diamètre et un espacement moyen. Le rapport de captation est alors calculé comme la fraction de l'aire des sphères modélisées sur la surface du sol. De la même façon, il considère que la captation par les fruits est modélisable par un disque de diamètre équivalent à celui du fruit. Ces sphères représentent l'interception d'un végétal à la récolte. Pour définir un rapport moyenné sur la durée du végétal, il applique un coefficient de 0.5 pour les légumes feuilles et de 0.75 pour l'ensilage (maïs) provenant du rendement aérien moyen sur la durée de croissance du végétal.

Müller a proposé quant à lui, pour la création du modèle ECOSYS-87 (Müller, 1993), une fraction d'interception fonction du Leaf Area Index (LAI). Ce paramètre tient compte de la surface des feuilles interceptant le dépôt en trois dimensions. La création de ce paramètre provient d'un croisement de données issues de modélisations et d'observations. Le calcul du rapport de captation est complexe mais tient compte non seulement de la surface effective du végétal, mais aussi des caractéristiques d'éventuelles précipitations pour le dépôt humide (Müller and Pröhl, 1993).

La fraction d'interception dépend aussi de la taille des particules. Les grosses particules de plus de 45 µm sont moins interceptées et retenues que celles de quelques µm (Pröhl and Hoffman, 1993). Pour des valeurs comprises entre 4 et 22 µm, aucun effet significatif n'a été observé (Watterson and Nicholson, 1995).

### 3.3.4 La translocation

La translocation est un phénomène qui dépend étroitement de la nature du contaminant. Les polluants sont absorbés sous forme d'ions ou de très petites particules. Les particules de taille plus importante ne sont pas absorbées. La nature chimique du polluant influe aussi sur la translocation. La charge des ions, leur rayon ionique, ainsi que leur solubilité favorise ou non leur déplacement dans la plante. Aarkrog (1975) rapporte que le taux de translocation varie suivant les ions (Napier, 2006), avec :

Zn>Fe>Cs>Co>Mn>Na>Cd>Sb>Cr>Sr~Ce~Ru>Ba~Hg~Pb.

Le plomb est donc un élément très peu mobile qui engendrera une faible translocation.

Dans le domaine radioécologique, des groupes de radionucléides ayant un comportement proche ont été créés. Dans la majorité des cas, deux groupes ont été formés : le groupe césium (considéré comme mobile) et le groupe strontium (peu mobile, voir immobile).

Pour tenir compte du phénomène de translocation on a défini le facteur de translocation (F) comme étant le ratio de la quantité de polluant présent dans la partie consommable ne provenant pas du dépôt direct sur la quantité de polluant interceptée par les parties foliaires.

Le GRNC propose deux distributions statistiques pour la translocation des légumes racines, prise sur la base de « jugements d'expert » (GRNC, 2002) :

	5%	50%	95%
Césium	0.025	0.0045	0.35
Strontium	0.000001	0.00005	0.001

Pour le cas des légumes feuilles, de l'herbe, du foin et du maïs, la valeur de F est prise égale à 1.

Le modèle ECOSYS-87 prend en compte la translocation pour les éléments mobiles de la même façon que le GRNC. Il propose un facteur F fonction du délai avant récolte (Müller, 1993).

Dans le modèle ASTRAL de l'IRSN, la translocation n'apparaît pas en tant que tel. Un paramètre de « transfert direct » est utilisé (IRSN, 2006) qui correspond aux phénomènes « d'interception, de translocation, de remise en suspension ».

La translocation est un phénomène qui n'est pas toujours pris en compte dans les modèles, les auteurs considérant que les polluants étudiés sont immobiles. Ainsi, il n'y a pas de paramètre de translocation dans le modèle HHRAP, la translocation étant considérée comme négligeable (US-EPA, 2005).

Carini a réalisé une synthèse bibliographique conséquente sur le transport de radionucléides dans les fruits et donne plusieurs valeurs expérimentales de translocation (Carini and Bengtsson, 1999).

### **3.3.5 Rendements**

Les rendements culturaux à la récolte sont des données facilement accessibles pour l'agriculture intensive. En France, le ministère de l'agriculture rend chaque année publiques ces données (Etude Agreste, 2006). Il existe des distributions statistiques de ces paramètres dans plusieurs études : (GRNC, 2002), (Rasmuson and Rautenstrauch, 2004). Les données sur le sujet pour les jardins de particuliers sont quant à elles rares (inexistantes ?), du fait de la difficulté de rendre compte de la variabilité des résultats mesurés et du faible nombre d'études sur le sujet. En effet, si dans l'agriculture intensive, les pratiques agricoles sont répétées et maîtrisées de façon similaire, les usages des particuliers le sont moins : la nature du sol, le climat, l'espacement des végétaux, l'utilisation de fertilisant et d'engrais, l'arrosage sont autant de phénomènes qui contribuent à la variabilité des rendements culturaux.

Le rendement de masse foliaire est égal au rendement cultural pour les légumes feuilles. Pour les autres types de végétaux, notamment les légumes racines, les légumes fruits et les fruits, le rendement de masse foliaire est une donnée différente. Il existe peu de données sur le sujet car cette donnée est peu utilisée dans le domaine agricole. Certaines valeurs sont cependant accessibles dans des études spécifiques faites pour l'évaluation des risques (Madoz-Escande et Santucci, 2005).

La valeur des rendements aériens n'est pas indispensable pour pouvoir paramétrer les modèles. Les rendements aériens sont uniquement utilisés dans la formule de

Chamberlain (4). Lorsque l'on veut déterminer la contamination des parties aériennes, si l'on utilise des rapports de captation issus d'expérimentation, ils tiennent compte par eux même de ce rendement aérien, sans qu'il faille le préciser. Pour résoudre l'équation (2) et (4), il suffit de connaître le rendement cultural.

En conclusion, il est important pour pouvoir paramétrer les modèles de bien connaître la valeur des rendements culturaux. La valeur des rendements aériens importe peu, si l'on travaille avec des fractions d'interception.

### 3.3.6 Temps d'exposition

Le temps d'exposition des végétaux dans le cas d'un rejet continu dépend de la durée de la phase végétative (temps de croissance). Ce paramètre est extrêmement variable d'une espèce à l'autre. Le groupe radioécologique Nord Cotentin a créé des distributions statistiques de ces paramètres (GRNC, 2002).

### 3.3.7 Remise en suspension

Dans le modèle PATHWAY (Ward Whiker and al, 1987), la remise en suspension de particules du sol et le « rainsplash » sont des phénomènes modélisés séparément.

Le « rainsplash » est modélisé par une constante moyenne continue dans le temps de première ordre  $k_r=8,6.10^{-4}$  (jour<sup>-1</sup>).

La remise en suspension est définie telle que :

$$C_{rs} = RF \times C_{sol} \quad (6)$$

avec :	$C_{rs}$	Concentration dans l'air due à la remise en suspension	( $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ )
	$C_{sol}$	Concentration du sol superficiel	( $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ )
	RF	Resuspension factor	( $\text{m}^{-1}$ )

La valeur utilisée pour le facteur de remise en suspension dans le logiciel PATHWAY est  $RF=1,0.10^{-5} \text{ m}^{-1}$ . La profondeur de sol considérée comme permettant l'envol de particules étant de 0 à 0.1 cm. Il est à noter qu'il est particulièrement difficile de modéliser une couche aussi mince.

Un dépôt spécifique correspondant est défini par le modèle de calcul et intégré dans l'équation 2.

L'approche utilisée par l'AIEA (IAEA, 1992) est de même nature que celle utilisée dans PATHWAY : on définit un facteur de remise en suspension étant égal au rapport entre la concentration dans l'air due à la remise en suspension et la concentration du sol.

Dans le logiciel ECOSYS-87 (Müller, 1993), Le facteur de remise en suspension est intégré dans le coefficient de transfert sol-plante. Il l'estime équivalent à 0.001 en considérant une concentration dans l'air due à la remise en suspension de  $100 \mu\text{g.m}^{-3}$  qui se déposerait à une vitesse de  $1\text{mm.s}^{-1}$  sur un pâturage de rendement égal à  $1 \text{kg.m}^{-2}$ . Cette approche est originale et propre à ce modèle. Il estime cependant que cette approche revient à prendre un facteur de remise en suspension moyen (RF) de  $2,5.10^{-8} \text{m}^{-1}$  pour une tranche de sol superficiel entre 0 et 1 cm.

Dans l'étude Nord Cotentin, la remise en suspension n'est pas prise en compte, mais il affirme cependant qu'elle est négligeable.

Le modèle ASTRAL (IRSN, 2006) ne tient quant à lui pas compte de ce phénomène.

### **3.3.8 Décroissance**

Les phénomènes de décroissance sont modélisés par des constantes d'atténuation  $\lambda$  qui décrivent une décroissance exponentielle (équation 2) de la concentration du polluant dans le temps.

Théoriquement, il existe une constante d'atténuation pour chacun des phénomènes contribuant à cette décroissance. Or, il est très difficile expérimentalement d'observer séparément l'effet du vent, de la dilution par croissance végétale, ou des pluies. Dans les modèles, on préfère donc prendre une valeur unique de  $\lambda$ , par défaut, censée représenter l'ensemble de ces phénomènes. Cette simplification a cependant la faiblesse de ne pas tenir compte des spécificités de climat, de saison et de précipitation et surtout de mélanger le phénomène de dilution et la dégradation naturelle par le milieu extérieur.

Le phénomène de décroissance peut s'exprimer aussi par une durée de demi-vie ( $T_{1/2}$ ) correspondant au temps au bout duquel la concentration initiale est divisée par deux. On a alors :

$$T_{1/2} = \ln 2 / I$$

Dans le logiciel ECOSYS-87, trois constantes de décroissance sont définies :

- Une constante  $\lambda_w$  correspondant au « weathering », c'est à dire l'ensemble des phénomènes liés au climat (vent, pluie...). La valeur de  $\lambda_w$  est définie par équivalence à une demi-vie de 25 jours.
- Une constante  $\lambda_b$  liée à la dilution par croissance végétale. Ce paramètre est fourni en fonction de la saison pour l'herbe.
- Une constante  $\lambda_t$  représentant la translocation du polluant vers les racines, phénomène qui différencie de la translocation du polluant de la surface des feuilles vers le fruit ou le grain, équivalant à une demi vie de 60 jours.

Le terme  $\lambda_w$  correspond à une décroissance rapide et  $\lambda_t$  représente une décroissance à long terme, particulièrement sensible sur les espèces à longue durée de vie.

Le phénomène prépondérant pour les fruits est la décroissance par dilution. Pour les feuilles et l'herbe, le weathering et la dilution sont tous les deux à prendre en compte.

Les constantes de décroissance ne sont pas différenciées suivant le type de végétal comme c'est le cas pour d'autres paramètres. Le manque de données sur le sujet en est sûrement la cause.

Pour le modèle ASTRAL et Nord Cotentin, seule la dilution est prise en compte. Les autres phénomènes sont considérés comme négligeables. Les distributions proposées par le GRNC sont basées sur des « jugements d'expert », (GRNC, 2002).

### **3.4 Limites de ces modèles**

Si la majorité des équations de calcul font l'unanimité parmi les scientifiques, il en est autrement du paramétrage des modèles. En effet, celui-ci est très hétérogène : les paramètres ne sont pas tous construits sur les mêmes bases et ne reflètent pas toujours les mêmes phénomènes. Certains sont issus d'expérimentation, d'autres de modèle, voir

pris par défaut, faute d'information sur le sujet. Une solution alternative utilisée notamment largement par le Groupe Radioécologique Nord Cotentin est d'établir des paramètres après truchements de jugements d'experts. Les différences notoires entre les valeurs utilisées dans certains modèles pour décrire les mêmes phénomènes laissent à penser que le paramétrage des modèles ne repose pas toujours sur des bases extrêmement solides. Ce manque de connaissance des phénomènes naturels, accessibles uniquement par l'expérience, se retrouve parfois dans le choix assumé de valeurs par défaut communes à nombre de modèles (fraction d'interception, demi vie de décroissance, facteur de translocation...).

## **4 Optimisation du paramétrage du modèle INERIS**

### **4.1 Choix du modèle**

Le modèle INERIS avait déjà été créé avant le travail de ce mémoire. Ces équations proviennent pour une bonne partie du guide HHRAP. Il a bien sûr été complété par rapport à cette base, pour tenir compte de phénomènes supplémentaires. Ce modèle n'a pas de structure fixe et peut être constamment optimisé.

Afin de tenir compte de la variabilité des phénomènes naturels intervenant dans les modèles, l'INERIS souhaite faire évoluer son modèle d'évaluation des risques sanitaires déterministe vers un modèle probabiliste. Il faut donc définir une à une, pour le maximum de paramètres, des distributions statistiques permettant de mieux représenter cette variabilité.

Dans ce but, une recherche bibliographique approfondie et sélective a été réalisée. Les données ayant servi à la création de ces distributions, sont présentées en ANNEXE.

### **4.2 Création de distributions statistiques**

Il n'a pas été possible de créer des distributions statistiques pour l'ensemble des paramètres présentés précédemment. Seule l'interception et la translocation ont fait l'objet de ce travail dans ce mémoire.

En effet, l'interception est un paramètre sensible du modèle. La translocation a fait aussi l'objet de recherche particulière car elle n'est pas toujours prise en compte dans les modèles et a souvent été paramétrée par défaut. Les rendements et les temps de

croissance ont fait l'objet d'une recherche approfondit par le GRNC (GRNC, 2002) qui a définit des distributions pour ces paramètres. Le manque de données accessibles sur le sujet ne m'a pas permis de retravailler ce paramètre dans le temps imparti à l'élaboration de ce mémoire. Les distributions créées par le GRNC seront donc réutilisée.

#### 4.2.1 Critère de sélection des données

Il a fallu se fixer des critères de sélection des données, pour obtenir des distributions statistiques les plus solides possibles :

- Tout d'abord les valeurs trouvées dans la littérature, ne faisant pas lieu de justification (valeur par défaut), n'ont pas été sélectionnées.
- Les données justifiées, créées à partir de modèles physiques ou géométriques, ont été rejetées. Cependant, elles ne sont pas dénuées d'intérêt : la comparaison de ces valeurs avec les données expérimentales (souvent liées à des conditions expérimentales particulières) permet d'évaluer la fiabilité de ces dernières.
- Seules les données provenant d'observations empiriques ont été retenues. Parmi celles-ci, on trouve deux types de données : les données provenant d'expérience en milieu contrôlé, propice à maîtriser les phénomènes parasites, et les données de terrain, observées a posteriori d'une contamination accidentelle ou non maîtrisée.

Des distributions statistiques ont été définies pour plusieurs groupes de végétaux. La faible quantité de données obtenues n'a cependant pas permis de définir de distribution pour les paramètres suivants :

- La fraction d'interception pour les légumes racines : comme les parties aériennes ne sont généralement pas consommées pour ces végétaux, ce paramètre n'a pas fait l'objet d'études expérimentales spécifiques. Ce paramètre intervient pourtant dans le calcul de la quantité de polluant présent par translocation, dans les tubercules ou les racines. Une solution alternative est de considérer par défaut que ce type de végétal possède des qualités d'interception proche des légumes feuilles.
- Les constantes de décroissance. Les données à l'origine de ce paramètre sont obscures. Elles proviennent pour la plupart des mesures effectuées à la suite de l'accident de Tchernobyl et ont peu de sources différentes. Les références citées dans les modèles, relues et analysées, ne sont pas toutes justifiées et renvoient inlassablement vers les même sources inaccessibles. Faute de n'avoir pas pu trouver les protocoles expérimentaux ayant contribué à leur mesure, ce paramètre reste un paramètre par défaut.

## 4.2.2 Méthode du Z-score

Les distributions statistiques ont été créées à partir d'une liste de données par la technique dite du Z-score.

Principes :

Cette technique permet de comparer une distribution de valeur à une distribution théorique basée sur le rang de ces valeurs et donc de déterminer le type de distribution qui colle au mieux au jeu de données.

Méthode d'utilisation :

- La liste de valeurs  $X$  étudiées est triée de façon croissante.
- On définit ensuite une probabilité  $P(X)$  variant linéairement en fonction du rang entre 0 et 1 pour chaque  $X$  déterminé. Ainsi la variable  $X$  de rang 1 se verra attribuer la plus faible probabilité de la liste et la valeur  $X$  la plus forte (rang le plus élevé).
- La variable  $P(X)$  est ensuite transformée en variable centrée réduite  $Z(P(X))$  selon différents types de distribution (normale, lognormale, logistique, exponentielle, Weibull, Beta(1 ;1), Beta(1 ;10)).
- On compare ensuite  $X$  et  $Z(P(X))$  en traçant le graphe  $X = f(Z(P(X)))$ . Si les formes de distributions sont similaires, on doit obtenir des droites.
- La détermination de l'abscisse à l'origine permet de déterminer la valeur centrale de la distribution ( $Z(P(X)) = 0$ ) et la détermination de la pente de la droite fournit l'écart type de la distribution dans le cas d'une distribution normale ou lognormale.

## 4.2.3 Les fractions d'interception

Les données concernant les dépôts secs et les dépôts d'aérosols de radionucléide ont été mises en commun. Les valeurs utilisées pour construire les distributions statistiques sont fournies dans l'annexe 1.

A) Pour l'herbe

Les données ayant servi à la construction de la distribution sont données en annexe 3.

Après comparaison des différents graphes obtenus, les valeurs de Rc ont été représentées par une distribution normale (critère graphique de linéarité du Z-score).

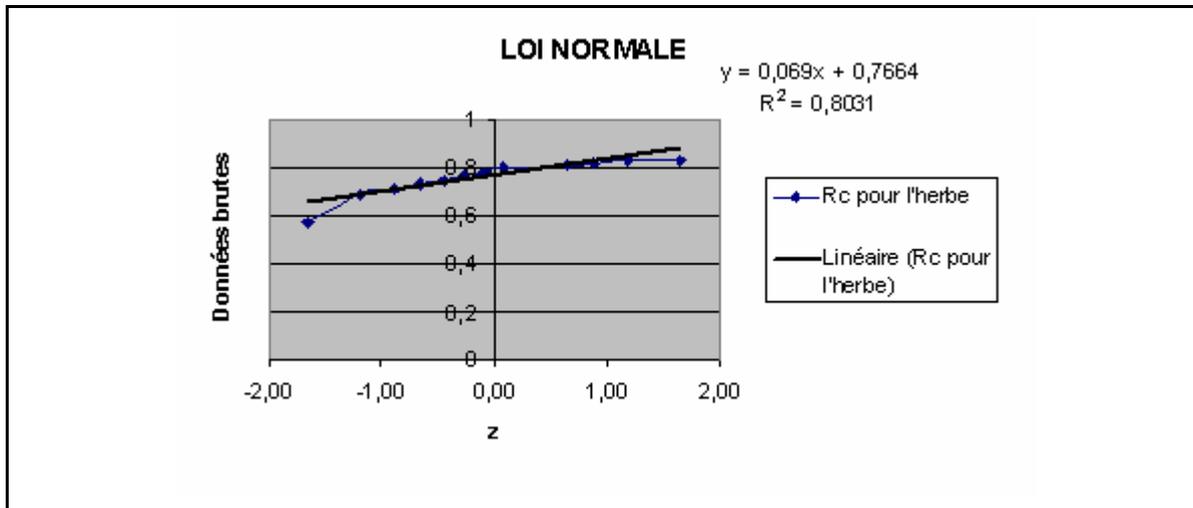


Figure 2 : Z-score pour une distribution normale de Rc pour l'herbe

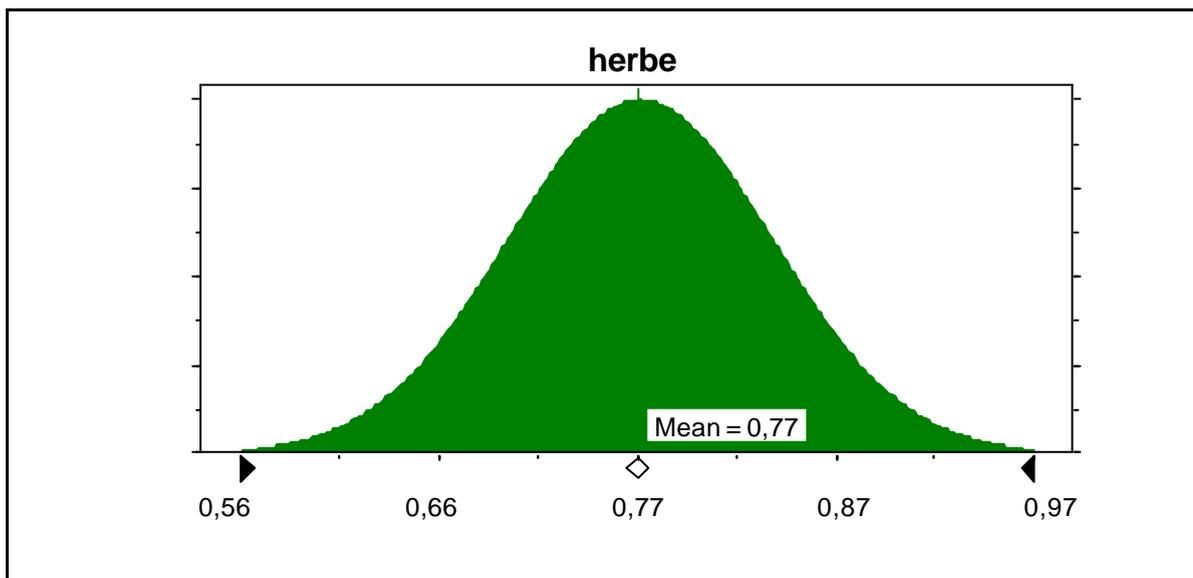


Figure 3 : D1 : Distribution de Rc pour l'herbe

#### B) Pour les légumes feuilles

Les données ayant servi à la construction de la distribution sont données en annexe 4.

Après comparaison des différents graphes obtenus, Les valeurs de Rc ont été représentées par une distribution normale.

La faible puissance du test est à noter compte-tenu du peu de valeurs utilisées pour créer la distribution.

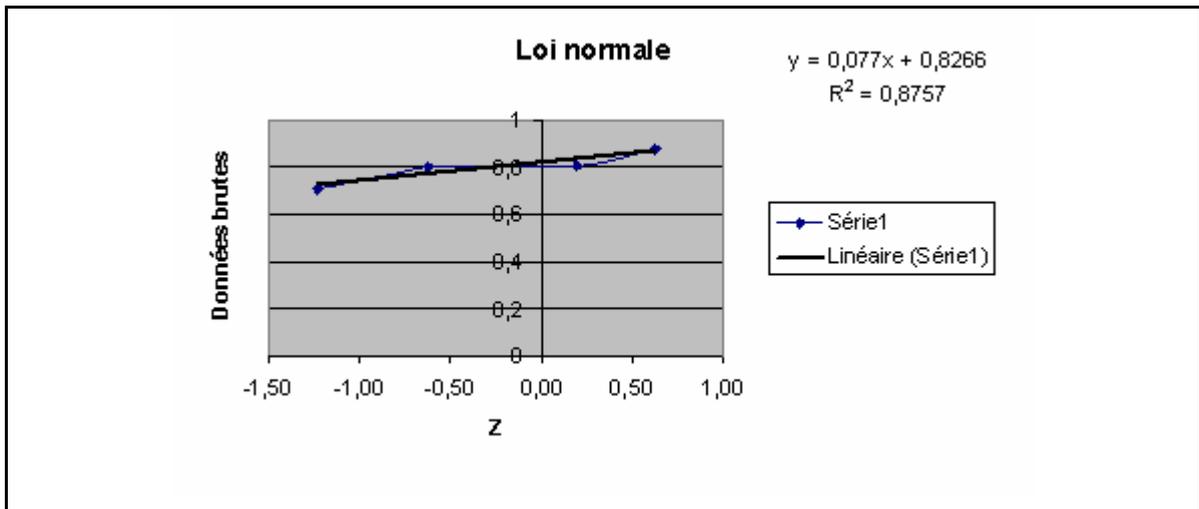


Figure 4 : Zscore pour une distribution normale des légumes feuilles

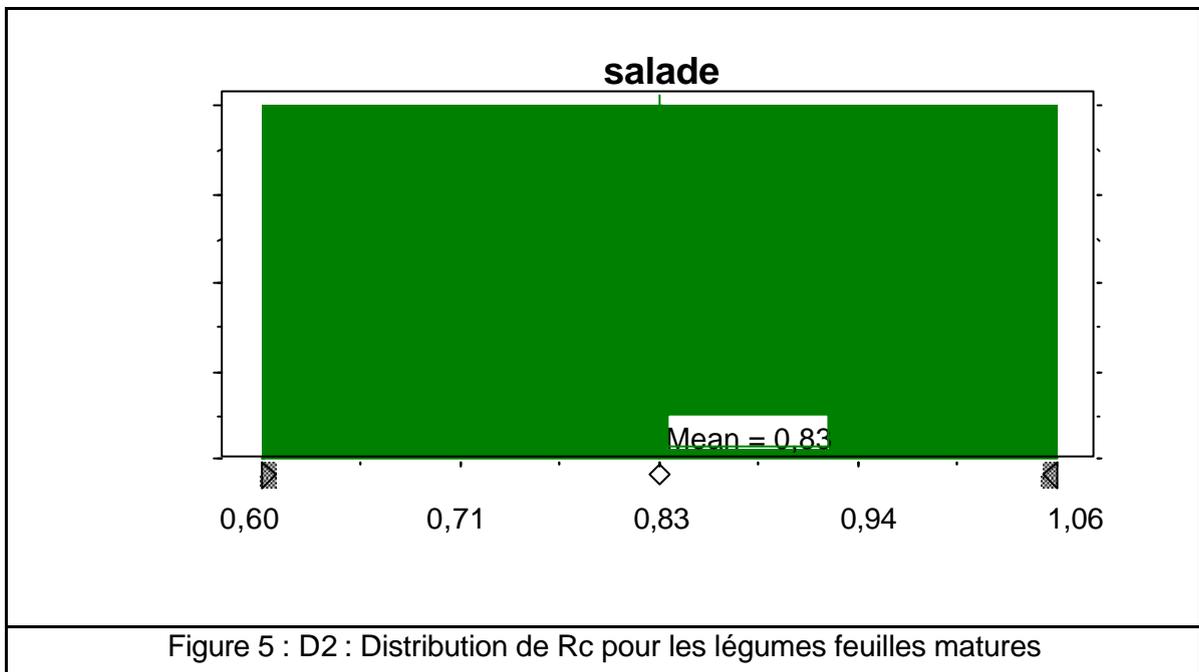


Figure 5 : D2 : Distribution de Rc pour les légumes feuilles matures

Les données utilisées pour créer D2 correspondent à des valeurs d'interception obtenues pour des végétaux proches de la maturité. Cette distribution ne tient donc pas compte de l'interception sur l'ensemble de la durée de croissance du végétal. Baes a modélisé dans son ouvrage l'évolution de l'aire des feuilles d'un légume feuille en fonction de l'aire maximale obtenue à la récolte (Baes, 1984). Après intégration sur l'ensemble de la durée de croissance, il propose de prendre un coefficient multiplicatif de 0,5 sur l'aire maximale, pour rendre compte d'une aire moyenne (hypothèse d'une croissance linéaire). Ce raisonnement a servi de base pour la construction d'une distribution statistique de Rc représentant l'interception des légumes feuilles sur l'ensemble de la croissance (D3). Cette distribution a été calculée par tirage aléatoire sur le logiciel de statistique Crystalball et correspondant au produit de la distribution D2 et d'une distribution artificielle, centrée sur la valeur 0,5 et bornée entre 0 et 1, représentant le coefficient multiplicatif de Baes.

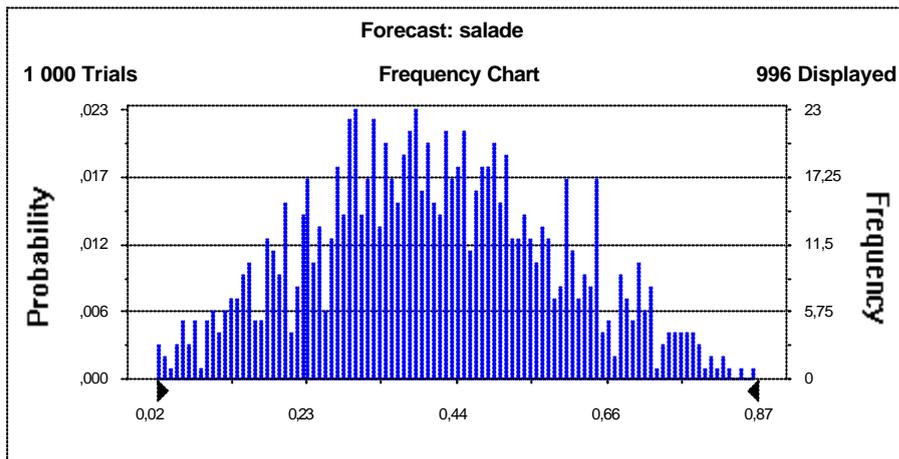


Figure 6 : D3 : Distribution moyenne de la fraction d'interception pour les légumes feuilles

### C) Pour les fruits

Les données ayant servi à la construction de la distribution sont fournies en annexe 5 et 6.

Après comparaison des différents graphes obtenus, Les valeurs de Rc ont été représentées par une distribution normale.

Les valeurs de Rc utilisées correspondent à l'interception de l'ensemble du végétal et non à l'interception du fruit.

La grande quantité de données issues d'expérimentations sur les fruits a permis de définir deux distributions statistiques pour la valeur de Rc en fonction des deux classes de polluants étudiées dans le domaine radioécologique : la classe Cs (iode, chlore, soufre, phosphore, cobalt, fer, zinc...) et la classe Sr (cérium, ruthénium, mercure, plomb...) .

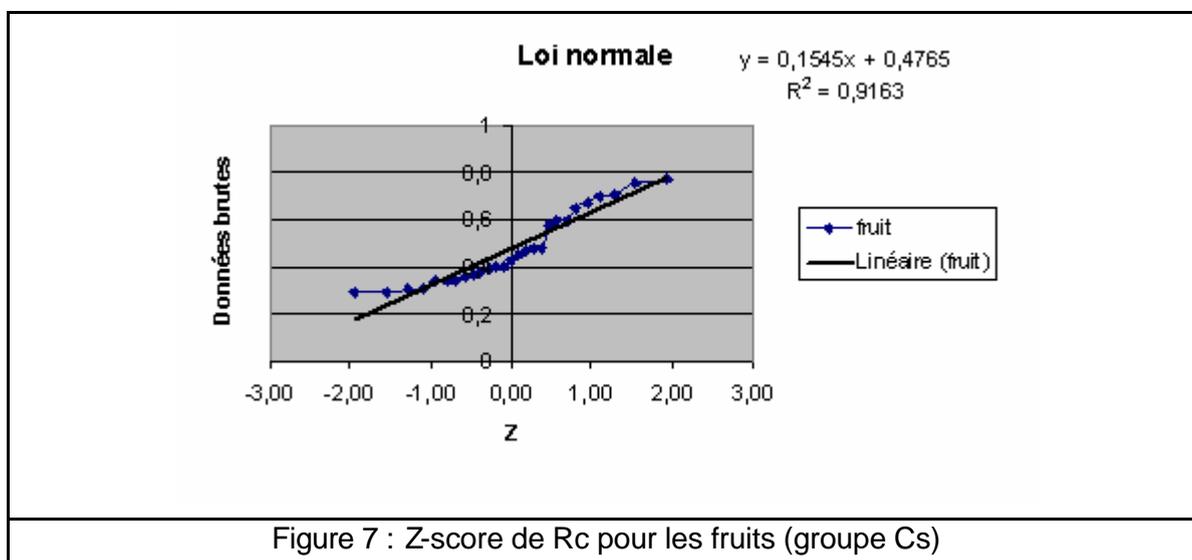
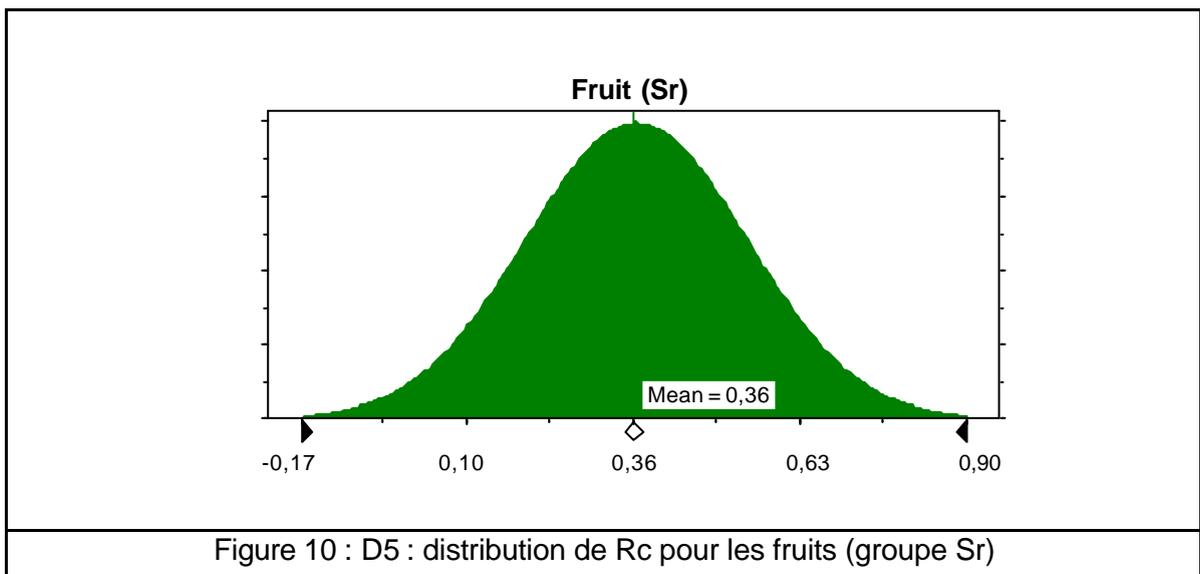
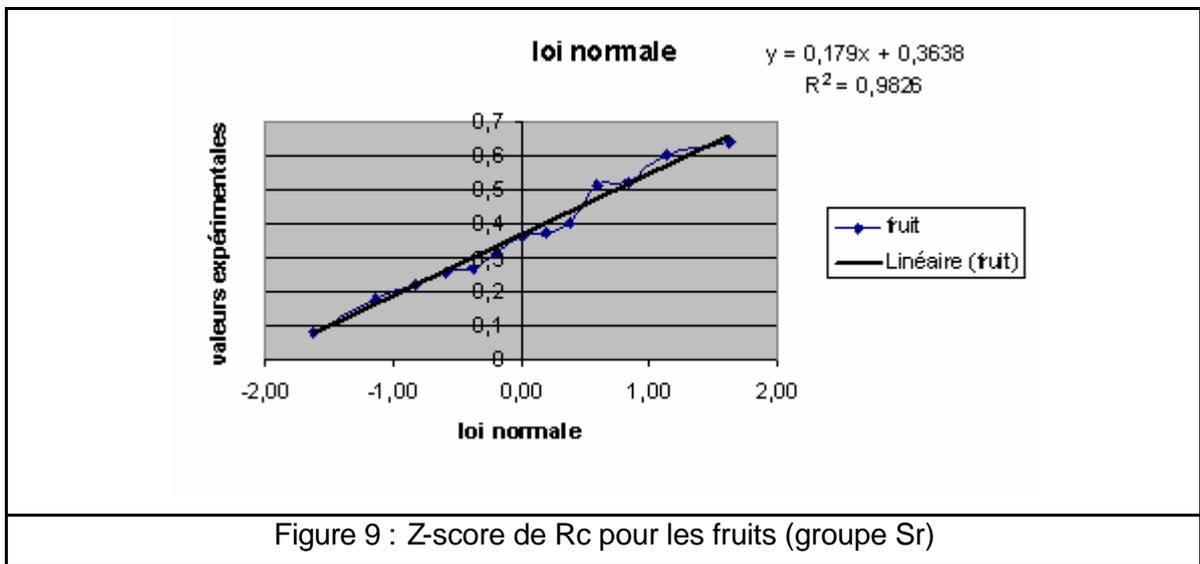
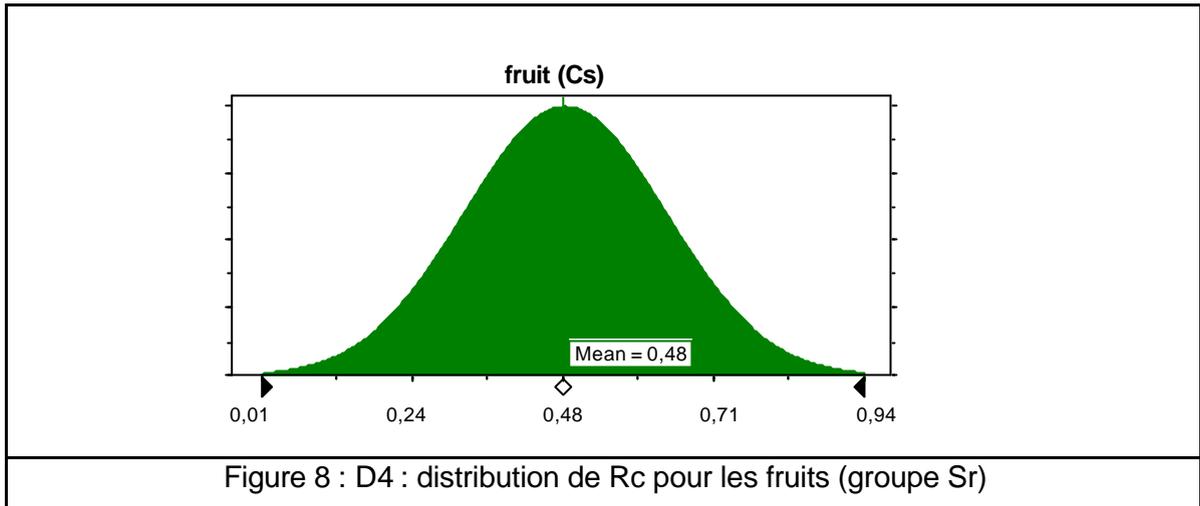


Figure 7 : Z-score de Rc pour les fruits (groupe Cs)



Les distributions obtenues pour Cs et Sr ne présentent pas une différence significative compte tenu de l'écart type mesuré. Cela conforte l'hypothèse que la fraction

d'interception est peu sensible au caractère chimique d'un polluant mais plus à ses caractéristiques physiques.

D) Pour les légumes fruits

Les données ayant servi à la construction de la distribution sont fournies en annexe 7.

Après comparaison des différents graphes obtenus, Les valeurs de Rc ont été représentées par une distribution normale.

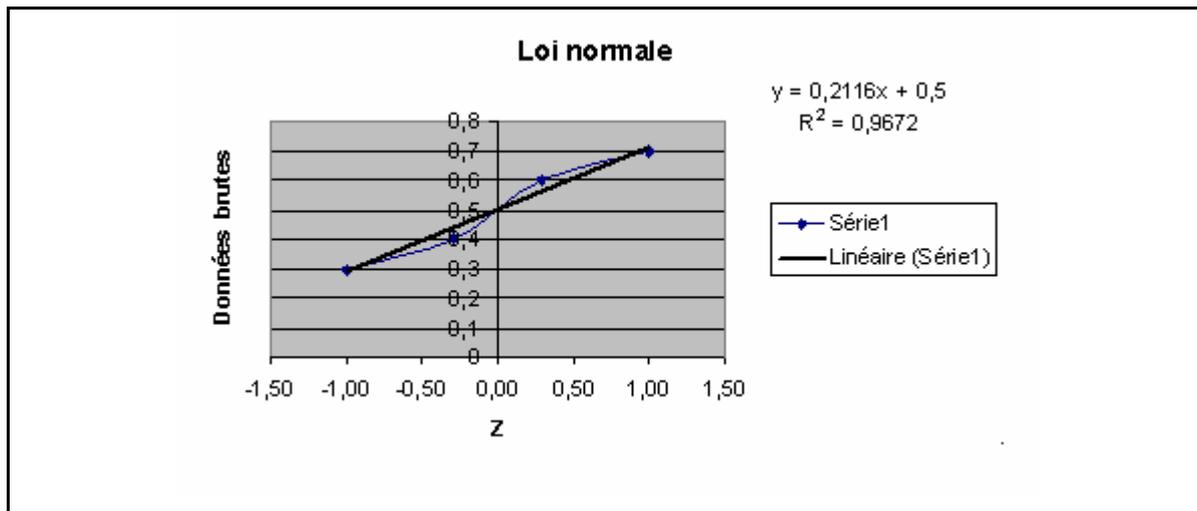


Figure 11 : Z-score de Rc pour les légumes fruits

La faible puissance du test est à noter compte-tenu du peu de valeurs utilisées pour créer la distribution.

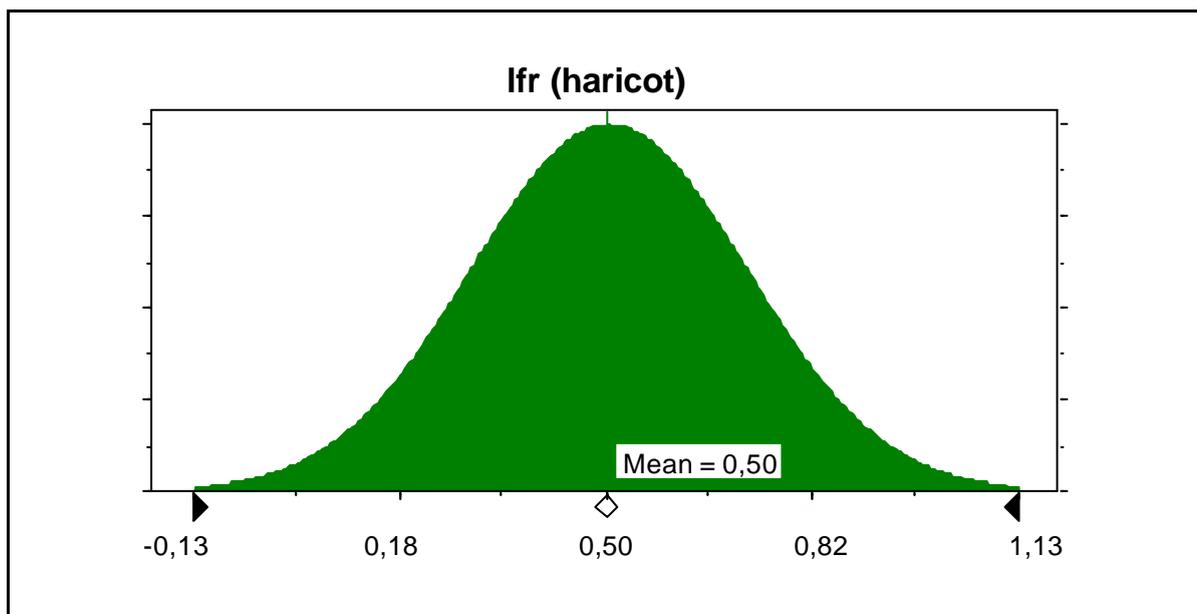
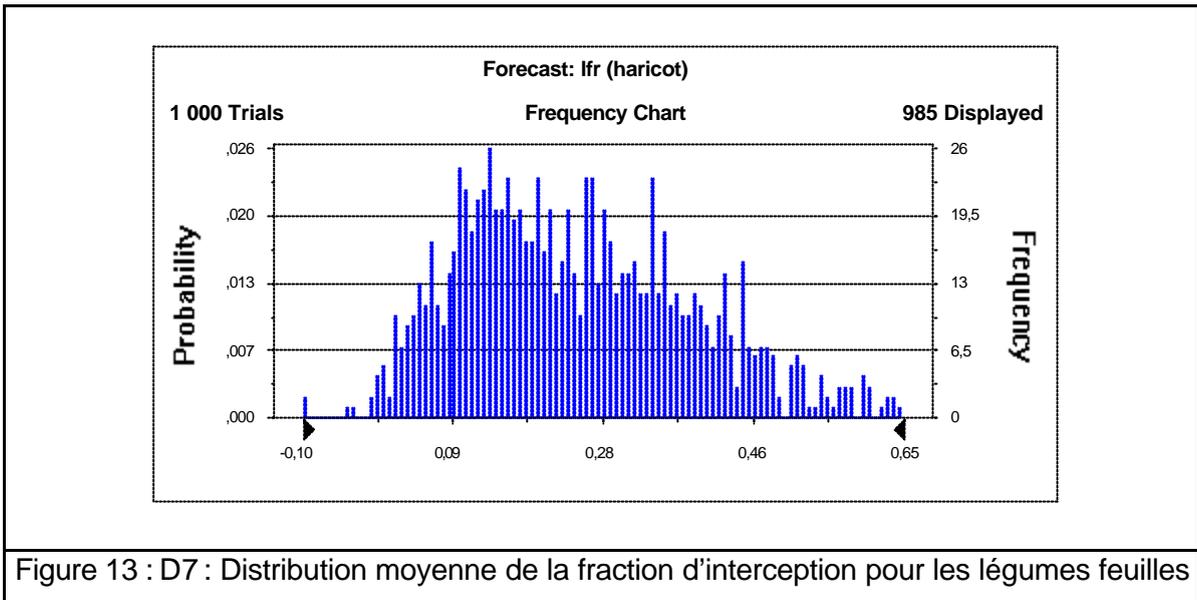


Figure 12 : D6 : distribution de Rc pour les légumes fruits

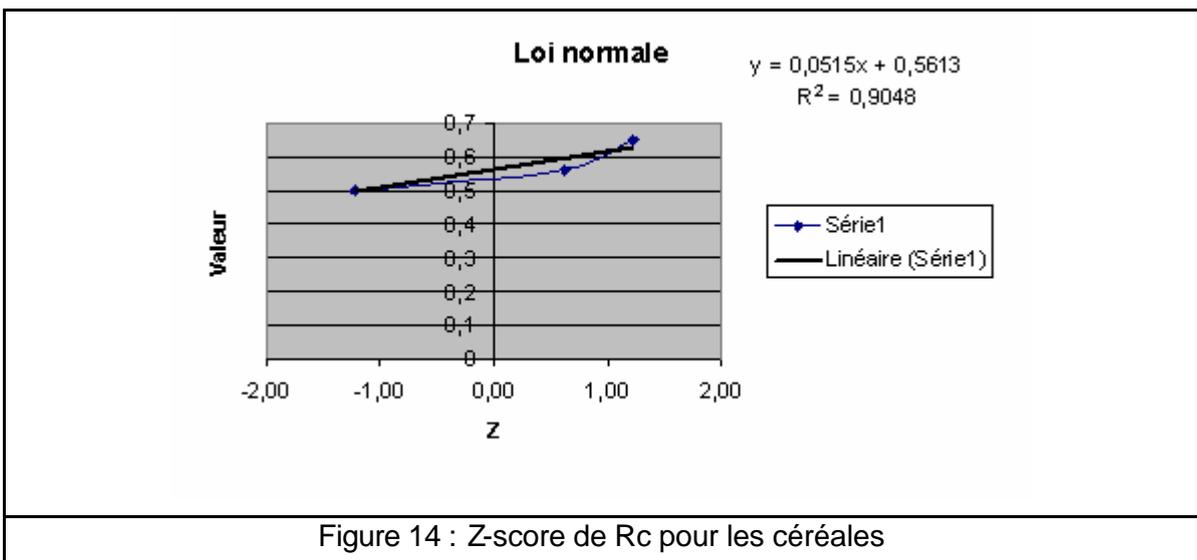
La même démarche que pour les légumes feuilles (partie B) a été suivie pour obtenir une distribution représentative de l'ensemble de la croissance.

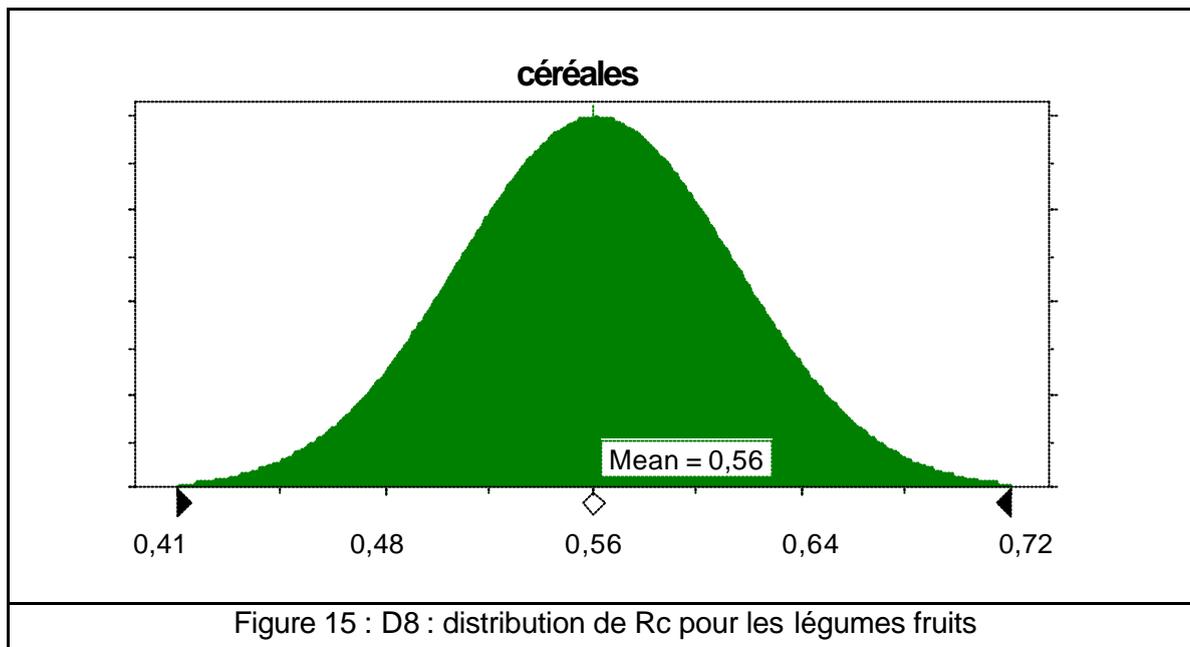


#### E) Les céréales

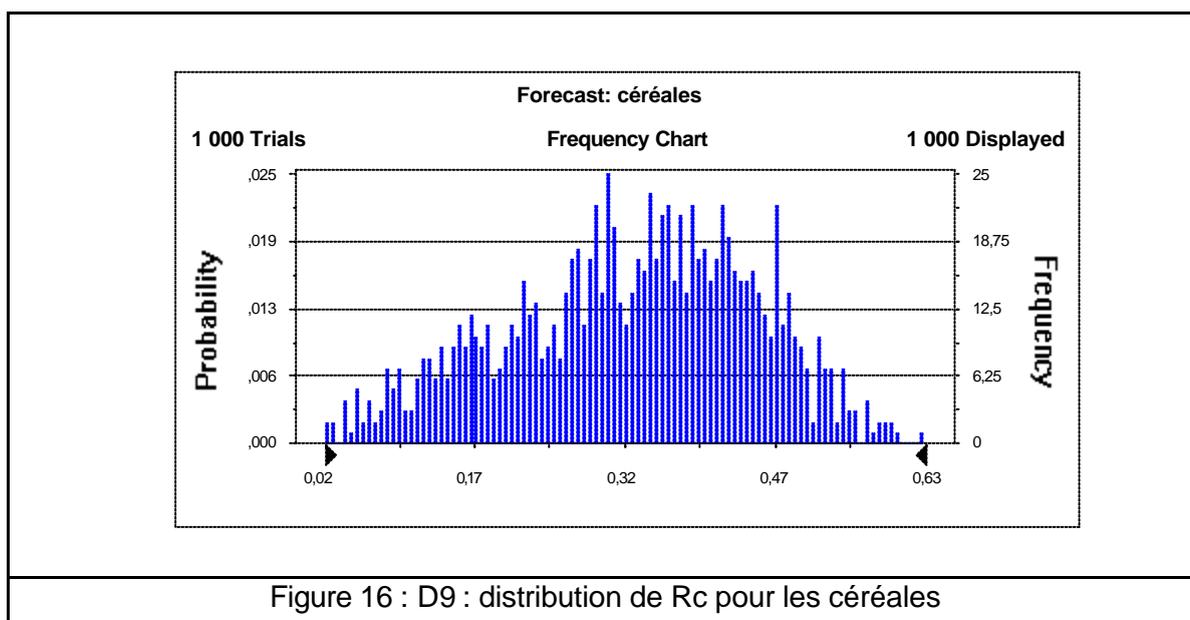
Les données ayant servi à la construction de la distribution sont fournies en annexe 8.

Les données étant peu nombreuses, le test est peu convainquant. Néanmoins afin d'être homogène avec les distributions créées précédemment, une distribution normale du paramètre a été créée.





Les données utilisées pour créer D8 correspondent à des valeurs d'interception obtenues pour des végétaux proches de la maturité. Cette distribution ne tient donc pas compte de l'interception sur l'ensemble de la durée de croissance du végétal. Baes a défini, pour la même manière que les légumes feuilles (voir partie B), un coefficient multiplicatif à appliquer à leur valeur maximale d'une valeur de 0,75 (Base, 1984). La distribution D9 a donc été calculée par tirage aléatoire sur le logiciel de statistique Crystalball et correspondant au produit de la distribution D2 et d'une distribution artificielle triangulaire, centrée sur la valeur 0,75 et étant bornée entre 0 et 1.



#### 4.2.4 Translocation

Les données sur la translocation (annexe 2) des céréales vers le grain et des légumes fruits vers les fruits étaient trop peu nombreuses pour leur définir une distribution statistique propre. Ces valeurs ont alors été ajoutées à la liste de celles correspondant aux fruits.

Les données utilisées pour définir la distribution statistique n'étaient pas toutes de même nature. En effet, les valeurs du facteur de translocation n'ont pas toutes été déterminées sur une même durée. Certaines mesures ayant été faites quelques jours après l'épisode de contamination jusqu'à plusieurs mois après. Pour d'autres, cette durée entre la contamination et la mesure de la translocation n'est tout simplement pas fournie. L'utilisation d'une distribution statistique normale, même si elle colle bien au profil de distribution de la liste de valeur (voir figure 17 et annexe 9), ne saurait rendre compte du sens et de la qualité des données.

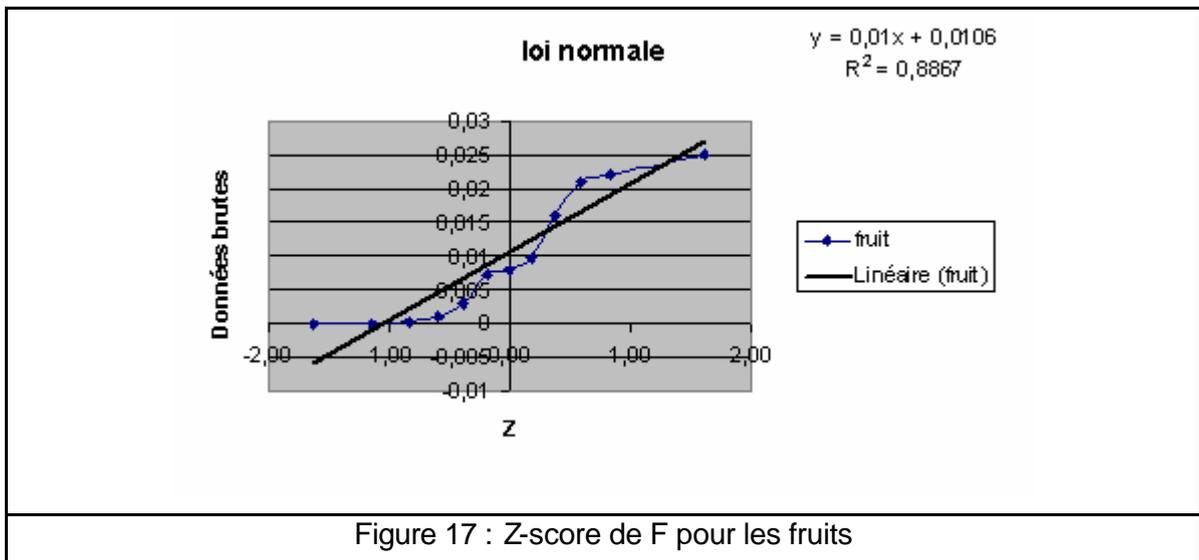


Figure 17 : Z-score de F pour les fruits

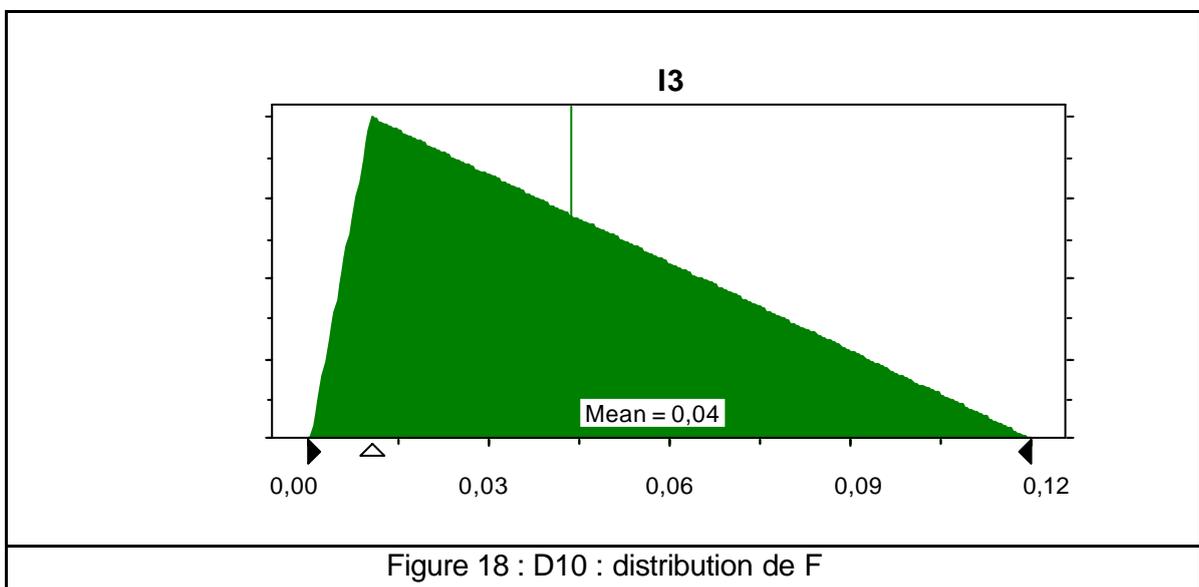


Figure 18 : D10 : distribution de F

Les données n'étant pas de même nature, il a semblé préférable de créer une distribution plus simple, de type triangulaire (D10), bornée par les valeurs extrêmes de la liste et avec pour valeur la plus probable, la médiane de la liste (0.01).

### 4.3 Comparaison des distributions

Il est intéressant de comparer les résultats obtenus lors de cette étude avec les valeurs utilisées dans d'autres modèles. Pour comparer paramètres déterministes et probabilistes, le 50<sup>ème</sup> percentile des distributions statistiques sera utilisé. Les données de comparaison utilisées dans le tableau suivant sont énoncées dans le rapport Nord Cotentin (GRNC, 2002).

	Etude INERIS	GRNC	FARMLAND	ABRICOT	FOCON
Légumes feuilles	0.41	0.25	0.3	0.33	0.5
Herbe	0.76	0.5	0.25	0.33	0.7
Maïs, fourrage et céréale	0.34*	0.5**	0.62**	0.33**	0.9**

\* valeur pour les céréales

\*\* valeurs pour le fourrage et le maïs

## 5 Evaluation du modèle

L'évaluation quantitative du modèle INERIS a été réalisée sur le modèle INERIS en intégrant les paramètres définis dans ce mémoire. Les modes déterministes et probabilistes ont été testés.

### 5.1 Les données expérimentales

#### 5.1.1 Le site de METAL BLANC

METAL BLANC est un site industriel spécialisé dans le retraitement des batteries usagées au plomb. Il est constitué :

- d'une unité de broyage des batteries
- d'une unité de fusion et de réduction du plomb
- d'une unité d'affinage

Le procédé de traitement de ces batteries est susceptible de générer des émissions de particules contenant du plomb à travers les fours de combustion ou par flux diffus. Les acteurs engagés dans la surveillance du site, outre l'industriel, sont : la DRIRE, l'entreprise GSC (laboratoire de l'INRA, spécialisé dans la gestion des sites et des sols pollués) et le cabinet d'expert ANTEA.

Un suivi de l'impact du site sur les prés et les jardins proches de l'usine a été réalisé par GSC. Plusieurs mesures d'analyse et de contrôle sont effectuées :

- Mesure annuelle de l'émission de plomb par les cheminées
- Mesure annuelle de la teneur en plomb dans les sols
- Mesure du dépôt de particules à proximité du site
- Mesure du plomb dans les végétaux issus des jardins et des prés environnants.

### **5.1.2 Les mesures sur les végétaux**

Les rapports de prélèvements et analyses effectués par GSC depuis 2001 présentent les protocoles de prélèvement et de mesure des végétaux ainsi que les résultats de mesure du plomb.

Le croisement des données d'émission, de météo, de concentrations de plomb dans les sols et de mesures sur les végétaux offre la possibilité de confronter le modèle INERIS à un cas réel.

Il faut noter que les mesures sur les végétaux ont été réalisées dans le but de surveiller la contamination des milieux d'exposition au plomb et non de comprendre les mécanismes de contamination des végétaux par le plomb. Ainsi, les analyses ont été faites pour la plupart sur des végétaux lavés et préparés, représentatifs de l'usage qu'en font les consommateurs. L'impact du lavage et de la préparation des échantillons sont inconnus. Il est donc difficile d'estimer la contamination initiale des végétaux. Les valeurs de contamination obtenues par modélisation seront donc comparées, par défaut, aux valeurs mesurées après préparation des échantillons.

### **5.1.3 Travail des données**

Pour comparer données modélisées et données expérimentales, il faut paramétrer le modèle de calcul au plus proche de la situation réelle. Le calcul du dépôt se fait par pas de temps de 15 jours.

Dans le modèle de dispersion et de dépôt, on a tenu compte de :

- La distance au point d'émission des jardins : cette distance a été mesurée à l'aide du logiciel MapInfo comme étant la distance du point le plus proche du jardin aux cheminées émettrices de plomb.
- La fréquence des vents soufflant du point d'émission vers les jardins : les données de météo France ont été retravaillées et on a défini des fréquences moyennes par pas de temps de 15 jours.
- Les quantités de polluants émises : ces données ont été mesurées tous les mois sur le site
- La contamination du sol : les teneurs en plomb des sols des jardins ont été mesurées lors des campagnes du GSC et ont été intégrées dans le modèle.

## 5.2 Utilisation du modèle et comparaison avec les valeurs expérimentales

### 5.2.1 Mode déterministe

Les résultats observés ont été exprimés sous forme graphique pour une meilleure compréhension.

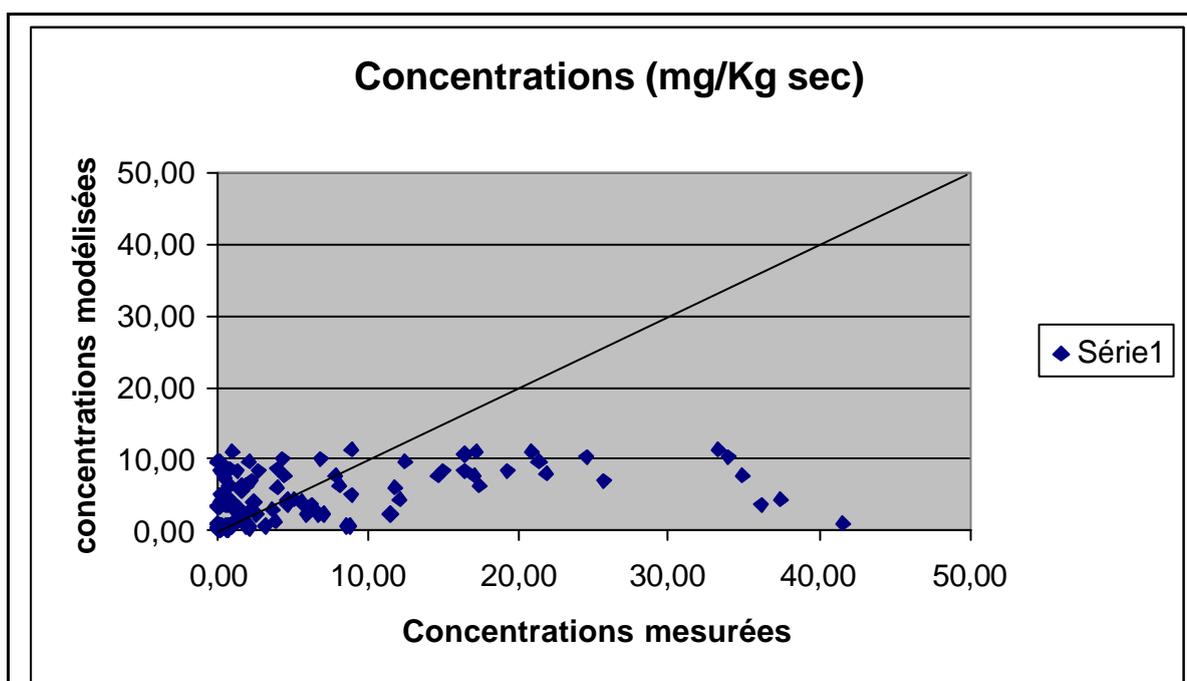
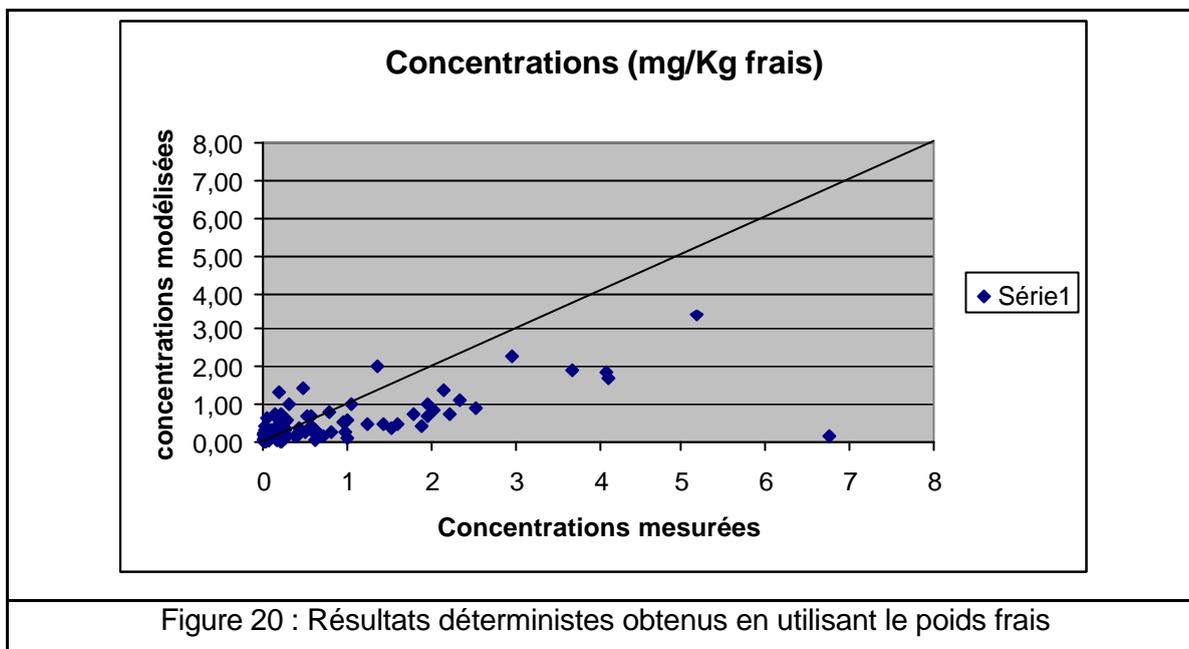


Figure 19 : Résultats déterministes obtenus pour l'ensemble des végétaux en utilisant le poids sec

### Analyse de la figure 19 :

- Il y a une très forte dispersion des valeurs modélisées par rapport aux valeurs expérimentales pour les faibles concentrations mesurées
- On a tendance à sous-estimer les fortes contaminations

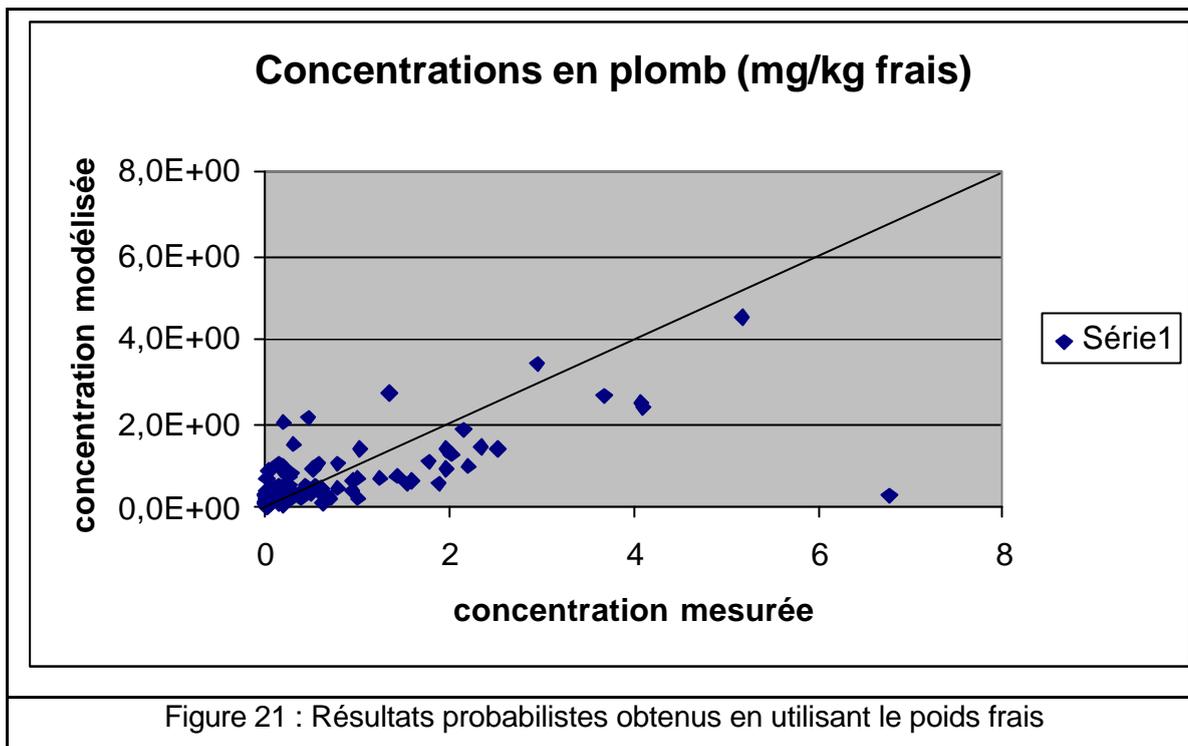


### Analyse de la figure 20 :

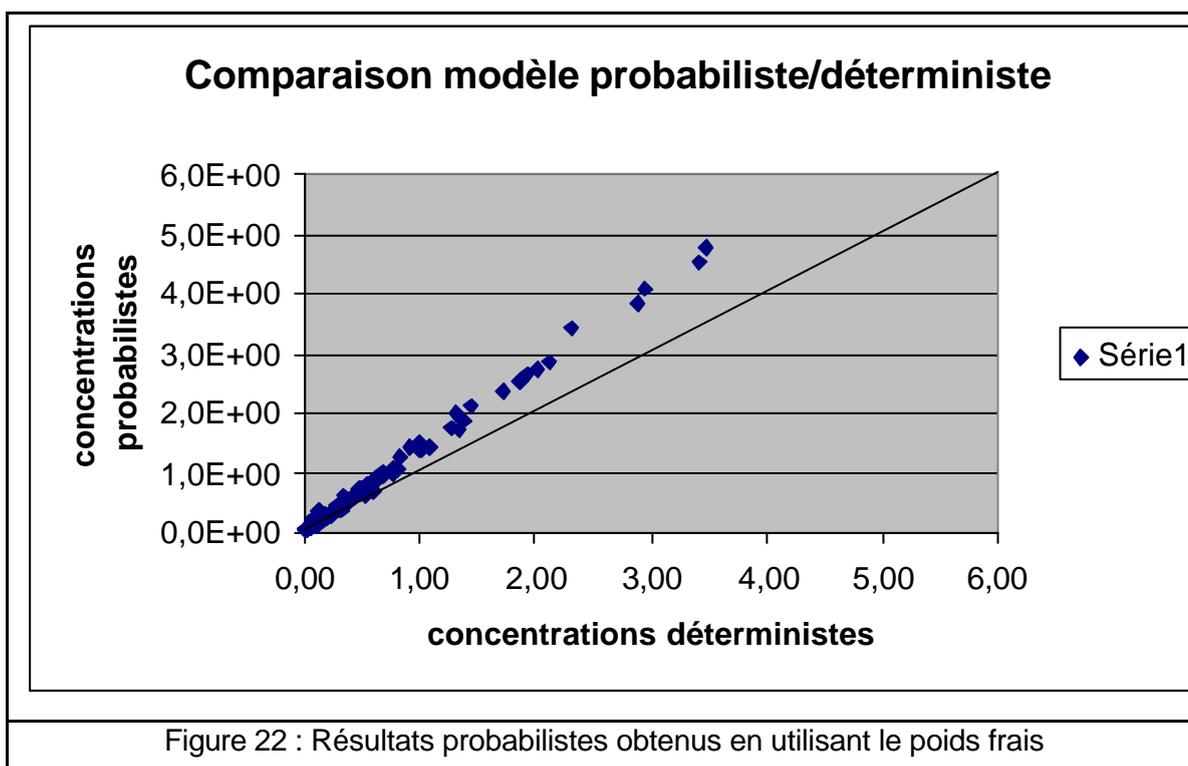
- Le graphe met en évidence une plus faible dispersion que pour la figure 19. Pour les faibles valeurs de contaminations, les résultats obtenus sont du même ordre de grandeur que celles mesurées pour les faibles concentrations.
- Les concentrations mesurées dans les végétaux ont tendance à être sous estimées pour les fortes contaminations. Ceci limite l'hypothèse que l'écart observé entre le modèle et la réalité soit fortement dû à la préparation des échantillons.

## **5.2.2 Mode probabiliste**

Dans le mode probabiliste, les calculs ont été faits en considérant les paramètres comme des distributions et non des valeurs déterministes simples. Pour chaque valeur du modèle 1000 tirages statistiques ont été faits.



En analysant la figure 21, on peut observer que les deux approches déterministes et probabilistes donnent le même type de résultat au niveau de la dispersion. Il existe cependant une différence notable entre les deux modèles comme le montre la figure 22. Le modèle probabiliste tend à donner des valeurs de contamination plus importante que le modèle déterministe. Le modèle probabiliste donne donc des résultats légèrement, mais significativement, plus proche des concentrations mesurées.



### 5.3 Conclusion sur le modèle

L'étendue de la dispersion des résultats obtenus après modélisation montre que quelques soient les échantillons, le modèle ne capture pas la variabilité des phénomènes en cause et leurs effets. Lorsque l'on travail avec les poids frais avec la valeur de chaque échantillon plutôt que celle déterministe, fixée pour l'ensemble de la catégorie, on améliore nettement la réponse du modèle, ce qui tient à montrer l'importance du paramétrage. L'analyse des courbes végétal par végétal, n'apporte pas plus d'information. Il semble difficile d'établir des conclusions sur tel ou tel type de végétaux, d'autant que plus que les mesures ne représentent pas la contamination réelle mais celle après lavage et préparation des échantillons. Le modèle comporte en outre le calcul de la dispersion du polluant, l'absorption par les racines, la remise en suspension de terre et le dépôt. Il est donc difficile de mettre en évidence l'impact seul du dépôt qui, au regard du modèle, ne contribue en sus qu'à 22 % de la contamination totale dans cette étude où les sols présentent une concentration en plomb élevée liée aux forts rejets passés.

La tendance, quand même sensible, de sous évaluer les fortes contaminations laisse à penser qu'un autre phénomène pourrait jouer sur la contamination des végétaux. Une irrigation domestique, utilisant de la récupération d'eau de pluie provenant du ruissellement sur les toits (fortement contaminé en poussières) pourrait être un de phénomènes contribuant à cette sous-évaluation.

Enfin, le modèle probabiliste semble donner des résultats plus proches de la réalité que le modèle déterministe.

## 6 Perspectives

### 6.1 Déterminisme et probabilisme

Définitions :

Le déterminisme, en évaluation de risque sanitaire, consiste à considérer que les paramètres sont fixes, déterminés et ne peuvent prendre qu'une valeur. Ceci amène à exprimer le résultat de la même façon, en le caractérisant par une valeur définie.

Le probabilisme consiste à considérer que les événements et les résultats sont liés à des probabilités d'apparition. Ainsi on n'a pas uniquement une valeur de sortie comme résultat, mais une distribution de probabilités de résultats possibles.

Intérêts et limites :

Il existe plusieurs stratégies pour utiliser des modèles prédictifs. Nous allons les énoncer et essayer de comprendre leurs atouts et leurs inconvénients.

Il est possible dans une première approche de travailler avec un modèle déterministe en utilisant des paramètres fixes, toujours constants quel que soit le cas d'étude. Les paramètres du modèle peuvent être calculés sur la base de valeur moyenne ou médiane. Cette méthode possède l'avantage de pouvoir comparer les résultats obtenus dans chaque étude facilement, puisque le calcul des risques se fait toujours de la même façon. En outre, ce type de modèle est simple d'utilisation : l'utilisateur a juste à fournir certaines valeurs d'entrée qu'il doit mesurer ou calculer dans sa situation et lancer le calcul pour obtenir un résultat. L'inconvénient majeur de ce type d'approche est que le résultat a peu de chance de représenter la réalité du phénomène modélisé. Ce type d'approche pourra donc être utilisé pour des cas peu complexes et ne donne qu'un résultat qualitatif. La valeur fournie par le modèle ne pourra pas être utilisée en tant que données fiables. Cette démarche est suffisante lorsque l'on est dans des situations extrêmes : risque extrêmement faible ou risque fort par rapport à une notion d'acceptabilité (excès de risque, norme...). Lorsque le risque obtenu est proche de la valeur limite, il est difficile de conclure sur la seule base de ce type de résultat, sauf si l'on définit des règles de gestion non liées aux risques réels. C'est une approche conventionnelle qui n'a pas pour vocation à prédire mais bien à comparer à des seuils de gestion.

Une approche possible est de travailler avec des modèles déterministes, permettant un choix initial de valeur correspondant à des situations différentes. Ainsi le créateur du modèle édite des profils que l'utilisateur choisira. Par exemple, s'il veut étudier la migration de polluants dans les sols, il pourra sélectionner un jeu de valeur correspondant à un sol calcaire ou argileux. Le créateur du modèle devra fixer le jeu de valeur et limiter les alternatives aux éléments jugés déterminants, sinon on retourne à du cas par cas. Cette approche a l'avantage de tenir compte de la spécificité des situations. Les paramètres sont choisis par l'utilisateur en connaissance de cause et la réflexion qui a amené à privilégier une valeur plutôt qu'une autre est justifiée, au contraire d'une valeur par défaut passe-partout. Il existe néanmoins des inconvénients à cette méthode. Tout d'abord, il est difficile d'éditer des profils pour chaque situation donnée. De plus, les phénomènes naturels et biologiques ne sont pas toujours constants dans le temps et dans l'espace. Il faut, en outre, s'assurer que les mesures et leurs protocoles qui ont permis de qualifier la situation (concentration dans le sol, par exemple) soient bien représentatifs de la situation. Dans le cas d'une erreur de choix de profil, le résultat peut être plus éloigné de la réalité que si l'on avait utilisé un paramètre par défaut moyen. L'autre inconvénient majeur est que l'on ne peut plus comparer les résultats des études entre elles de la même façon.

Enfin, on peut travailler dans un mode probabiliste. La création de distribution de probabilité tient compte de l'ensemble des observations qui ont été réalisés et laisse possible l'apparition d'une valeur, même extrême. On peut ainsi éditer une unique distribution qui est censée représenter l'ensemble des événements probables. L'avantage de cette méthode est que l'on a une information riche en sortie de modèle : dans les situations intermédiaires, il est important de savoir si l'on est plus proche de 1% de chance de dépasser une valeur limite que de 30 ou 40 %, même si la valeur la plus probable reste très en dessous du seuil d'acceptabilité. Les études peuvent être en outre comparées entre elles puisqu'elles utilisent les mêmes paramètres. Cependant, la définition des distributions est complexe et comporte des risques. En effet, pour définir des probabilités, il faut un nombre important de données. Cependant ce problème peut être atténué : on peut faire des hypothèses et les affirmer après coup, si le paramètre apparaît sensible ou pas. L'inconvénient majeur de cette méthode reste sa complexité. L'interprétation du résultat peut, elle aussi, être complexe. Le sens d'une distribution statistique peut facilement être galvaudée (voir 6.2) et apporter de la confusion. Un modèle trop complexe, compréhensible uniquement par des experts peut générer des difficultés de communication sur les résultats et un manque paradoxal de crédibilité.

## 6.2 Variabilité/Incertitude

Il est important de bien définir les notions d'incertitude et la notion de variabilité. Car l'utilisation de résultat probabiliste amène bien souvent une confusion et une utilisation non justifiée de la notion d'incertitude.

La variabilité engendre une fluctuation d'un paramètre naturel vis-à-vis d'un standard. Par exemple, la surface foliaire de deux végétaux de la même espèce au même stade de développement peut être différente. L'utilisation du probabilisme permet alors de tenir compte de cette variabilité. On pourra comprendre ainsi, en regardant le résultat en sortie du modèle, comment la surface agit sur la contamination : la variabilité de la surface des végétaux engendre-t-elle une variabilité importante de la contamination ? On a donc un résultat **qualitatif**. La prise en compte de la variabilité diminue donc l'incertitude sur le résultat mais **ne permet pas de quantifier l'incertitude** du résultat.

## 6.3 Limite du quantitatif / intérêt du qualitatif

L'optimisation d'un modèle ne se limite pas à optimiser la précision de ses résultats quantitatifs. La compréhension du sens d'un résultat et la définition de ses limites d'utilisations contribuent aussi à une information profitable à l'évaluateur des risques et au gestionnaire.

Ce n'est pas parce qu'un modèle ne donne pas de résultats quantitatifs proches d'un cas réel qu'il n'est ni bon ni utile. On peut quand même en tirer de l'information. Le décalage entre le réel et le modélisé peut mettre en évidence la présence de phénomènes négligés et donc contribuer à la compréhension des mécanismes de contamination engendrant des risques sanitaires.

## 6.4 La démarche éthique

La transparence :

L'amélioration d'un modèle consiste aussi à ce qu'il soit accepté par l'ensemble des parties concernées par son utilisation. La création de modèle dit fermé, où les codes de calcul sont inaccessibles et les paramètres de fonctionnements intouchables, ne peut garantir la notion de transparence, érigée comme un des principes de l'évaluation des risques sanitaires. Cette nécessité doit permettre de rendre accessible à tout un chacun le contenu du modèle pour qu'il puisse être discuté et remis à niveau si besoin est.

Un modèle ne représente que les connaissances que l'on a d'un phénomène à un moment donné. Il est dépendant de l'état des connaissances scientifiques. Or ce savoir peut évoluer au gré des études et des expérimentations. Il est donc nécessaire de créer des modèles « ouvrables » et « révisables ».

La justification :

La transparence ne suffit pas à garantir une démarche éthique complète. Car critiquer un modèle pour quelqu'un qui n'est pas spécialiste du sujet est difficile. Lorsque l'on crée un modèle, il faut justifier un à un les choix qui ont amené à la définition et l'utilisation des équations et des paramètres. Les hypothèses de simplification ou d'approximation doivent être énoncées. Ainsi, on se doit de vérifier et de citer clairement les sources qui ont permis le paramétrage d'un modèle.

## Conclusion

L'idée communément admise du modèle « boîte noire » omnipotent commence à s'effriter peu à peu. Les différences de résultats obtenus par intercomparaison de modèles ou par comparaison avec des mesures expérimentales, mettent en exergue le besoin de transparence et de justification des stratégies scientifiques de modélisation. La comparaison du modèle INERIS avec un cas réel, a permis de soulever la complexité d'obtention de résultats quantitatifs satisfaisants. La multitude des phénomènes pris en compte dans les modèles multimédia rend difficile l'attribution de l'incertitude du résultat à l'un d'entre eux en particulier. Si l'on veut optimiser les modèles, il est nécessaire alors d'étudier spécifiquement et de façon approfondie les mécanismes modélisés.

Le travail fourni dans ce mémoire, centré uniquement sur le mécanisme de dépôt sur les végétaux, a permis de comparer les différentes solutions proposées par les experts sur le sujet. Après analyse des références bibliographiques lues dans les guides d'utilisations de modèle ou proposées par les groupes d'expert, la définition de certains paramètres s'est révélée peu argumentée, voire galvaudée.

Afin d'améliorer la prise en compte de la variabilité de certains phénomènes, la construction argumentée et justifiée de distributions statistiques de paramètres a été effectuée. Même si, en l'état actuel du modèle, cette optimisation ne peut à elle seule améliorer grandement les résultats en sortie, les différences entre le modèle déterministe et probabiliste sont visibles.

L'amélioration d'un modèle ne consiste pas seulement à avoir un résultat quantitatif qui colle au mieux à une situation donnée, cette démarche comportant des risques évidents de dépendance à une connaissance factuelle, parfois incertaine (Oreskes, 1998). L'analyse des données qualitatives des modèles peut s'avérer précieuse, tout comme la connaissance des limites de l'outil. Il faut garder en mémoire que l'analyse des risques sanitaires n'est pas une science fondamentale garantissant avec certitude un résultat. Les démarches éthiques de transparence, de justification et de limitation de l'outil contribuent aussi à son amélioration.

---

## Bibliographie

---

AGRESTE, Rendements cultureux 2006, Ministère de l'Agriculture et de la pêche

Anspaugh L. R., Koranda J. J. and Kennedy N. C., 1986, Assessment of radiation Dose to sheep Wintering in the vicinity of the Nevada test site in 1953 (edited by L. R. Anspaugh and J.J. Koranda), DOE-239 (Las Vegas, NV 89114 : US. Departement of energy)

Baes C.F.III, 1984, A review and analysis of parameters for assessing transport of environmentally released radionuclides through agriculture, ORNL-5786

Berthelsen, B.O., Steinnes, E., Solberg, W. and Jingsen, L.. 1995 Heavy-metal concentrations in plants in relation to atmospheric heavy-metal deposition. Journal of Environmental Quality, 23, 5,1018-1026

Bonnard R, 2003, Evaluation de l'impact sur la santé des rejets atmosphériques des tanches charbon d'une grande installation de combustion, INERIS

Burton CA, 1966, A graphical Method for calculating the dose in man from individual radionuclides in fallout, UCRL-14992, University of California Radiation laboratory, Livermore, California

Carini F. and Bengtsson, 1999, Post-deposition transport of radionuclides in fruit, journal of environmental radioactivity 53 (2001) 215-236

Chamberlain A.C, 1970, Interception and retention of radioactive aerosols by vegetation. Atmospheric Environment n°4, p57

Douay F., Pruvot C., Sterckeman T., Cieselski H., 2001. Programme de recherches Concertés. Environnement et Activités humaines : Compléments sur la connaissance des teneurs en métaux (Cd, Pb et Zn) de végétaux cultivés dans les exploitations agricoles aux alentours des sites métallurgique de Noyelles-Godault et d'Auby. Influence des retombées de poussières sur la contamination de cultures potagères. 63p.

Douay F., Roussel H., Pruvot C., Lorette A., Fourrier H, Assessment of a remediation using the replacement of contaminated soils in kitchen gardens from the neighbourhood of a smelter in the Northern France. Laboratoire Sols et environnement , Institut Supérieur d'Agriculture.

Douay, F., Pruvot, C., Mazzuca, M., Howsam, M., Fourrier, H., De Saint-Mathieu, A., Waterlot, C., 2005. Cadmium, lead and Zinc concentrations in soil and vegetables from kitchen gardens in urban and highly-contaminated areas of Northern France : Evaluation of the risk of population exposure, 9th international FZK / TNO conference on soil-water systems, Bordeaux, France

GRNC, Groupe Radioécologique Nord Cotentin, 2ème mission, 2002, "Analyse de sensibilité et d'incertitude sur le risque de leucémie attribuable aux installations nucléaires Nord-Cotentin

IAEA, 1992, Modelling of resuspension, seasonality and losses during food processing. First report of the VAMP terrestrial working group, IAEA-TECDOC-647

IAEA, 1996, Modelling of radionuclide interception and loss processes in vegetation and of transfer in semi-natural ecosystems, second report of the VAMP Terrestrial Working Group, IAEA-TECDOC-857

IRSN, Calmont Ph., 2006, Equations et paramètres du logiciel ASTRAL V2.3 (révision du document 05-19), Rapport DEI/SECRE n° 06-47

IRSN, Durand V. et Rommens C., Etude régionalisée de l'impact d'une pollution radioactive accidentelle sur une prairie permanente, rapport DEI/SESURE 2006-01

Kachenko, A. and Singh, B., 2004. Heavy metals contamination of home grown vegetables near metal smelters in NSW, SuperSoil 2004: 3rd Australian New Zealand Soils Conference, University of Sydney, Australia

Kinnersley, R. P., Shaw, G., Bell, J.N.B, Minsky, M. J. and Goddard A. J. H., 1996, Loss of particulate contaminants from plant canopies under wet and dry conditions, Environmental Pollution, Vo. 91, N°2, pp. 227-235

Madiz-Escande C., Santucci P., 2005, Weather-dependent change of cesium, strontium, barium and tellurium contamination, deposited as aerosols on various cultures, Journal of environmental radioactivity 84 417-439

Müller H and Pröhl, 1993, ECOSYS-87 : A dynamic Model for Assessing radiological consequences of nuclear accidents, Health Phys. 64(3):232-252;1993

Napier, B. A., 2006, Alternative conceptual models for assessing food chain Pathways in Biosphere Models, Pacific Northwest National Laboratory, U.S. nuclear Regulatory Commission, NUREG/CR-6910n PNNL-15872

Ng YC, Thompson SE, 1996; Prediction of the maximum Dosage to man from the fallout of nuclear devices II. Estimation of the Maximum Dose from Internal Emitters, UCRL-50163 Part II, University of California Radiation Laboratory, Livermore, California

Oreskes N, 1998, Evaluation (not validation) of quantitative models, Environmental Health perspective, vol 106, sup 6, 1998

Pilegaard, K. and Johnsen, I., 1984, Heavy Metal uptake from air and soil by transplanted plants of *Achillea millefolium* and *Hordeum vulgare*, Ecological bulletin, (36), 97-102.

Pröhl and Hoffman, 1993, The interception, initial retention and post-deposition retention by vegetation of wet and dry deposited radionuclides

Rasmuson and Rautenstrauch, 2004, Agricultural and environmental Input Parameters for the Biosphere Model, Bechtel SAIC, DOC.20040915.0007

Renaud Ph, Réal J, Maubert H, and Roussel-Debet S, 1999, Dynamic modelling of the caesium, strontium and ruthenium transfer to grass and vegetables, Health physics, Vol. 76, n°5, 1999

Ringard C., Rommens C., Duffa C., 2002. Adaptation du programme de calcul du groupe radioécologique au volet chimique, IPSN, Note technique SEGR/SAER/01-64 Indice 1

Rommens, C., 1997, Etude bibliographique et choix des données par défaut pour les logiciels de calcul des impacts dosimétriques, Note technique SEGR/SAER/97 n° 25

Rommens, C., 2001, Bilan des informations disponibles sur les paramètres agronomiques pour le Groupe Radioécologique Nord Cotentin, Rapport IPSN/Département de protection de l'environnement – Sernat

Romney E. M., 1963, Contamination of plant foliage with radioactive fallout, Ecology 44, 343-349

- Sehmel G. A., 1980, Particules resuspension : a review, Environ. Int'l. 4, 107-127
- Sheppard, S.C. and Evenden, W.G, 1992, Concentration enrichment of sparingly soluble contaminants (U, Th and Pb) by erosion and by soil adhesion to plants and skin, Environmental geochemistry and health, 1992, 14(4), p 121-131
- Smith W. J. II, Whicker F. W. and Meyer H. R., 1982, review and categorization of saltation, suspension and resuspension models, Nucl. Safety 23, 685-699
- Stewart K., 1967, The resuspension of particulate material from surfaces, in Surface contamination (edited by B. R. Fish), p. 63 (New York : Pergamon Press).
- Thiessen K. M., Thorne M. C., Maul P.R., Pröhl G., Wheater H.S, 1999, Modelling radionuclide distribution and transport in the environment, Environmental pollution 100 (1999) 151-177
- US-EPA, 2005, Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities, EPA530-R-05-006, office of solid Waste and Emergency Response
- Voutsas, D., Grimanis, A. and Samara, C., 1996. Trace elements in vegetables grown in an industrial area in relation to soil and air particulate matter. Environmental pollution, 94(3)/ 325-335
- Ward Whiker, .F. and Kirchnert T. B., 1987, Pathway : a dynamic food-chain model to predict radionuclide ingestion after fallout deposition, Health Physics Vol. 32. No. 6 (June), pp. 717-737
- Watmough, S.A., Hutchinson T. C. and Evans, R. D., 1998, The distribution of Zn and Pb applied to white spruce foliage at ambient concentrations under different pH regimes, Environmental and Experimental Botany 41 (1999) 83-92
- Watterson J.D and Nicholson K.W, 1995, Dry deposition and interception of 4-22  $\mu\text{m}$  Diameter Particles to a lettuce crop, J.Aerosol Science, Vol 27, N°5 pp. 759-767, 1996
- Won Tae Hwang, eun Han Kim, Kyung Suk Suh, Hyo Joon Jeong, Moon Hee Han, Chang Woo Lee, 2003, Influence of predictive contamination to agricultural products due to dry and wet processes during an accidental release of radionuclides, Annals of nuclear energy 30 (2003) 1457-1471

---

## Liste des annexes

---

Annexe 1 : Fractions d'interception issues de la bibliographie

Annexe 2 : Facteurs de translocation issus de la bibliographie

Annexe 3 : Données Z-score pour la fraction interceptée (herbe)

Annexe 4 : Données Z-score pour la fraction interceptée (légumes feuilles)

Annexe 5 : Données Z-score pour la fraction interceptée (fruits, groupe Cs)

Annexe 6 : Données Z-score pour la fraction interceptée (fruits groupe Sr)

Annexe 7 : Données Z-score pour la fraction interceptée (légumes fruits)

Annexe 8 : Données Z-score pour la fraction interceptée (céréales)

Annexe 9 : Données Z-score pour la translocation (fruits)

# Annexes

## Annexe 1 : Fractions d'interception issues de la bibliographie

Variable	Valeur	Eléments	Végétaux	Stade croissance	Référence
Rc	0,5	Cs	cr : blé	spé : shooting	Madoz-Escande et santucci, 2005
Rc	0,5	Cs	cr : blé	spé : earing	Madoz-Escande et santucci, 2005
Rc	0,5	Sr	cr : blé	spé : shooting	Madoz-Escande et santucci, 2005
Rc	0,56	SiO2	cr : blé	ndf	Watterson et Nicholson, 1995
Rc	0,65	SiO2	cr : blé	ndf	Watterson et Nicholson, 1995
Rc	0,5	Sr	cr : blé	spé : earing	Madoz-Escande et santucci, 2005
Rc	0,3	Cs	lfr : haricot	spé : young	Madoz-Escande et santucci, 2005
Rc	0,4	Cs	lfr : haricot	spé : pre_flowering	Madoz-Escande et santucci, 2005
Rc	0,7	Cs	lfr : haricot	spé : flowering	Madoz-Escande et santucci, 2005
Rc	0,6	Cs	lfr : haricot	spé : mature	Madoz-Escande et santucci, 2005
Rc	0,3	Sr	lfr : haricot	spé : young	Madoz-Escande et santucci, 2005
Rc	0,4	Sr	lfr : haricot	spé : pre_flowering	Madoz-Escande et santucci, 2005
Rc	0,7	Sr	lfr : haricot	spé : flowering	Madoz-Escande et santucci, 2005
Rc	0,6	Sr	lfr : haricot	spé : mature	Madoz-Escande et santucci, 2005
Rc	0,7	Cs	lr : radis	spé : young leaves	Madoz-Escande et santucci, 2005
Rc	0,7	Sr	lr : radis	spé : young leaves	Madoz-Escande et santucci, 2005
Rc	0,8	Sr	lf : laitue	spé : early mature	Madoz-Escande et santucci, 2005
Rc	0,8	Cs	lf : laitue	spé : early mature	Madoz-Escande et santucci, 2005
Rc	0,71	SiO2	lf : laitue	ndf	Watterson et Nicholson, 1995
Rc	0,88	SiO2	lf : laitue	ndf	Watterson et Nicholson, 1995
Rc	0,88	SiO2	lf : laitue	ndf	Watterson et Nicholson, 1995
Rc	0,81	SiO2	lf : laitue	ndf	Watterson et Nicholson, 1995
Rc	0,8	Sr	gr : herbe	spé : 1-year old	Madoz-Escande et santucci, 2005
Rc	0,8	Cs	gr : herbe	spé : 1-year old	Madoz-Escande et santucci, 2005
Rc	1,1	TcO42-	gr : herbe (fescue)	*	IAEA, Pröhl et Hoffman, 1996
Rc/Rdt	0,24	ndf	gr : herbe	spé : 15 mars	IRSN, Durand, 2006
Rc/Rdt	0,5	ndf	gr : herbe	spé : 01 mai	IRSN, Durand, 2006
Rc/Rdt	0,48	ndf	gr : herbe	spé : 15 septembre	IRSN, Durand, 2006
Rc/Rdt	0,27	ndf	gr : herbe	spé : 01 novembre	IRSN, Durand, 2006
Rc/Rdt	0,25	ndf	gr : herbe	spé : 15 mars	IRSN, Durand, 2006
Rc/Rdt	0,49	ndf	gr : herbe	spé : 01 mai	IRSN, Durand, 2006
Rc/Rdt	0,46	ndf	gr : herbe	spé : 15 septembre	IRSN, Durand, 2006
Rc/Rdt	0,26	ndf	gr : herbe	spé : 01 novembre	IRSN, Durand, 2006
Rc/Rdt	0,26	ndf	gr : herbe	spé : 15 mars	IRSN, Durand, 2006
Rc/Rdt	0,368	ndf	gr : herbe	spé : 01 mai	IRSN, Durand, 2006
Rc/Rdt	0,42	ndf	gr : herbe	spé : 15 septembre	IRSN, Durand, 2006
Rc/Rdt	0,73	ndf	gr : herbe	spé : 01 novembre	IRSN, Durand, 2006
Rc	0,367	Cs	fr : feuille de fraisier	spé : Anthesis	Ould-Dada, 2003
Rc	0,292	Cs	fr : feuille de fraisier	spé : ripening	Ould-Dada, 2003

Rc	0,0023	Cs	fr : fraise	spé : Anthesis	Ould-Dada, 2003
Rc	0,0116	Cs	fr : fraise	spé : ripening	Ould-Dada, 2003
Rc	0,303	Sr	fr : feuille de fraisier	spé : ripening	Ould-Dada, 2003
Rc	0,012	Sr	fr : fraise	spé : ripening	Ould-Dada, 2003
Rc	0,685	Cs	fr : feuille d'un pied de tomate	spé : anthesis	Brambilla, 2001
Rc	0,628	Sr	fr : feuille d'un pied de tomate	spé : anthesis	Brambilla, 2001
Rc	0,906	Zn	fr : feuille d'un pied de tomate	spé : anthesis	Brambilla, 2001
Rc	0,324	Cs	fr : feuille d'un pied de tomate	spé : ripening	Brambilla, 2001
Rc	0,313	Sr	fr : feuille d'un pied de tomate	spé : ripening	Brambilla, 2001
Rc	0,482	Zn	fr : feuille d'un pied de tomate	spé : ripening	Brambilla, 2001
Rc	0,01	Cs	fr : tige d'un pied de tomate	spé : ripening	Brambilla, 2001
Rc	0,012	Sr	fr : tige d'un pied de tomate	spé : ripening	Brambilla, 2001
Rc	0,018	Zn	fr : tige d'un pied de tomate	spé : ripening	Brambilla, 2001
Rc	0,067	Cs	fr : tige d'un pied de tomate	spé : ripening	Brambilla, 2001
Rc	0,057	Sr	fr : tige d'un pied de tomate	spé : ripening	Brambilla, 2001
Rc	0,084	Zn	fr : tige d'un pied de tomate	spé : ripening	Brambilla, 2001
Rc	0,016	Cs	fr : tomate rouge	spé : ripening	Brambilla, 2001
Rc	0,014	Sr	fr : tomate rouge	spé : ripening	Brambilla, 2001
Rc	0,019	Zn	fr : tomate rouge	spé : ripening	Brambilla, 2001
Rc	0,022	Cs	fr : tomate verte	spé : ripening	Brambilla, 2001
Rc	0,019	Sr	fr : tomate verte	spé : ripening	Brambilla, 2001
Rc	0,026	Zn	fr : tomate verte	spé : ripening	Brambilla, 2001
Rc	0,6	Cs	fr : pomme	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,76	Cs	fr : pomme	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,65	Cs	fr : pomme	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,29	Cs	fr : vigne	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,31	Cs	fr : vigne	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,47	Cs	fr : vigne	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,34	Cs	fr : vigne	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,29	Cs	fr : vigne	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,4	Cs	fr : vigne	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,36	Cs	fr : vigne	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,34	Cs	fr : vigne	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,38	Cs	fr : vigne	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,4	Cs	fr : vigne	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,39	Cs	fr : vigne	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,45	Cs	fr : vigne	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,48	Cs	fr : vigne	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,6	Cs	fr : vigne	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,34	Cs	fr : fraise	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,58	Cs	fr : fraise	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,48	Cs	fr : fraise	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,71	Cs	fr : fraise	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,77	Cs	fr : fraise	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,67	Cs	fr : fraise	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,51	Sr	fr : pomme	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,6	Sr	fr : pomme	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,52	Sr	fr : pomme	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,03	Sr	fr : vigne	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,03	Sr	fr : vigne	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,07	Sr	fr : vigne	ndf	carini, bengesston, 2001
Rc	0,08	Sr	fr : vigne	ndf	carini, bengesston, 2001

Rc	0,18	Sr	fr : fraise	ndf	carini, bengsston, 2001
Rc	0,26	Sr	fr : fraise	ndf	carini, bengsston, 2001
Rc	0,22	Sr	fr : fraise	ndf	carini, bengsston, 2001
Rc	0,27	Sr	fr : fraise	ndf	carini, bengsston, 2001
Rc	0,36	Sr	fr : fraise	ndf	carini, bengsston, 2001
Rc	0,37	Sr	fr : fraise	ndf	carini, bengsston, 2001
Rc	0,8	Sr	gr : herbe	spé : 1-year old	Madoz-Escande et santucci, 2005
Rc	0,8	Cs	gr : herbe	spé : 1-year old	Madoz-Escande et santuc ci, 2005
Rc	0,768	*	gr : herbe	spé : 15 mars	IRSN, Durand, 2006
Rc	0,75	*	gr : herbe	spé : 01 mai	IRSN, Durand, 2006
Rc	0,816	*	gr : herbe	spé : 15 septembre	IRSN, Durand, 2006
Rc	0,81	*	gr : herbe	spé : 01 novembre	IRSN, Durand, 2006
Rc	0,8	*	gr : herbe	spé : 15 mars	IRSN, Durand, 2006
Rc	0,833	*	gr : herbe	spé : 01 mai	IRSN, Durand, 2006
Rc	0,69	*	gr : herbe	spé : 15 septembre	IRSN, Durand, 2006
Rc	0,78	*	gr : herbe	spé : 01 novembre	IRSN, Durand, 2006
Rc	0,832	*	gr : herbe	spé : 15 mars	IRSN, Durand, 2006
Rc	0,57	*	gr : herbe	spé : 01 mai	IRSN, Durand, 2006
Rc	0,714	*	gr : herbe	spé : 15 septembre	IRSN, Durand, 2006
Rc	0,73	*	gr : herbe	spé : 01 novembre	IRSN, Durand, 2006

## Annexe 2 : Facteurs de translocation issus de la bibliographie

Variable	valeur	élément	végétaux	Type de valeur	Référence
F	0,00851	Sr	cr : blé	spé : shooting	Madoz-Escande et santucci, 2005
F	0,0222	Sr	cr : blé	spé : earing	Madoz-Escande et santucci, 2005
F	0,00525	Sr	lf : haricot	spé : young sprout	Madoz-Escande et santucci, 2005
F	0,0111	Sr	lf : haricot	spé : pre_flowering	Madoz-Escande et santucci, 2005
F	0,0232	Sr	lf : haricot	spé : flowering	Madoz-Escande et santucci, 2005
F	0,119	Sr	lf : haricot	spé : mature	Madoz-Escande et santucci, 2005
F	0,0488	Sr	lr : radis	spé : young leaves	Madoz-Escande et santucci, 2005
F	0,022	Sr	fr : pomme golden	*	Carini, Bengtsson, 2001
F	0	Sr	fr : pomme aroma	spé : mature fruit	Carini, Bengtsson, 2002
F	0	Sr	fr : pomme aroma	spé : fruit de masse 46,5g	Carini, Bengtsson, 2003
F	0	Sr	fr : pomme aroma	spé : fruit vert de masse 8,34 g	Carini, Bengtsson, 2004
F	0,008	Sr	fr : pomme golden	spé : fruit vert de masse 8,34 g	Carini, Bengtsson, 2005
F	0,0002	Sr	fr :myrtille	*	Carini, Bengtsson, 2006
F	0,021	Sr	fr : groseille	*	Carini, Bengtsson, 2007
F	0,025	Sr	fr : raisin Riestling	*	Carini, Bengtsson, 2008
F	0,0073	Sr	fr : raisin pinot blanc	spé : début de maturation	Carini, Bengtsson, 2009
F	0,0009	Sr	fr : raisin chardonnay	spé : fruit vert de masse 8,34 g	Carini, Bengtsson, 2010
F	0,00004	Sr	fr :orange	*	Carini, Bengtsson, 2011
F	0,0098	Sr	fr : poire conference	spé : fruit vert	Carini, Bengtsson, 2012
F	0,00003	Sr	fr : groseille	*	Carini, Bengtsson, 2013
F	0,003	Sr	fr : fraise	*	Carini, Bengtsson, 2014
F	0,016	Sr	fr : fraise	spé : floraison	Carini, Bengtsson, 2015
F	0,022	Sr	fr : fraise	spé : maturation	Carini, Bengtsson, 2016

Annexe 3 : Données Z-score pour la fraction interceptée (herbe)

Rank	P(x)	NormSInverse	lognormale	InvLogstc	Exponential	Weibull	Beta (1,1)	Beta (1,10)	X
1	0,05	-1,66	0,41	-2,97	0,05	0,22	0,05	0,00	0,57
2	0,12	-1,18	0,66	-2,01	0,13	0,35	0,12	0,01	0,69
3	0,19	-0,89	0,89	-1,47	0,21	0,46	0,19	0,02	0,71
4	0,26	-0,65	1,12	-1,06	0,30	0,54	0,26	0,03	0,73
5	0,33	-0,45	1,38	-0,72	0,40	0,63	0,33	0,04	0,75
6	0,40	-0,26	1,66	-0,42	0,50	0,71	0,40	0,05	0,77
7	0,47	-0,09	1,98	-0,14	0,63	0,79	0,47	0,06	0,78
8	0,53	0,09	2,36	0,14	0,77	0,87	0,53	0,07	0,80
8	0,53	0,09	2,36	0,14	0,77	0,87	0,53	0,07	0,80
8	0,53	0,09	2,36	0,14	0,77	0,87	0,53	0,07	0,80
11	0,74	0,65	4,15	1,06	1,36	1,17	0,74	0,13	0,81
12	0,81	0,89	5,24	1,47	1,67	1,29	0,81	0,15	0,82
13	0,88	1,18	7,06	2,01	2,14	1,46	0,88	0,19	0,83
14	0,95	1,66	11,34	2,97	3,02	1,74	0,95	0,26	0,83

Annexe 4 : Données Z-score pour la fraction interceptée (légumes feuilles)

Rank	P(x)	NormSInverse	lognormale	InvLogstc	Exponential	Weibull	Beta (1,1)	Beta (1,10)	X
1	0,11	-1,23	0,48	-2,10	0,12	0,34	0,11	0,01	0,71
2	0,27	-0,63	0,88	-1,02	0,31	0,56	0,27	0,03	0,80
2	0,27	-0,63	0,88	-1,02	0,31	0,56	0,27	0,03	0,80
4	0,58	0,20	2,01	0,32	0,86	0,93	0,58	0,08	0,81
5	0,73	0,63	3,08	1,02	1,33	1,15	0,73	0,12	0,88
5	0,73	0,63	3,08	1,02	1,33	1,15	0,73	0,12	0,88

Annexe 5 : Données Z-score pour la fraction interceptée (fruits, groupe Cs)

Rank	P(x)	NormSInverse	lognormale	InvLogstc	Exponential	Weibull	Beta (1,1)	Beta (1,10)	X
1	0,03	-1,95	0,20	-3,64	0,03	0,16	0,03	0,00	0,29
2	0,06	-1,54	0,31	-2,72	0,06	0,25	0,06	0,01	0,29
3	0,10	-1,29	0,39	-2,21	0,10	0,32	0,10	0,01	0,30
4	0,14	-1,10	0,48	-1,86	0,15	0,38	0,14	0,01	0,31
5	0,17	-0,95	0,56	-1,57	0,19	0,43	0,17	0,02	0,34
6	0,21	-0,81	0,64	-1,34	0,23	0,48	0,21	0,02	0,34
7	0,24	-0,69	0,72	-1,13	0,28	0,53	0,24	0,03	0,34
8	0,28	-0,58	0,80	-0,94	0,33	0,57	0,28	0,03	0,36
9	0,32	-0,47	0,89	-0,77	0,38	0,62	0,32	0,04	0,37
10	0,35	-0,37	0,99	-0,60	0,44	0,66	0,35	0,04	0,38
11	0,39	-0,28	1,09	-0,45	0,50	0,70	0,39	0,05	0,39
12	0,43	-0,18	1,19	-0,29	0,56	0,75	0,43	0,05	0,40
13	0,46	-0,09	1,31	-0,15	0,62	0,79	0,46	0,06	0,40
14	0,50	0,00	1,43	0,00	0,69	0,83	0,50	0,07	0,43
15	0,54	0,09	1,57	0,15	0,77	0,88	0,54	0,07	0,45
16	0,57	0,18	1,72	0,29	0,85	0,92	0,57	0,08	0,47
17	0,61	0,28	1,89	0,45	0,94	0,97	0,61	0,09	0,48
18	0,65	0,37	2,08	0,60	1,04	1,02	0,65	0,10	0,48
19	0,68	0,47	2,30	0,77	1,15	1,07	0,68	0,11	0,58
20	0,72	0,58	2,56	0,94	1,27	1,13	0,72	0,12	0,60
21	0,76	0,69	2,86	1,13	1,41	1,19	0,76	0,13	0,60
22	0,79	0,81	3,23	1,34	1,57	1,25	0,79	0,15	0,65
23	0,83	0,95	3,70	1,57	1,76	1,33	0,83	0,16	0,67
24	0,86	1,10	4,32	1,86	2,00	1,41	0,86	0,18	0,70
25	0,90	1,29	5,21	2,21	2,32	1,52	0,90	0,21	0,71
26	0,94	1,54	6,67	2,72	2,78	1,67	0,94	0,24	0,76
27	0,97	1,95	10,08	3,64	3,67	1,91	0,97	0,31	0,77

Annexe 6 : Données Z-score pour la fraction interceptée (fruits groupe Sr)

Rank	P(x)	NormSInverse	lognormale	InvLogstc	Exponential	Weibull	Beta (1,1)	Beta (1,10)	X
1	0,05	-1,62	0,28	-2,90	0,05	0,23	0,05	0,01	0,08
2	0,13	-1,14	0,46	-1,93	0,14	0,37	0,13	0,01	0,18
3	0,20	-0,84	0,62	-1,38	0,23	0,47	0,20	0,02	0,22
4	0,28	-0,59	0,79	-0,96	0,32	0,57	0,28	0,03	0,26
5	0,35	-0,38	0,98	-0,62	0,43	0,66	0,35	0,04	0,27
6	0,43	-0,19	1,19	-0,30	0,55	0,74	0,43	0,05	0,32
7	0,50	0,00	1,43	0,00	0,69	0,83	0,50	0,07	0,36
8	0,57	0,19	1,73	0,30	0,85	0,92	0,57	0,08	0,37
9	0,65	0,38	2,10	0,62	1,05	1,02	0,65	0,10	0,40
10	0,72	0,59	2,60	0,96	1,29	1,13	0,72	0,12	0,51
11	0,80	0,84	3,31	1,38	1,60	1,27	0,80	0,15	0,52
12	0,87	1,14	4,49	1,93	2,06	1,44	0,87	0,19	0,60

13	0,95	1,62	7,27	2,90	2,95	1,72	0,95	0,26	0,64
----	------	------	------	------	------	------	------	------	------

Annexe 7 : Données Z-score pour la fraction interceptée (légumes fruits)

Rank	P(x)	NormSInverse	lognormale	InvLogstc	Exponential	Weibull	Beta (1,1)	Beta (1,10)	X
1	0,16	-1,00	0,61	-1,67	0,17	0,42	0,16	0,02	0,30
2	0,39	-0,29	1,24	-0,46	0,49	0,70	0,39	0,05	0,40
3	0,61	0,29	2,20	0,46	0,95	0,98	0,61	0,09	0,60
4	0,84	1,00	4,47	1,67	1,84	1,36	0,84	0,17	0,70

Annexe 8 : Données Z-score pour la fraction interceptée (céréales)

Rank	P(x)	NormSInverse	lognormale	InvLogstc	Exponential	Weibull	Beta (1,1)	Beta (1,10)	X
1	0,11	-1,23	0,48	-2,10	0,12	0,34	0,11	0,01	0,50
1	0,11	-1,23	0,48	-2,10	0,12	0,34	0,11	0,01	0,50
1	0,11	-1,23	0,48	-2,10	0,12	0,34	0,11	0,01	0,50
1	0,11	-1,23	0,48	-2,10	0,12	0,34	0,11	0,01	0,50
5	0,73	0,63	3,08	1,02	1,33	1,15	0,73	0,12	0,56
6	0,89	1,23	5,64	2,10	2,21	1,49	0,89	0,20	0,65

Annexe 9 : Données Z-score pour la translocation (fruits)

Rank	P(x)	NormSInverse	lognormale	InvLogstc	Exponential	Weibull	Beta (1,1)	Beta (1,10)	X
1	0,05	-1,62	0,20	-2,90	0,05	0,23	0,05	0,01	0,00
2	0,13	-1,14	0,32	-1,93	0,14	0,37	0,13	0,01	0,00
3	0,20	-0,84	0,44	-1,38	0,23	0,47	0,20	0,02	0,00
4	0,28	-0,59	0,56	-0,96	0,32	0,57	0,28	0,03	0,00
5	0,35	-0,38	0,69	-0,62	0,43	0,66	0,35	0,04	0,00
6	0,43	-0,19	0,84	-0,30	0,55	0,74	0,43	0,05	0,01
7	0,50	0,00	1,01	0,00	0,69	0,83	0,50	0,07	0,01
8	0,57	0,19	1,22	0,30	0,85	0,92	0,57	0,08	0,01
9	0,65	0,38	1,48	0,62	1,05	1,02	0,65	0,10	0,02
10	0,72	0,59	1,83	0,96	1,29	1,13	0,72	0,12	0,02
11	0,80	0,84	2,33	1,38	1,60	1,27	0,80	0,15	0,02
11	0,80	0,84	2,33	1,38	1,60	1,27	0,80	0,15	0,02
13	0,95	1,62	5,11	2,90	2,95	1,72	0,95	0,26	0,03

## **Abstract**

A time-dependent chemical simulation model has been developed by INERIS to assess the consequences of an industrial contamination. When pollutants are not very mobile (the lead by example), direct deposition of contaminated particles from air or soil to vegetation can be an important exposure pathway. The work in this study was done in order to improve the knowledge of the deposition phenomenon and to optimize the INERIS model.

A literature review has been done in order to describe the various applications and types of models currently used to represent the deposition and retention of particles to vegetation. The deposition to vegetation involves several natural phenomena like dry and wet deposition, interception of particles, weathering, translocation or rainsplash. The main difference between the models is the parameter setting. In order to optimize the INERIS model, statistical normal distributions of interception constant and translocation factor have been realized with selected data from the literature. In a real case of lead contamination, the model has been tested with both deterministic and probabilistic parameters.

Particular reflection was placed on the issue of describing the model results, including the importance of variability and uncertainty and of strategic model choice.