

*Programme GESSOL du MATE*

*Prise en compte de l'incertitude dans l'évaluation du  
risque d'exposition aux polluants du sol*

*Rapport d'avancement No. 2*

Avril 2001  
BRGM/RP-50897-FR



*Programme GESSOL du MATE*

*Prise en compte de l'incertitude dans l'évaluation du  
risque d'exposition aux polluants du sol*

*Rapport d'avancement No. 2*

**D. Guyonnet, B. Bourguine**  
*avec la collaboration de*  
**H. Fargier (U. Paul Sabatier)**

**Avril 2001**  
**BRGM/RP-50897-FR**



**Mots clés : Critères de Qualité, Sols, Incertitude**

**En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :**

**Guyonnet, D., Bourgine, B., Fargier, H. (2001) - Programme GESSOL du MATE :  
Prise en compte de l'incertitude dans l'évaluation du risque d'exposition aux polluants  
du sol. Rapport d'avancement No. 2 Rap. BRGM R XXX.**

© BRGM, 2001, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

## Synthèse

Suite au 1<sup>er</sup> rapport d'avancement qui présentait une synthèse bibliographique sur les modèles d'absorption des métaux par les plantes, ainsi qu'une introduction au problème de la représentation de l'incertitude liée aux paramètres des modèles (approches probabiliste et possibiliste), ce 2<sup>ème</sup> rapport d'avancement propose une méthodologie permettant de combiner les deux types de représentations dans un même calcul du risque d'exposition de l'homme aux métaux du sol.

Cette méthodologie, qui permet de représenter l'incertitude de manière cohérente avec la nature de l'information dont on dispose dans la pratique, combine l'approche dite « Monte Carlo » d'échantillonnage aléatoire des distributions de probabilité, avec le calcul en nombres flous par découpage. Son application au cas d'un site dont les sols superficiels sont pollués par du Cd, permet d'illustrer les potentialités de la méthodologie proposée, et le type de support cartographique pouvant servir d'élément d'aide à la décision dans un contexte de gestion des sites et sols pollués.

Il est souligné que les calculs présentés dans ce rapport d'avancement sont provisoires, et qu'ils sont susceptibles d'être modifiés par la suite.

## Sommaire

<b>1. Introduction .....</b>	<b>7</b>
<b>2. Developpement d'un modèle « hybride » probabiliste-possibiliste.....</b>	<b>8</b>
2.1. Introduction .....	8
2.2. Présentation du modèle « hybride ».....	8
<b>3. Application au cas de sols pollués par du cadmium.....</b>	<b>12</b>
3.1. Données mesurees .....	12
3.2. Analyse géostatistique.....	13
3.3. Analyse corrélatoire Floue.....	17
3.4. Calcul du risque d'exposition et representation graphique .....	20
<b>4. Conclusions et perspectives .....</b>	<b>23</b>
<b>Références citées .....</b>	<b>25</b>



## 1. Introduction

Actuellement, la définition des objectifs de qualité des sols s'effectue sur la base d'une estimation des risques pour la santé humaine générés par ces sols, en fonction d'un scénario d'utilisation ou d'exposition. Or la connaissance relative aux paramètres qui influencent l'exposition de l'homme aux polluants du sol est, dans la pratique, toujours imparfaite. Un objectif de l'étude proposée par le BRGM dans le cadre du Programme GESSOL est de permettre de mieux valoriser la mesure, en l'intégrant de manière cohérente dans l'estimation du risque d'exposition.

La méthode qui est classiquement utilisée pour prendre en compte l'incertitude dans les modèles d'exposition est la méthode dite « Monte Carlo ». Cette méthode consiste à attribuer à chaque paramètre incertain du modèle une distribution de probabilité, et à échantillonner de manière aléatoire ces distributions. On constitue ainsi un ensemble de « scénarios » qui sont traités par le modèle, et le résultat final est exprimé sous la forme d'une distribution des fréquences relatives des risques calculés, et comparé à un risque jugé « tolérable ».

Un des principaux défauts de cette approche est lié au fait que, dans la pratique, l'information dont on dispose ne permet pas toujours de définir de véritables distributions de probabilité. En effet, cette information est souvent de nature imprécise ou incomplète : le nombre de mesures ne permet pas d'identifier des distributions statistiquement significatives. Une information de ce type se prête plutôt à une représentation « possibiliste » (par des nombres dits « flous ») que probabiliste. Lors d'une évaluation des risques, on peut imaginer que certains des paramètres du modèle d'exposition se prêtent bien à une représentation probabiliste (car les données existent), tandis que d'autres soient mieux représentés par des nombres flous (pauvreté de l'information). Un des objectifs spécifiques de l'étude proposée dans le cadre de GESSOL est de déterminer comment combiner ces deux types de représentations de l'incertitude dans un même calcul du risque d'exposition.

La méthodologie qui sera présentée ci-dessous est appliquée au cas de l'exposition de l'homme aux polluants du sol par le biais de la consommation de légumes. Le 1<sup>er</sup> rapport d'avancement de ce projet (Guyonnet, 2000) présentait une synthèse bibliographique relative aux modèles d'absorption des polluants métalliques par les plantes. Une conclusion qui s'imposait au vu des éléments présentés dans la littérature est qu'il n'existe pas, à l'heure actuelle, de modèle fiable permettant de prévoir l'absorption par la plante sur la base de teneurs totales en éléments métalliques du sol. Dès lors il convient de privilégier la mesure ; l'exemple traité montrera comment des mesures relativement incomplètes peuvent être intégrées dans l'analyse du risque.

## 2. Développement d'un modèle « hybride » probabiliste-possibiliste

### 2.1. INTRODUCTION

Le calcul par échantillonnage Monte Carlo, ainsi que le calcul en nombres flous ont été présentés dans le 1<sup>er</sup> rapport d'avancement (Guyonnet, 2000). Comme il a été rappelé en introduction, une des difficultés liée au calcul purement probabiliste est que, dans la pratique, l'information ne se prête pas toujours à une représentation statistique mais est plutôt de nature imprécise ou vague. Dans ce chapitre, une méthodologie permettant de combiner les deux approches est proposée, qui a été validée par l'équipe des Raisonnements Plausibles Décision et Méthodes de Preuves de l'Université Paul Sabatier de Toulouse.

### 2.2. PRESENTATION DU MODELE « HYBRIDE »

Le modèle hybride procède de la manière suivante. Soit un modèle  $M$  faisant intervenir un certain nombre de paramètres dont certains peuvent être représentés par des distributions de probabilité (les données existent permettant de définir ces distributions), tandis que d'autres sont mieux représentés par des nombres flous (l'information est plus « pauvre »). Pour se référer à l'exemple concret traité dans le chapitre 3, on considérera un modèle de calcul de dose de métal absorbée par une cible humaine.

On a : Dose =  $M(P_1, \dots, P_n, F_1, \dots, F_m)$

où :

$P_1$  à  $P_n$  sont les  $n$  variables pouvant être représentées par des distributions de probabilité,

$F_1$  à  $F_m$  sont les  $m$  variables pouvant être représentées par des nombres flous.

On supposera que les  $n$  variables  $P$  sont indépendantes.

Le calcul dit « hybride » consiste à :

- 1) générer  $n$  nombres aléatoires et échantillonner les  $n$  distributions de probabilité  $P_1$  à  $P_n$ . On obtient un échantillon  $(P_{x1}, \dots, P_{xn})$ ,
- 2) choisir une valeur  $\alpha$  de la fonction d'appartenance des nombres flous (en pratique on commence à la valeur 0),
- 3) sélectionner, pour chaque nombre flous  $F_1, \dots, F_m$ , les valeurs de  $F_i$  correspondant à cette valeur de  $\alpha$  ( $\alpha$ -coupes),
- 4) chercher les valeurs *min* et *max* de  $M(P_{x1}, \dots, P_{xn}, F_1, \dots, F_m)$  sur les  $\alpha$ -coupe des  $F_i$ ,

- 5) affecter ces valeurs *min* et *max* aux limites inférieure et supérieure de la  $\alpha$ -coupe de  $M(P_{x1}, \dots, P_{xn}, F_1, \dots, F_m)$  pour cette valeur de  $\alpha$ ,
- 6) répéter l'opération pour une autre valeur de  $\alpha$  (on retourne au pas 2). En pratique on procède par pas de 0.1 pour aller de 0 à 1.
- 7) reconstituer le résultat flou  $M(P_{x1}, \dots, P_{xn}, F_1, \dots, F_m)$  à l'aide des valeurs min et max de chaque  $\alpha$ -coupe de  $M(P_{x1}, \dots, P_{xn}, F_1, \dots, F_m)$ ,
- 8) générer de nouveau  $n$  nombres aléatoires et échantillonner les  $n$  distributions de probabilité. On obtient un nouvel échantillon  $(P_{y1}, \dots, P_{yn})$ ,
- 9) recommencer le calcul en nombres flous.
- 10) poursuivre le processus jusqu'à obtenir un nombre « suffisant » de résultats flous.

A noter que l'approche proposée est analogue à un calcul d'intervalle flou (Dubois et Prade, 1991). En résumé, le processus consiste à générer  $\beta$  doses calculées, chacune étant représentée par un nombre flou. Ceci est représenté de manière schématique par la Figure 1.

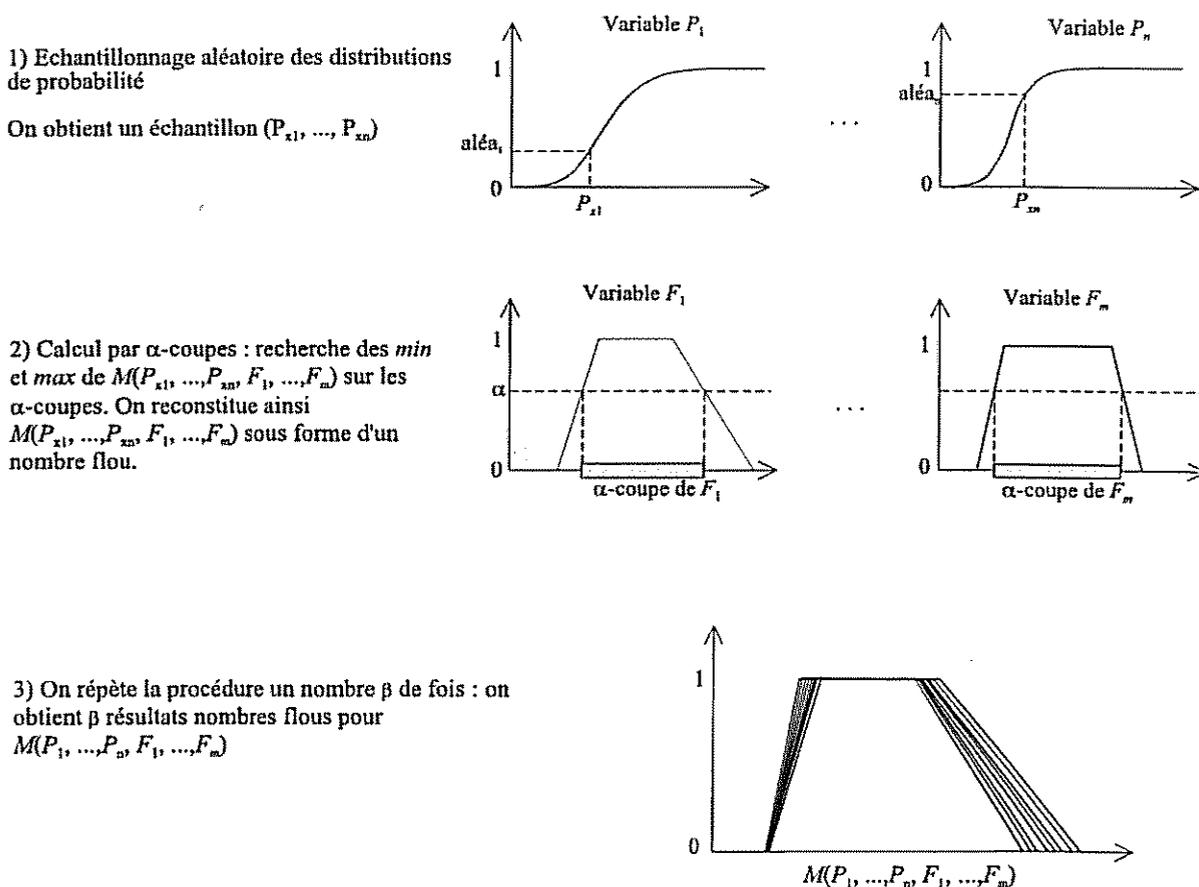


Figure 1 – Représentation schématique du calcul «hybride ».

Au final on a donc  $\beta$  doses floues. La question se pose de la représentation finale de ce calcul sous la forme d'un résultat unique.

Une alternative consiste à prendre l'enveloppe de tous les résultats flous (voir en Figure 1). Cette approche, excessivement sécuritaire, serait analogue à supposer la totale dépendance entre les différentes variables aléatoires. Elle ne tient donc pas compte de la multiplicité des probabilités, un scénario combinant des valeurs peu probables des paramètres d'entrée du modèle ayant très peu de chances d'être réalisé.

Une autre alternative, jugée plus réaliste, consiste à dresser des diagrammes de fréquence cumulée pour les valeurs *min* et *max* des réalisations de  $M(P_1, \dots, P_n, F_1, \dots, F_m)$  pour chaque valeur de  $\alpha$ , et à sélectionner les valeurs *min* et *max* finales pour un certain degré de confiance (par exemple 95%). Cette approche est cohérente avec le fait que la dispersion de ces valeurs *min* et *max* est entièrement imputable à l'échantillonnage aléatoire probabiliste.

Dans le cas où on souhaite comparer les doses calculées à des valeurs jugées tolérables, une alternative consiste à effectuer la coupure le plus tard possible, et donc de le faire sur l'indicateur de comparaison. Il est rappelé qu'il existe deux indicateurs de la véracité de la proposition : « la dose calculée est supérieure à la dose jugée tolérable » : une mesure de possibilité (notée  $\Pi$ ) et une mesure de nécessité (notée  $N$ ) (Prade et Dubois, 1988). La Figure 2 illustre les différentes valeurs que peuvent prendre ces deux indicateurs dans différentes situations. On s'intéressera dans le chapitre 3 à la possibilité de dépassement de la dose jugée tolérable (approche sécuritaire), et donc plus particulièrement au cas de la Figure 2 b). Pour chaque dose floue calculée, on peut déterminer cette valeur de possibilité de dépassement de la dose tolérable. On en obtient un nombre  $\beta$  que l'on peut représenter par une distribution des fréquences cumulées, et sélectionner une valeur jugée suffisamment probable (95% de confiance) comme précédemment.

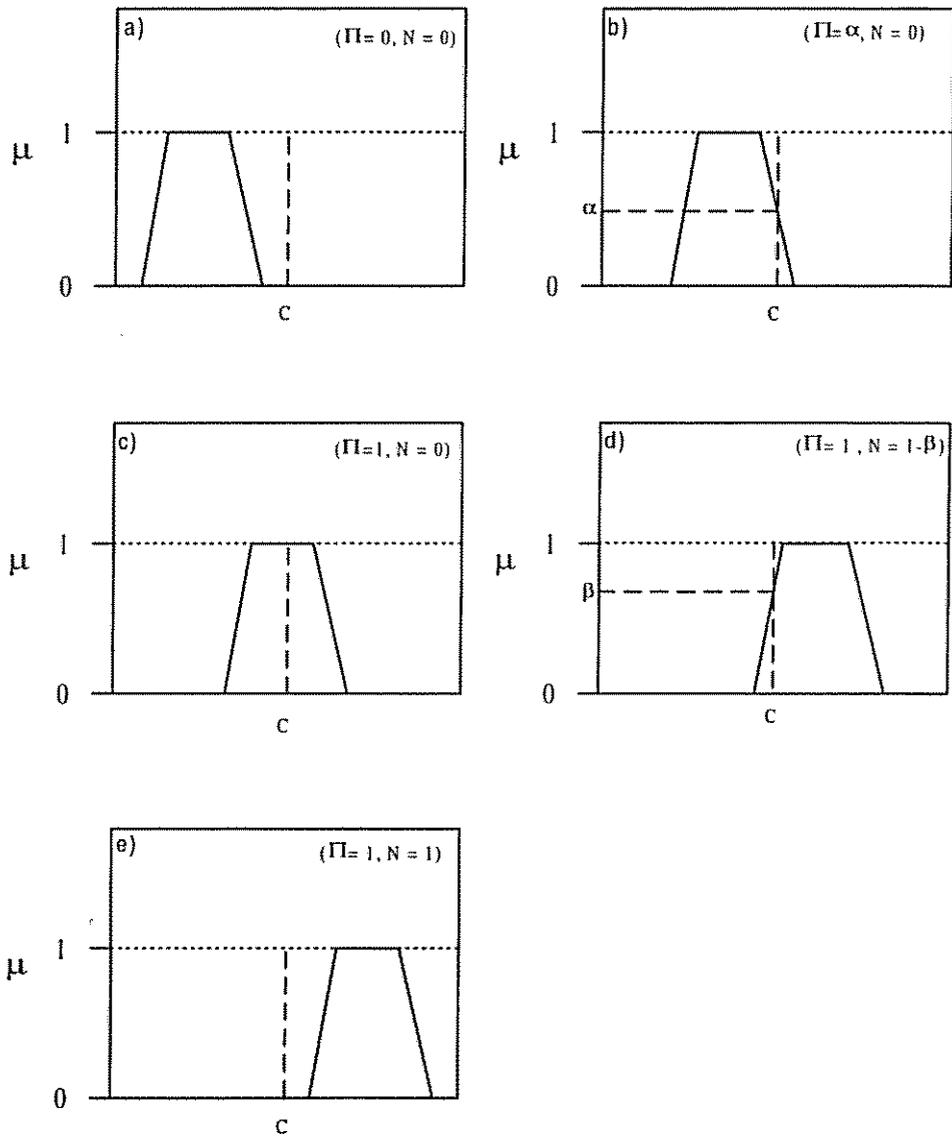


Figure 2 – Valeurs des mesures de possibilité ( $\Pi$ ) et de nécessité ( $N$ ) pour a proposition : « le nombre flou F est supérieur au critère tolérable C ».

### 3. Application au cas de sols pollués par du cadmium

#### 3.1. DONNEES MESUREES

Le site en question est celui de l'usine métallurgique de Métalleurop à Noyelles-Godault. Les sols de ce site, qui font l'objet d'investigations depuis les années 70, présentent localement des teneurs élevées en certains métaux (Pb, Cd, ..), en raison notamment de retombées liées aux fumées émises par une cheminée implantée sur le site de l'usine.

Des teneurs totales en Cd mesurées dans les sols superficiels (0-10 cm) de ce site sont présentées dans le Tableau 2. Ces mesures, qui sont référencées par coordonnées Lambert, font l'objet d'une analyse spatiale dans le sous-chapitre suivant. Leur nombre important (124) permet en effet d'adopter une approche statistique.

Un avantage considérable de ce site par rapport à l'objectif de l'étude présentée ici, est l'existence de mesures de Cd dans des plantes (légumes) cultivées sur ce site (Luttringer et Cormis, 1979). Bien que ces mesures soient très peu nombreuses (Tableau 1), elles permettent néanmoins de se rapprocher de la réalité de manière certainement plus représentative que par un modèle de calcul (voir le sous-chapitre 3.3).

En effet, comme il a été montré dans le 1<sup>er</sup> rapport d'avancement (Guyonnet, 2000), il n'existe pas de modèle fiable permettant de déduire les quantités de métal absorbé par la plante, sur la base des teneurs totales dans les sols. L'absorption par la plante est influencée par un nombre important de facteurs parmi lesquels la forme sous laquelle le métal se trouve dans le sol (ion libre, précipité, adsorbé, etc.), l'espèce de plante, la variété au sein d'une même espèce, les caractéristiques du sol (pH, Eh, température, humidité, etc.), la compétition avec d'autres métaux, la présence d'autres ions (Ca, Mn, etc.). Cette combinaison de facteurs explique la difficulté d'identifier un modèle de corrélation fiable.

**Tableau 1** – Valeurs mesurées dans les poireaux (lavés)  
(Luttringer et Cormis, 1979)

Sols mg/kg sec	2.6	4.3	5.4	8.3	11.6
Poireaux lavés (mg/kg sec)	0.9	1.7	1.9	1.7	2

**Tableau 2 – Teneurs totales en Cd dans les sols superficiels du site (0-10 cm)**

No. point	ppm Cd						
1	16.7	32	2.0	63	2.7	94	0.9
2	8.2	33	1.6	64	0.4	95	0.8
3	5.2	34	1.8	65	1.0	96	8.7
4	3.5	35	1.3	66	1.2	97	5.7
5	0.7	36	10.5	67	11.6	98	3.2
6	1.3	37	4.0	68	5.1	99	1.1
7	0.8	38	3.4	69	2.8	100	0.0
8	0.7	39	3.1	70	1.0	101	6.1
9	7.6	40	7.7	71	0.9	102	3.4
10	4.1	41	2.3	72	0.6	103	4.3
11	3.8	42	1.8	73	18.2	104	1.1
12	5.6	43	27.4	74	6.2	105	0.7
13	0.8	44	19.1	75	4.5	106	0.7
14	7.7	45	4.1	76	2.5	107	8.6
15	5.4	46	3.6	77	1.7	108	3.2
16	3.6	47	2.6	78	1.1	109	2.2
17	0.7	48	3.1	79	0.9	110	0.9
18	0.6	49	7.7	80	0.8	111	0.8
19	1.1	50	8.6	81	13.8	112	0.6
20	20.4	51	1.7	82	8.3	113	5.7
21	14.3	52	7.8	83	4.1	114	3.2
22	5.7	53	4.5	84	3.1	115	3.2
23	4.0	54	4.3	85	1.7	116	3.4
24	2.7	55	2.8	86	0.9	117	0.6
25	2.1	56	5.0	87	0.9	118	9.1
26	0.6	57	1.4	88	0.6	119	4.5
27	1.2	58	2.0	89	15.6	120	3.9
28	12.3	59	16.6	90	11.3	121	2.3
29	7.0	60	7.4	91	8.1	122	0.9
30	3.8	61	4.7	92	4.3	123	0.8
31	3.8	62	3.8	93	2.4	124	1.3

### 3.2. ANALYSE GEOSTATISTIQUE

L'analyse de la répartition des 124 teneurs en Cd dans les sols révèle une décroissance au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la cheminée d'usine, source de la pollution. On établit donc une régression entre la teneur en Cd et la distance à la cheminée (Figure 3). Plus exactement, cette régression est calculée sur les logarithmes des teneurs. En chaque point de mesure on dispose ainsi du logarithme de la teneur en Cd mesurée, LCd, ainsi que de la valeur de la régression compte tenu de la distance échantillon-cheminée.

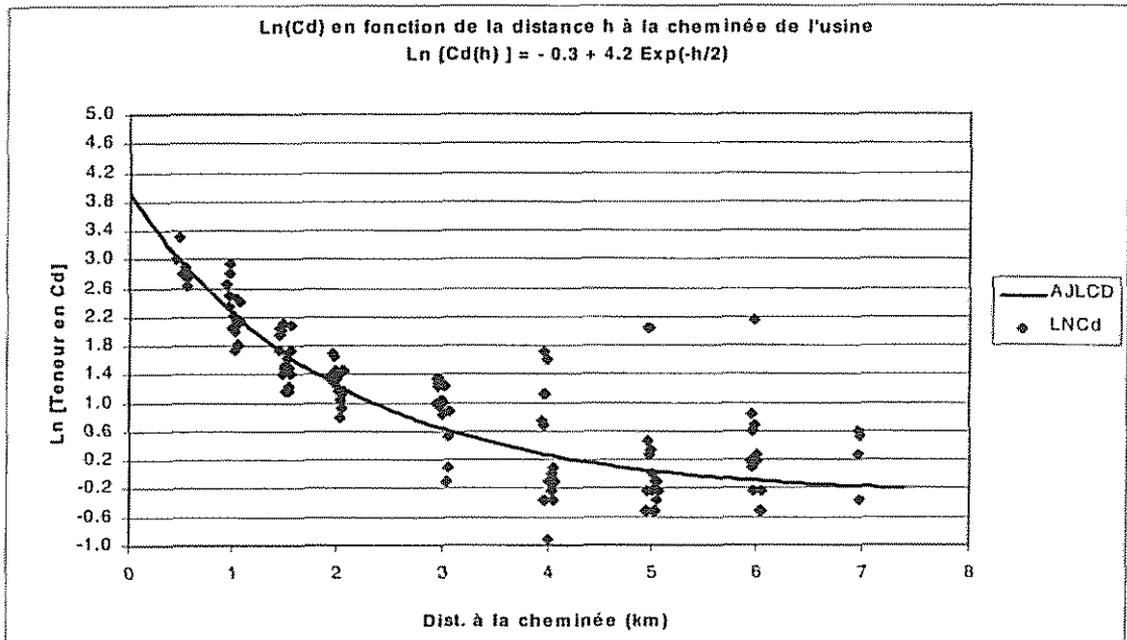


Figure 3 – Corrélation entre le logarithme de la teneur en Cd et la distance entre le point de mesure et la cheminée de l'usine

Soit  $\text{LCd}^*$  cette valeur. A partir de ces deux valeurs, un résidu  $R = \text{LCd} - \text{LCd}^*$  est calculé. On notera que le fait de travailler en logarithme permet d'obtenir un résidu  $R$  relativement indépendant de l'échelle des teneurs.

Il est ensuite possible d'étudier la répartition spatiale de ce résidu. Le variogramme de  $R$  apparaît isotrope (Figure 4) et le variogramme toutes directions confondues peut être ajusté par un modèle linéaire (Figure 5).

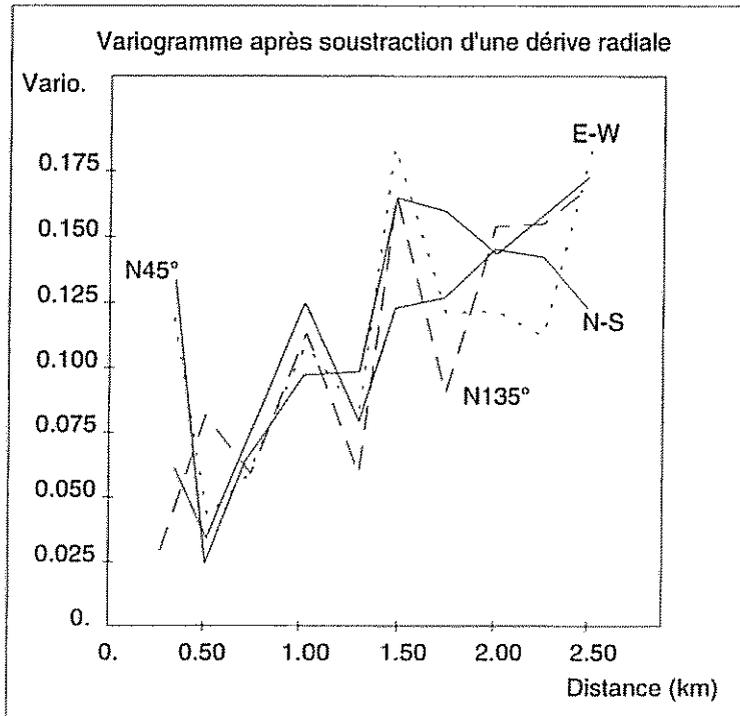


Figure 4 - Variogramme des résidus après soustraction d'une dérive. 4 directions de calcul (N-S, E-W, N45°, N135°). Ce variogramme est isotrope

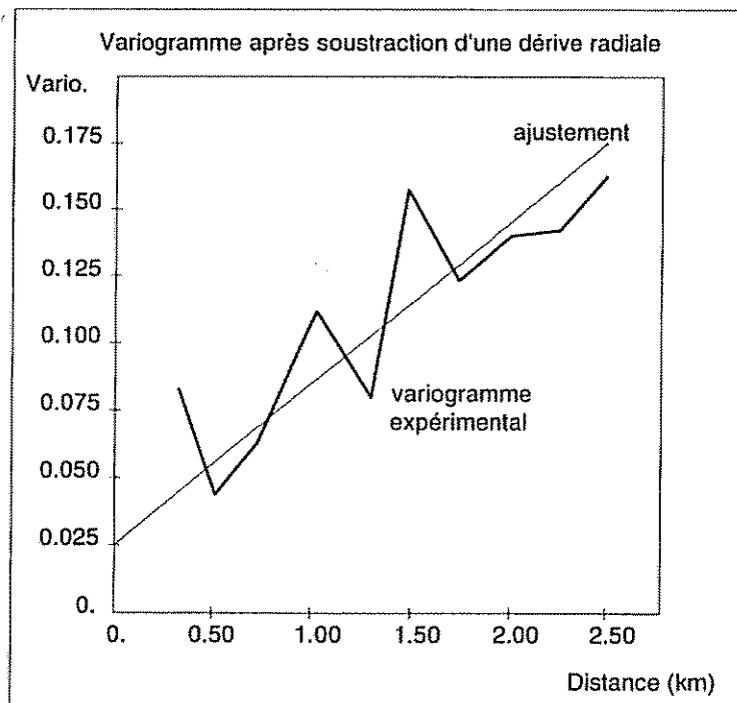


Figure 5 - Variogramme toutes directions confondues des résidus après soustraction d'une dérive Ajustement par un schéma linéaire :  $\gamma(h) = 0.025 + 0.06 h$

Les teneurs en Cd (leur logarithme) peuvent alors être interpolées par krigeage, méthode qui présente l'avantage de pouvoir calculer également l'écart-type de krigeage, c'est-à-dire un ordre de grandeur de la précision avec laquelle l'estimation est réalisée. En rajoutant la dérive et en prenant l'exponentielle du résultat, on revient aux teneurs brutes. Ceci permet de tracer la carte des teneurs en Cd (Figure 6), ainsi que la carte des erreurs d'estimation des teneurs (Figure 7).

Par rapport à un krigeage direct, sans prise en compte de la dérive, cette méthode permet d'obtenir des erreurs d'estimation plus réalistes.

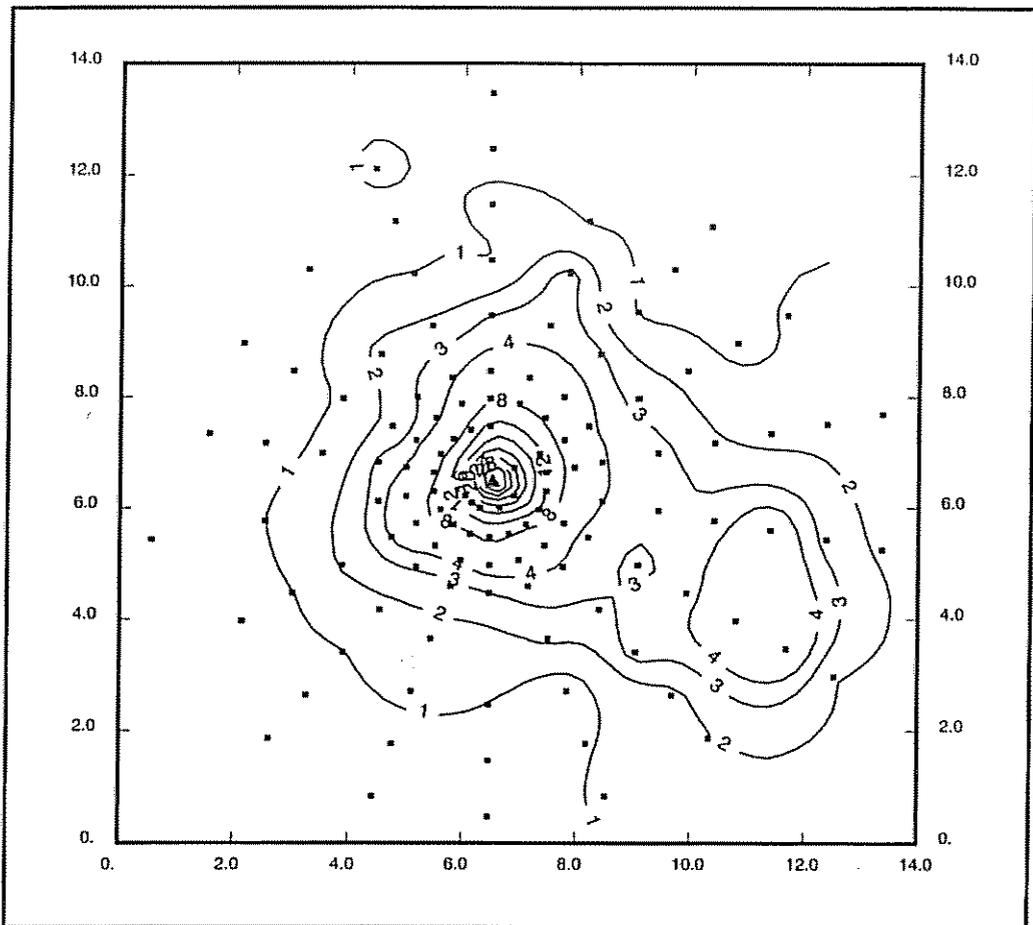
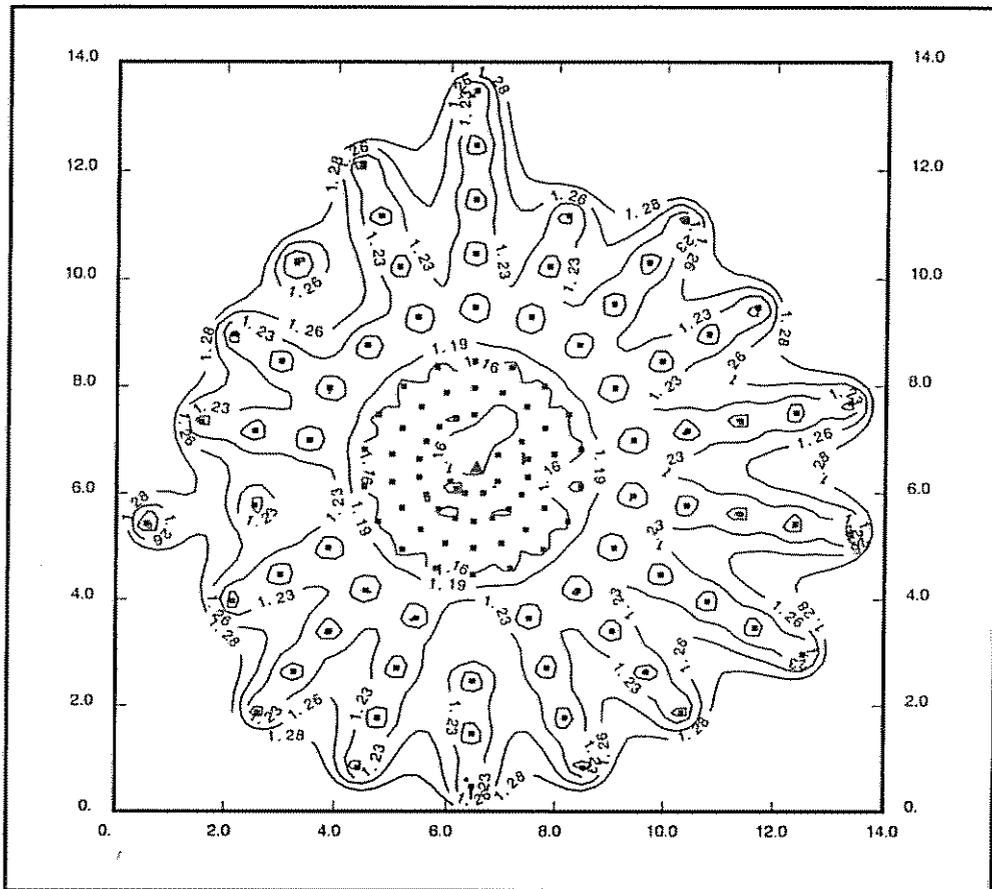


Figure 6 – Carte de répartition des teneurs des sols superficiels en Cd



**Figure 7** – Carte de répartition de l'erreur sur l'estimation de la teneur en Cd

Cette carte de répartition des erreurs fait apparaître des « creux », qui correspondent aux points de mesure. En effet, là où la teneur a été directement mesurée, l'erreur sur l'estimation est minimale (et correspond à l'erreur de mesure). En chaque point du maillage, la teneur en Cd du sol peut donc être représentée par une valeur moyenne (la valeur estimée ; Figure 6) et par un écart type (obtenu à partir de la carte des erreurs sur l'estimation ; Figure 7). On a donc une représentation « statistique » de la teneur en Cd en chaque point du maillage.

### 3.3. ANALYSE CORRELATOIRE FLOUE

Les mesures de teneurs dans les plantes (Tableau 1) ne sont pas en nombre suffisant pour permettre une analyse statistique, voire géostatistique. Une analyse de type possibiliste se prête bien plus à l'information dont on dispose dans ce cas.

Dans un premier temps, on a tenté de délimiter les données mesurées par des droites de régression en établissant des bornes internes, et une borne supérieure jugée sécuritaire (Figure 8).

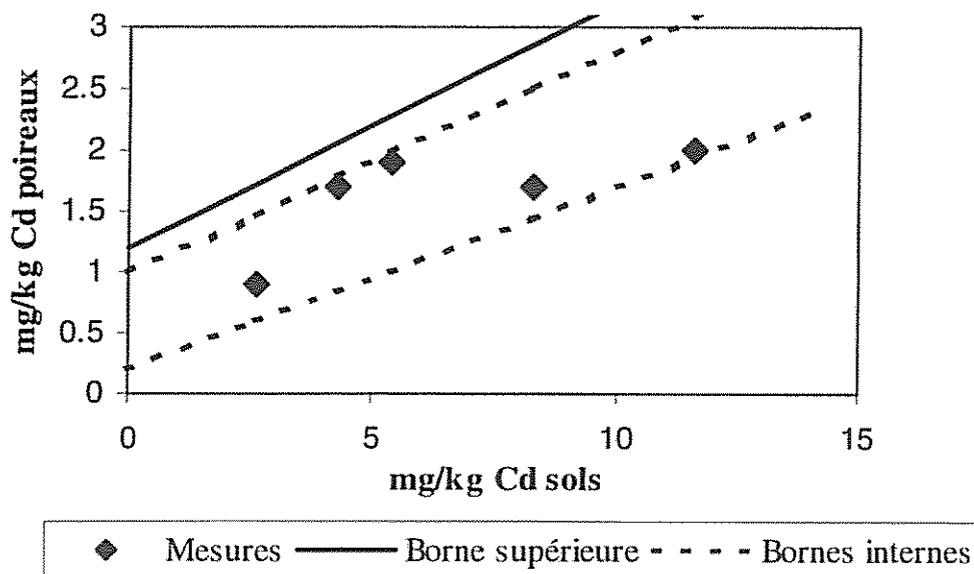


Figure 8 – Encadrement des données mesurées dans les poireaux par des droites de régression.

On notera qu'un défaut de cette représentation est qu'elle ne tient pas compte de l'existence d'un seuil d'absorption par la plante : elle suppose qu'au fur et à mesure qu'augmente la teneur dans le sol, la teneur dans la plante augmente proportionnellement. Une représentation plus réaliste serait la suivante (Figure 9).

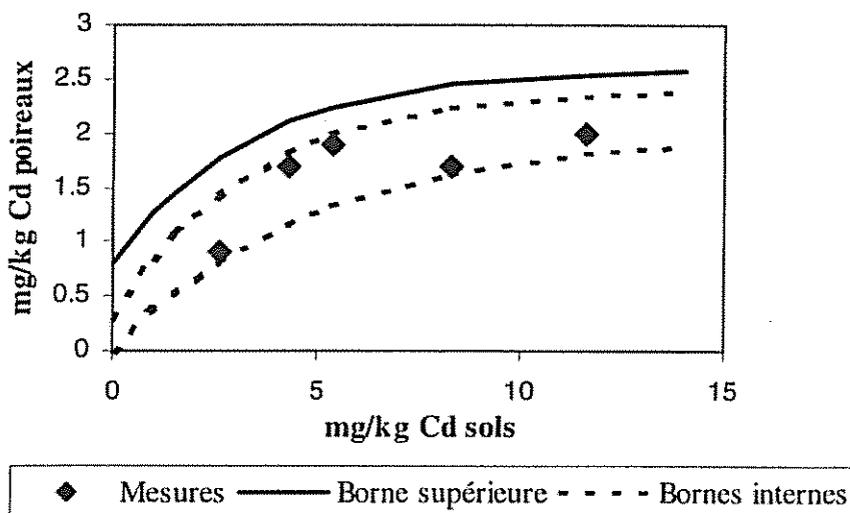


Figure 9 – Encadrement des données mesurées dans les poireaux par des courbes.

Néanmoins, dans un premier temps, la représentation de la Figure 8 a été adoptée. **Il est souligné que les calculs présentés dans ce rapport d'avancement sont provisoires, et qu'ils sont susceptibles d'être modifiés par la suite.**

La représentation de la Figure 8 permet d'établir une corrélation floue entre la teneur en Cd du sol et celle dans la plante, par une équation de régression :

$$Cd_p = a Cd_s + b \quad (1)$$

où :

$Cd_p$  est la concentration en Cd dans le poireaux (mg Cd par kg de poireaux sec),

$Cd_s$  est la teneur en Cd du sol (mg Cd par kg de sol sec),

a et b sont des nombres flous définis par les Figures 10 et 11.

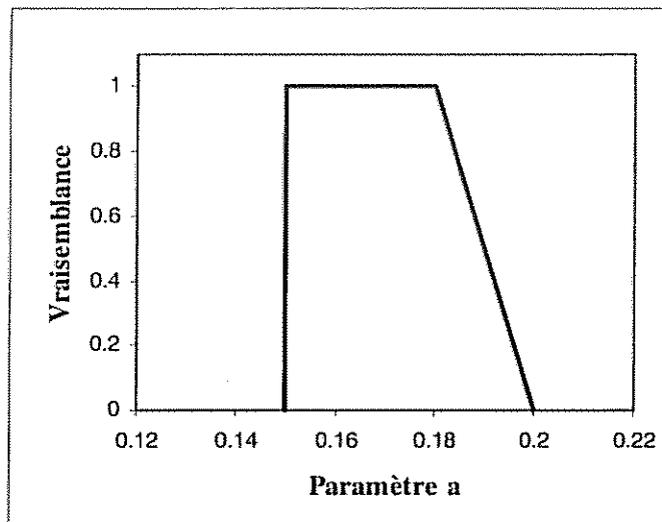


Figure 10 – Représentation floue du paramètre a

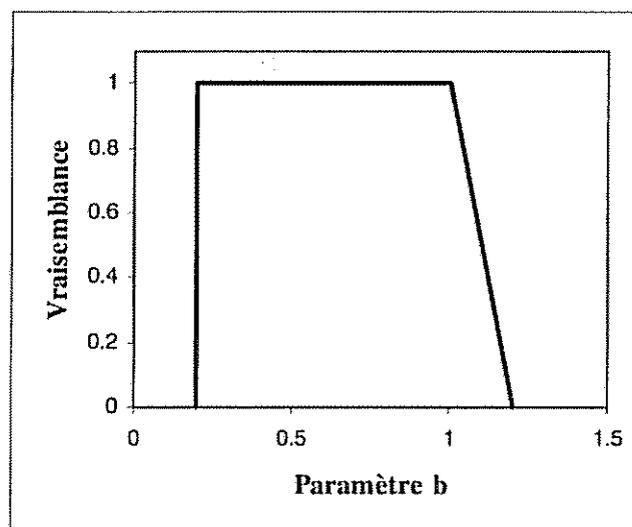


Figure 11 – Représentation floue du paramètre b

On notera au passage la souplesse de la représentation floue de l'information (les mesures). Elle permet, en effet, de bien intégrer l'information fournie par les « experts » idoines (en l'occurrence des agronomes), qui pourront se prononcer par exemple entre la représentation de la Figure 8 ou 9. Une représentation statistique par une moyenne et un écart-type apparaît, comparativement, beaucoup moins souple.

### 3.4. CALCUL DU RISQUE D'EXPOSITION ET REPRESENTATION GRAPHIQUE

Le calcul du risque d'exposition est effectuée au travers de l'équation suivante :

$$DJ = \frac{Co Cd_p}{PC} \quad (2)$$

où :

$DJ$  = Dose Journalière absorbée (mg Cd par jour et par unité de poids corporel),

$Co$  = Consommation journalière de légumes (kg masse sèche de poireaux par jour),

$Cd_p$  = Cd par unité de masse sèche de légume (Equation 1)

$PC$  = Poids corporel de la cible humaine.

Dans les calculs qui suivent, les poireaux ont été pris comme étant représentatifs de légumes au sens large. La consommation journalière de légumes ( $Co$ ) a été représentée par un nombre flou (Figure 12). Les valeurs définissant ce nombre flou seront vérifiées pour de prochains calculs.

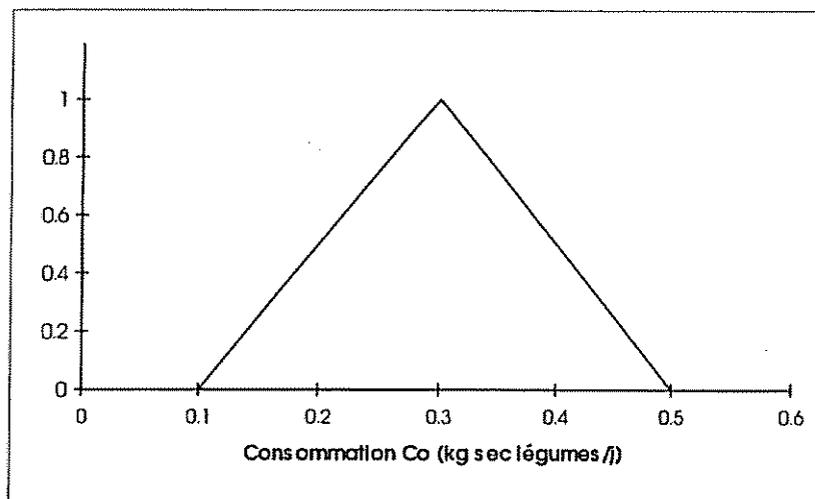


Figure 12 – Représentation floue de la consommation de légumes ( $Co$ )

Le poids corporel a été supposé non-flou (précis). Une valeur standard de 70 kg a été sélectionnée.

On notera que dans la dose journalière (Equation 2), 3 paramètres sont des nombres flous (la consommation journalière  $C_0$ , et les paramètres  $a$  et  $b$  de la régression floue entre la teneur du sol et la concentration dans le légume ; Equation 1), tandis qu'un seul paramètre est une distribution de probabilité (la teneur en Cd du sol). Le calcul « hybride » de la dose journalière est donc simplifié par rapport au calcul plus général présenté dans le chapitre 2. En effet, il suffit de sélectionner directement la valeur supérieure de  $Cd_s$  à 95% de confiance, puis d'effectuer le calcul flou. L'équation étant simple (multiplications et divisions) les minima et maxima peuvent être déduits facilement pour chaque  $\alpha$ -coupe, sans passer par un algorithme de minimisation et maximisation.

Comme il a été dit précédemment, on s'intéresse à la possibilité de dépassement d'une dose jugée tolérable. On a pris comme dose journalière tolérable la valeur de  $14 \mu\text{g}/\text{kg j}^{-1}$ . Dans les calculs qui seront effectués à une date ultérieure, la valeur préconisée par l'OMS sera adoptée.

Les possibilités de dépassement de la dose jugée tolérable sont présentées dans la Figure 13.

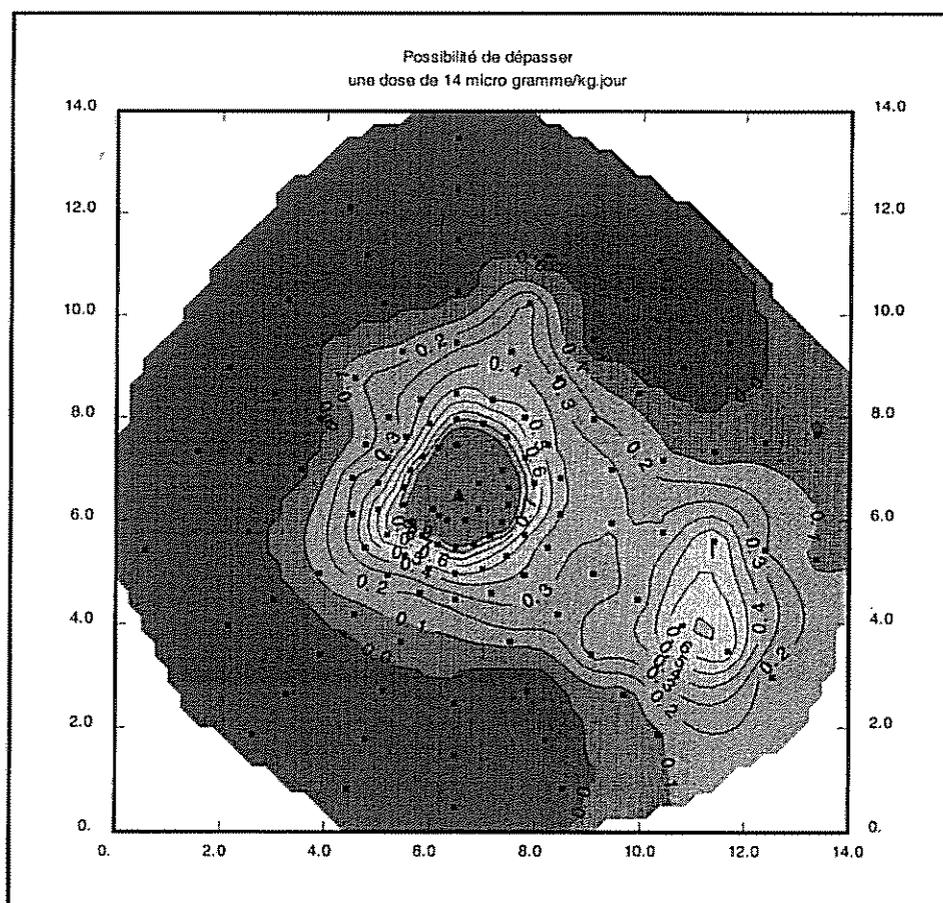


Figure 13 – Carte de possibilité de dépassement de la dose jugée tolérable

On distingue des zones où il y a une forte possibilité de dépassement (les zones proches de la cheminée d'usine au centre) et des zones où cette possibilité est faible voire nulle.

Ce type de représentation constitue un outil d'aide à la décision en matière de gestion de la contamination du site. A noter **qu'il appartient à l'autorité sanitaire compétente de fixer une limite pour le niveau de possibilité de dépassement de la dose tolérable.**

## 4. Conclusions et perspectives

Dans ce rapport d'avancement, une méthodologie pour prendre en compte différents types d'incertitude (probabiliste et possibiliste) a été présentée. Cette méthodologie a été développée en collaboration avec l'équipe des Raisonnements Plausibles Décisions et Méthodes de Preuve de l'Université Paul Sabatier (Toulouse). Elle permet de représenter l'incertitude liée aux paramètres du modèle, de manière cohérente avec la nature de l'information dont on dispose (la mesure).

La représentation floue de l'information est d'une très grande souplesse, et permet donc de mieux intégrer le savoir faire (qualitatif ou semi-quantitatif) des différents « experts » qui peuvent intervenir dans la problématique des sols pollués. Compte tenu de l'extrême pluridisciplinarité de cette problématique, ceci constitue un atout important de l'approche possibiliste.

Les calculs présentés dans ce rapport vont être affinés par la suite pour :

- adopter une représentation plus réaliste de la consommation de Cd par la plante (Figure 9),
- prendre en compte une consommation journalière de légumes plus cohérente avec les valeurs préconisées pour le calcul des Valeurs de Constat d'Impact (VCI) (voir rapports de l'INERIS),
- adopter la dose tolérable préconisée par l'OMS pour la comparaison avec les doses calculées.

L'approche utilisée et illustrée dans ce rapport a consisté, à partir de valeurs mesurées, à calculer des doses absorbées prévisibles pour aboutir à une estimation de la possibilité de dépassement d'une dose jugée tolérable. Il reste à effectuer le calcul en sens inverse : compte tenu de l'incertitude sur les paramètres influençant la dose absorbée, quelle peut être la concentration dans le sol qui permet de respecter la dose jugée tolérable pour une certaine valeur de nécessité (N) ? Cette question, qui sera traitée dans le prochain rapport d'avancement, permettra de définir des critères de teneur de métal dans le sol qui ne seront plus des nombres précis, comme c'est le cas actuellement, mais des nombres flous définissant :

- une plage de valeurs de Cd sol jugée parfaitement tolérable,
- une plage de valeurs jugée tout à fait intolérable,
- et une zone de transition entre ces deux plages.

Une telle représentation pourra paraître plus adéquate dans la pratique qu'une valeur unique « couperet ».



## Références citées

- Dubois, D., Prade, H. (1991) – Random sets and fuzzy interval analysis. *Fuzzy sets and Systems*, 42, 87-101.
- Guyonnet D., (2000) - : Programme GESSOL du MATE : Prise en compte de l'incertitude dans l'évaluation du risque d'exposition aux polluants du sol. Rapport d'avancement No. 1. *Rap. BRGM R XXX.*
- Luttringer, M., de Cormis, L. (1979) – La pollution par le métaux lourds à Noyelles-Godault et ses environs (Pas de Calais). Rapport INRA.
- Prade, H., Dubois, D. (1988) – Théorie des possibilités Application à la représentation des connaissances en informatique. *Collection « Méthodes et Programmes »*, Masson ed. Paris.



**BRGM**  
**SERVICE EPI**  
**Unité SIS**

BP 6009 – 45090 Orléans cedex 2 – France – Tél. : 33 (0)2 38 64 34 34