

Conventions 03 75 C 0093 et 06 75 C 0071
ADEME / SYPREA / FP2E / INERIS

Evaluation des risques sanitaires des filières
d'épandage des boues de stations d'épuration

METHODOLOGIE D'EVALUATION QUANTITATIVE DES RISQUES SANITAIRES RELATIFS AUX SUBSTANCES CHIMIQUES

ADEME



version 1 du 15 octobre 2007

Version	Date	Avis pris en compte
0	04 novembre 2005	Avis d'un collectif d'experts (cf. page 2) Avis des professionnels concernés
1	15 octobre 2007	Avis des ministères concernés : ministère en charge de l'agriculture, ministère en charge de la santé, ministère en charge de l'environnement Avis de l'OPERSEI (observatoire des pratiques de l'évaluation des risques sanitaires dans les études d'impact) Avis des professionnels concernés

Evaluation des risques sanitaires des filières d'épandage des boues de stations d'épuration

Conventions ADEME n° 03 75 C 0093 et 06 75 C 0071

Dates : 05 décembre 2003 et 15 mai 2007

Durées : 23 mois et 5 mois

Isabelle Déportes (ADEME)

Hubert Brunet (SYPREA)

Michel Aupetitgendre, Anne Cauchi (FP2E)

Guillaume Gay, Sébastien Denys, Laure Déléry (INERIS)

Confidentialité : non

Méthodologie d'évaluation quantitative des risques sanitaires relatifs aux substances chimiques

Rédacteurs principaux : Guillaume Gay, Sébastien Denys

INERIS *unité Déchets et Sites Pollués*

Contributions à ce rapport : Blandine Doornaert, Aline Coftier, Benoît Hazebrouck,
Nathalie Lever, Marion Kimmel, Fabrice Quiot

INERIS *Direction des Risques Chroniques*

Cette étude a bénéficié de l'accompagnement d'un collectif d'experts appartenant à différents organismes et réunis dans le cadre d'un comité technique consacré au risque sanitaire relatif aux substances chimiques liées à l'épandage des boues de station d'épuration.

Nous les remercions vivement pour leur investissement.

Organismes	Experts
SYPREA (syndicat des professionnels du recyclage en agriculture)	Thomas BONHOURE Hubert BRUNET Alexandra NOEL
INERIS (institut national de l'environnement industriel et des risques)	Sébastien DENYS Guillaume GAY
Agence de l'Eau Artois – Picardie	René LAVARDE
Agro-Développement	André GIRARD Denis WIRBEL
APCA (assemblée permanente des chambres d'agriculture)	Jacques BERAUD
Divergent	Christophe BACHOLLE
ENV (école nationale vétérinaire) de Lyon	Gérard KECK
EPHE (école pratique des hautes études)	Michel JOYEUX
INRA (institut national de la recherche agronomique) de Toulouse	Jean-Pierre CRAVEDI François LAURENT
INRA (institut national de la recherche agronomique) de Paris	Martine TERCE
Roquette Frères, au titre de l'ANIA (association nationale de l'industrie alimentaire) et de l'USIPA (union des syndicats des industries des produits amyliques et de leurs dérivés)	Thomas SENAC
SEDE Environnement	Hélène MORIN

Liste des experts du comité technique consacré au risque sanitaire relatif aux substances chimiques liées à l'épandage des boues de station d'épuration

Cette étude est susceptible d'être régulièrement améliorée sur la base du retour d'expérience de ses différents utilisateurs. N'hésitez pas à faire part de vos remarques à l'adresse suivante :

SYPREA c/o FNADE 33, rue de Naples 75008 Paris

TABLE DES MATIERES

1	CONTEXTE ET OBJECTIFS DE L'ÉTUDE.....	7
2	PRÉSENTATION DE LA DÉMARCHE	8
2.1	Principes de l'évaluation des risques.....	8
2.2	Étapes fondamentales d'une évaluation des risques.....	8
2.3	Une démarche dans le cadre des bonnes pratiques d'épandage.....	9
3	CARACTERISATION DES PARAMETRES INITIAUX.....	10
3.1	Objectifs.....	10
3.2	Caractérisation du terme source.....	10
3.2.1	Quelles substances retenir pour l'évaluation du risque ?	10
3.2.1.1	Sélection sur la base des textes réglementaires	10
3.2.1.2	Sélection sur la base des données disponibles	11
3.2.1.3	Spéciation des ETM et dégradation des CTO	12
3.2.2	Quelles teneurs retenir pour l'évaluation des risques sanitaires ?	13
3.2.2.1	Teneurs en substances chimiques attribuables aux boues épandues pour une parcelle donnée	13
3.2.2.2	Prise en compte de la rotation des cultures	14
3.2.2.3	Prise en compte de la dégradation	15
3.3	Cibles potentiellement exposées	17
3.4	Usages propres à la valorisation agricole des boues	17
3.5	Caractéristiques physico-chimiques des substances sélectionnées et des compartiments environnementaux.....	17
4	EVALUATION QUANTITATIVE DES RISQUES SANITAIRES	19
4.1	Évaluation du potentiel dangereux des substances chimiques.....	19
4.2	Évaluation des rapports dose - effet	20
4.2.1	Organismes retenus.....	20
4.2.2	Premier niveau d'approche	20
4.2.2.1	Choix de l'étude critique	21
4.2.2.2	Raisonnement scientifique conduisant à l'élaboration de la VTR	21
4.2.2.3	Avis et choix concernant les VTR	21

4.2.3	Second niveau d'approche	21
4.2.4	Principes de dérivation des VTR existantes.....	21
4.2.5	Prise en compte d'une voie spécifique « ingestion d'aliments »	22
4.3	Evaluation de l'exposition	23
4.3.1	Principes	23
4.3.2	Schéma conceptuel	24
4.3.2.1	Définition	24
4.3.2.2	Voies d'exposition à considérer	24
4.3.3	La démarche dans le contexte alimentaire global	27
4.3.4	Paramètres de transferts	29
4.3.4.1	Transferts vers les végétaux	29
4.3.4.2	Transferts vers les animaux	31
4.3.4.3	Autres voies de transfert	32
4.3.5	Paramètres d'exposition	32
4.3.5.1	Définitions	32
4.3.5.2	Contact des cibles avec le sol amendé	33
4.3.5.3	Evaluation des comportements alimentaires	34
4.3.5.4	Evaluation des fréquences d'exposition des cibles	34
4.3.6	Quantification de l'exposition.....	34
4.3.6.1	Principes de quantification	34
4.3.6.2	Calculs des doses journalières d'exposition pour chaque voies	36
4.3.6.3	Prise en compte du bruit de fond	36
4.4	Caractérisation des risques sanitaires.....	38
4.4.1	Principes de quantification.....	38
4.4.1.1	Quotients de danger QD pour les effets à seuil	38
4.4.1.2	Excès de risque individuel ERI pour les effets sans seuil	38
4.4.1.3	Règles de cumul des effets entre voies et substances	38
4.4.2	Interprétation des résultats	39
4.4.3	Analyse des incertitudes.....	40
4.4.3.1	Incertitudes dans l'évaluation de l'exposition	40
4.4.3.2	Incertitudes dans l'évaluation de la toxicité	41
4.4.3.3	Incertitudes sur le résultat final	42
5	RÉFÉRENCES	43

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : surface d'exposition à considérer en fonction des années successives du plan d'épandage.	14
Tableau 2 : références bibliographiques proposant des valeurs pour les paramètres d'exposition des cibles pour le contact avec la terre amendée (liste non exhaustive).....	33
Tableau 3 : déclinaison des principes de quantification de l'exposition à une substance i pour les différentes voies d'exposition envisageables.	37

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : exemple de dégradation pour trois substances chimiques.....	16
Figure 2 : schéma de principe de la quantification de l'exposition.....	23
Figure 3 : schéma conceptuel global de l'exposition.	25
Figure 4 : illustration de la place du plan d'épandage étudié par rapport au contexte alimentaire global.	28

1 CONTEXTE ET OBJECTIFS DE L'ETUDE

En France, au moins 95% des matières organiques épandues sur les sols agricoles sont des produits issus de déjections animales (lisiers, fumiers...). Dans une moindre mesure, les boues de stations d'épuration urbaines ou industrielles sont également utilisées pour l'amendement organique des sols. Par exemple, la surface concernée par l'épandage des boues de stations d'épuration urbaines et industrielles représente au plus 5% de la surface agricole utile (SAU), soit environ 500 000 hectares (ha) de terres agricoles.

Du fait de la présence de substances chimiques (éléments traces métalliques, composés traces organiques...) et éventuellement d'organismes pathogènes, dans les boues de stations d'épuration urbaines et industrielles, les précautions prises vis-à-vis des pratiques d'épandage, pour garantir la sécurité sanitaire et le maintien des fonctions environnementales des sols, sont encadrées réglementairement par les lois n°92-3 du 03 janvier 1992 dite loi sur l'eau et n°76-663 du 19 juillet 1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement, et par la directive du Conseil n°86-278 du 12 juin 1986 relative à la protection de l'environnement, et notamment des sols, lors de l'utilisation des boues d'épuration en agriculture (actuellement en cours de révision).

Ainsi, en application de ces lois, sont soumises à autorisation les filières d'épandage des boues urbaines de plus de 800 tonnes de matières sèches épandues par an, ainsi que les filières d'épandage de boues issues d'installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation. Le dossier d'autorisation des plans d'épandage de boues de station d'épuration comporte un volet relatif à l'éventuel impact sur la santé humaine de ces filières de valorisation.

Dans ce contexte législatif, le Syndicat des professionnels du recyclage en agriculture (SYPREA) a souhaité que soit mise en place une méthodologie générale d'évaluation des risques sanitaires potentiellement engendrés dans le cadre d'un plan d'épandage de boues urbaines et industrielles. Dans le cadre d'une convention entre l'INERIS, le SYPREA, l'ADEME et la FP2E, l'INERIS a été sollicité pour :

- élaborer une méthodologie d'évaluation des risques sanitaires liés à la présence de substances chimiques et d'organismes pathogènes dans le cadre d'un plan d'épandage de boues de station d'épuration ;
- vérifier l'applicabilité ou la faisabilité de cette méthodologie sur des cas concrets pour les substances chimiques.

Compte-tenu des spécificités respectives de l'évaluation des risques liés aux substances chimiques et de ceux liés aux organismes pathogènes, ces deux aspects sont traités distinctement dans l'étude technique de l'INERIS. Le présent document n'aborde que les aspects relatifs aux substances chimiques. Les nuisances olfactives ne sont pas abordées dans le cadre de ce guide méthodologique.

Concernant l'évaluation des risques sanitaires liés aux substances chimiques, l'élaboration de la méthodologie, objet du présent document, est basée sur les caractéristiques les plus représentatives des filières d'épandage des boues urbaines et industrielles au niveau national, sur la base des informations fournies par les professionnels de l'épandage.

2 PRESENTATION DE LA DEMARCHE

2.1 PRINCIPES DE L'EVALUATION DES RISQUES

Les principes de transparence, de prudence scientifique, de proportionnalité et de spécificité s'appliquent à la démarche d'évaluation des risques sanitaires :

- le principe de transparence garantit la lisibilité de l'étude, en particulier en permettant de discuter le raisonnement suivi, grâce à l'explication, la justification et la cohérence des choix effectués par l'évaluateur de risques ;
- le principe de prudence scientifique préconise le recours à des hypothèses raisonnablement majorantes, définies au cas par cas, lorsqu'il y a absence de données pertinentes¹ ;
- le principe de proportionnalité veille à la cohérence entre le degré d'approfondissement de l'étude et l'importance de la contamination et de son incidence prévisible ;
- le principe de spécificité assure la pertinence de l'étude par rapport aux usages et aux caractéristiques de la pratique d'épandage des boues.

2.2 ETAPES FONDAMENTALES D'UNE EVALUATION DES RISQUES

La démarche d'évaluation quantitative des risques sanitaires a été développée par l'académie américaine des sciences au début des années 1980 ; elle a été reprise ensuite par l'Union Européenne. C'est cette démarche qui est appliquée au cas des plans d'épandage des boues de stations d'épuration sur des parcelles agricoles. Selon cette démarche, l'évaluation quantitative des risques liés aux substances chimiques pour la santé se décompose en quatre étapes :

- l'identification du potentiel dangereux passe par la détermination des effets indésirables que les substances chimiques sont intrinsèquement capables de provoquer chez l'homme ;
- l'évaluation des relations dose-effet permet l'estimation du rapport entre le niveau d'exposition, ou la dose, et l'incidence et la gravité des effets ;
- l'évaluation de l'exposition consiste à quantifier l'exposition (les concentrations ou les doses) des populations sur la base du schéma conceptuel d'exposition établi ;
- la caractérisation du risque est la synthèse de l'évaluation des risques et quantifie le risque lié aux substances chimiques, en présentant les résultats sous une forme exploitable et accompagnés d'une évaluation de l'influence des incertitudes relevées tout au long de l'étude.

La méthodologie d'évaluation des risques sanitaires dans le cadre des plans d'épandage des boues de station d'épuration reprendra cette structuration par

¹ L'évaluation des risques s'appuie sur le principe de prudence scientifique, tandis que le principe de précaution (« selon lequel l'absence de certitudes, compte tenu des connaissances scientifiques et techniques du moment, ne doit pas retarder l'adoption de mesures visant à prévenir un risque de dommages graves et irréversibles à l'environnement à un coût économiquement acceptable », loi n°95-101 du 02 février 1995 publiée dans le journal officiel du 03 février 1995) s'applique à la gestion des risques.

étapes. Des éléments méthodologiques sont présentés dans le chapitre 4 pour illustrer ces différentes étapes.

La première et la troisième étapes de cette démarche nécessitent des informations qui ne font pas partie à proprement parler de l'évaluation quantitative des risques sanitaires. La nature de ces informations et la méthodologie de renseignement sont décrites au chapitre 3 qui traite de la caractérisation des paramètres initiaux (sources potentielles de contamination, vecteurs de transfert, récepteurs), et qui permet de définir le schéma conceptuel d'exposition récapitulant l'ensemble des voies de transfert et d'exposition pour les populations cibles d'un plan d'épandage spécifique.

2.3 UNE DEMARCHE DANS LE CADRE DES BONNES PRATIQUES D'EPANDAGE

La démarche d'évaluation quantitative des risques sanitaires des filières d'épandage des boues de stations d'épuration se place bien évidemment dans le cadre des bonnes pratiques d'épandage. Les scénarios et les hypothèses qui seront formulés dans le cadre des volets sanitaires des dossiers de demande d'autorisation devront rester cohérents avec ces bonnes pratiques.

Les points essentiels des bonnes pratiques d'épandage sont repris ci-après, certains éléments présentés étant d'ordre réglementaire :

- éviter le contact direct avec les boues ; s'équiper de vêtements de travail appropriés ;
- se laver les mains après intervention sur une parcelle récemment épandue ;
- respecter les délais (3 semaines pour les boues hygiénisées ; 6 semaines dans les autres cas) avant de remettre à l'herbe des animaux ou de récolter des cultures fourragères ;
- enfouir rapidement les boues après épandage ; par temps sec, éviter de générer des poussières et travailler de préférence avec un tracteur muni d'une cabine ;
- maintenir des zones enherbées entre les parcelles épandues et les cours d'eau.

3 CARACTERISATION DES PARAMETRES INITIAUX

3.1 OBJECTIFS

L'étape de caractérisation des paramètres initiaux, préalable à l'évaluation quantitative des risques sanitaires, consiste à collecter un ensemble cohérent de données qualitatives et quantitatives nécessaires à la quantification des risques sanitaires. Cette collecte d'informations doit permettre :

- d'identifier l'ensemble des substances dangereuses susceptibles d'être présentes sur une parcelle agricole du fait de l'épandage de boues ;
- de définir les cibles potentiellement exposées à ces substances chimiques ;
- d'identifier les usages propres à la valorisation agricole des boues et susceptibles d'induire une exposition d'une catégorie de la population à ces substances chimiques ;
- de relever les caractéristiques physiques et chimiques des différents compartiments environnementaux afin de caractériser les vecteurs d'un transfert éventuel de ces substances chimiques.

Dans le cas de l'épandage des boues de station d'épuration sur les sols agricoles, cette étape de caractérisation des paramètres initiaux s'appuie sur les documents déjà existants pour les demandes d'autorisation, et visant à synthétiser l'ensemble des données sur l'environnement des parcelles épandues². En plus de ces documents, une analyse complémentaire peut éventuellement être réalisée par rapport aux cibles riveraines des sols épandus, en fonction de leur activité, de leur âge et de leur sensibilité.

3.2 CARACTERISATION DU TERME SOURCE

3.2.1 QUELLES SUBSTANCES RETENIR POUR L'ÉVALUATION DU RISQUE ?

3.2.1.1 SELECTION SUR LA BASE DES TEXTES REGLEMENTAIRES

Le terme source, dans le cadre du présent guide, renvoie au sol amendé par les boues de station d'épuration. Ainsi, les substances qu'il convient de prendre en compte dans l'évaluation du risque pour la santé humaine lié à l'épandage de boues sur les sols agricoles sont *a minima* les substances mentionnées dans les

² Il est rappelé que l'évaluation quantitative des risques sanitaires n'est qu'un volet d'une demande d'autorisation. Le dossier de demande d'autorisation comporte de nombreux autres éléments qui peuvent alimenter la caractérisation des paramètres initiaux : cartographie permettant d'apprécier le plan d'épandage dans les documents de planification existants (POS/PLU, SDAU...), prise en compte des cours d'eau, des captages d'eau potable et de leurs périmètres de protection, des zones de loisirs, description des usages des sols et des zones vulnérables, existence et capacités d'accueil de voies alternatives à l'épandage, populations potentiellement exposées dans le cadre spécifique de la zone d'étude et en particulier les populations sensibles.

textes réglementaires en vigueur concernant cette pratique³. En plus de ces substances, toute autre substance pourra être théoriquement ajoutée à la démarche, par exemple à la demande des services déconcentrés de l'Etat en charge du suivi des dossiers de demande d'autorisation des épandages, à la suite d'un examen au cas par cas des contextes spécifiques de chaque plan d'épandage. Ces substances complémentaires à celles citées dans les textes réglementaires pourront être recherchées :

- parmi les éléments traces mis en évidence par le CSHPF [1998] ;
- sur la base de matrices activités/substances réalisées à partir d'une description spécifique de la filière considérée et des activités raccordées au réseau d'assainissement, éventuellement complétée par les données à disposition de la police des réseaux.

Quelle que soit la sélection de substances réalisée spécifiquement dans le cadre d'un plan d'épandage donné, le déroulement de la méthodologie d'évaluation quantitative des risques sanitaires, tel que décrit par la suite, reste le même.

3.2.1.2 SELECTION SUR LA BASE DES DONNEES DISPONIBLES

Pour chacune des substances retenues, l'évaluateur de risque devra disposer des données suivantes :

- les teneurs en ces substances dans les boues épandues, et les teneurs de bruit de fond dans les sols destinés à l'amendement (les teneurs dans les sols sont disponibles *a minima* pour les éléments et molécules réglementés. Lorsque ces teneurs ne sont pas disponibles pour une substance donnée, la démarche d'évaluation quantitative des risques liés aux boues reste possible mais sans comparaison au bruit de fond) ;
- le potentiel dangereux de ces substances (cf. section 4.1) ;
- les relations dose-effet de substances considérées (cf. section 4.2) ;
- les facteurs de transfert entre milieux pertinents pour l'estimation de l'exposition.

Afin de proposer une quantification du risque, l'évaluateur du risque sera en effet amené à considérer, pour chacune des substances sélectionnées, la teneur attribuable à la boue. Il est donc nécessaire de connaître *a minima* la composition de la boue épandue sur les sols considérés lors de l'évaluation du risque. Dans le cas où, pour une substance donnée, la teneur en celle-ci dans la boue n'est pas connue, la quantification du risque ne pourra pas avoir lieu pour cette substance, et celle-ci ne sera pas sélectionnée. Ce point devra être discuté au niveau du bilan des incertitudes s'il s'agit d'une substance fréquemment présente dans les boues

³ Loi n°92-3 du 03 janvier 1992 dite loi sur l'eau ; loi n°76-663 du 19 juillet 1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement ; directive européenne du Conseil n°86-278 du 12 juin 1986 relative à la protection de l'environnement et notamment des sols lors de l'utilisation des boues d'épuration en agriculture (en phase de révision). Pour les boues urbaines et les boues industrielles soumises à déclaration, les textes réglementaires d'application sont le décret n°97-1113 du 08 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées et l'arrêté du 08 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n°97-1113. Pour les boues industrielles soumises à autorisation, le texte réglementaire d'application est l'arrêté du 02 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation.

de station d'épuration (cf. des enquêtes comme celles de l'AGHTM [2002] ou du SYPREA [2003] pour ce genre d'informations). De même, une substance dont l'absence dans les boues⁴ épandues a été démontrée ne sera pas sélectionnée pour l'évaluation quantitative des risques sanitaires (cf. section 3.2.2).

Si pour une substance, aucune relation dose-effet n'est disponible, alors cette substance ne pourra pas être sélectionnée pour l'étape de quantification du risque. Ce point devra être évoqué dans l'étape de sélection des substances, et discuté dans l'étape d'analyse finale des incertitudes (cf. section 4.4.2) en calculant par exemple la dose d'exposition à cette substance pour les différentes voies d'exposition considérées dans le schéma conceptuel, mais sans aller jusqu'à l'étape de quantification.

3.2.1.3 SPECIATION DES ETM ET DEGRADATION DES CTO

Dans les divers textes réglementaires, les éléments traces métalliques (ETM) sont abordés sous l'angle de leur teneur totale dans les sols (ou dans un autre compartiment environnemental). Il est évident que cette approche ne correspond pas à la réalité, et que les transferts des éléments traces d'un compartiment environnemental vers un autre dépendent fortement de leurs spéciations. Cependant, cette réalité est particulièrement complexe à prendre en compte : elle nécessite en particulier de nombreuses informations sur la nature des sols et la réalisation d'analyses chimiques spécifiques.

Une approche itérative majorante est donc conseillée : les analyses en éléments traces porteront dans un premier temps sur les teneurs totales dans les différents compartiments environnementaux, et les spéciations les plus pénalisantes, tout en restant pertinentes⁵, sur le plan de la mobilité (en prenant en compte les spécificités des sols amendés) et de la toxicologie seront *a priori* considérées. Cette approche pourra être affinée si besoin par la suite, et sous réserve de la disponibilité des données nécessaires.

Les composés traces organiques (CTO) se dégradent naturellement, plus ou moins rapidement, et produisent des métabolites qui sont autant de nouvelles substances qu'il faudrait en théorie prendre en compte. Toutefois, il n'existe pas ou peu de données sur ces métabolites que ce soit en terme de mesures dans les boues épandues ou les sols amendés, ou en terme de relations dose/réponse.

Le phénomène de dégradation (biotique ou abiotique) des CTO est pris en compte dans le cadre du présent guide (cf. section 3.2.2.3). Cependant, les métabolites des CTO ne sont pas sélectionnés en tant que substances dans le cadre de cette méthodologie, conformément aux critères précédents relatifs à l'existence de données disponibles. Ceci ne correspond pas strictement à une approche conservatoire dans la mesure où certains métabolites peuvent s'avérer plus mobiles et/ou plus toxiques que les substances d'origine. Cependant, ce choix apparaît comme la seule approche possible en l'état actuel des connaissances

⁴ Une substance est considérée comme absente lorsque la teneur mesurée dans la boue est inférieure au seuil de détection analytique.

⁵ Ainsi, dans l'exemple du chrome, la forme hexavalente (qui est la plus toxique et la plus mobile) ne sera pas considérée si les conditions physico-chimiques des boues et des sols permettent d'exclure cette spéciation.

scientifiques et techniques. Ce point devra être mentionné lors de l'étape d'analyse finale des incertitudes des dossiers d'évaluation de risque.

3.2.2 QUELLES TENEURS RETENIR POUR L'ÉVALUATION DES RISQUES SANITAIRES ?

L'étape de caractérisation des paramètres initiaux réunit les informations relatives aux caractéristiques des boues (teneurs en éléments traces métalliques et en composés traces organiques), des sols amendés (caractéristiques pédologiques et teneurs en éléments traces métalliques et en composés traces organiques) et à l'organisation de la filière d'épandage.

Dans le cas où la teneur en une substance chimique est inférieure au seuil de quantification de la méthode analytique utilisée, mais supérieure à son seuil de détection, la teneur retenue pour la suite de la démarche sera, dans le cadre d'une approche conservatoire, égale au seuil de quantification lui-même. En revanche, si une substance n'est pas détectée (teneur en dessous du seuil de détection), cette substance sera considérée comme absente et ne sera donc pas sélectionnée.

Dans un contexte où la qualité des boues amendées est régulièrement suivie et où l'évaluateur dispose de plusieurs analyses de teneurs de ETM et CTO dans ces boues, les teneurs à considérer seront les médianes des différents résultats d'analyse. Dans un contexte où les données ne sont pas suffisantes pour calculer une médiane pertinente (ou quand il y a suffisamment de données, mais qu'une grande part des résultats est en dessous du seuil de quantification), les valeurs maximales disponibles seront alors à privilégier. Dans tous les cas, l'évaluateur doit rester conscient que la qualité des boues est potentiellement variable, et doit intégrer au mieux cette variabilité dans son évaluation, éventuellement lors de l'analyse des incertitudes.

3.2.2.1 TENEURS EN SUBSTANCES CHIMIQUES ATTRIBUABLES AUX BOUES EPANDUES POUR UNE PARCELLE DONNEE

L'évaluation quantitative du risque pour les effets chroniques sera réalisée d'une part sur les teneurs totales dans les sols (valeurs de bruit de fond plus apport des boues épandues) et d'autre part sur la contribution seule des boues à ces teneurs.

L'apport théorique des boues aux teneurs dans les sols se calcule à partir de la surface et de la densité des sols amendés, ainsi que des teneurs en substances dans les boues épandues, selon la relation suivante.

$$[X]_{\text{sol/boue}} = [X]_{\text{boue}} \times M_{\text{boue}} / M_{\text{terre}}$$

avec $[X]_{\text{sol/boue}}$: teneur en substance X dans le sol attribuable à l'épandage de boue (mg/kg) ;

$[X]_{\text{boue}}$: teneur en substance X dans la boue (mg/kg) ;

M_{boue} : masse de boue épandue dans le sol amendé (kg) ;

M_{terre} : masse de terre de surface du sol amendé (kg).

La masse de terre de surface du sol amendé M_{terre} correspond à la quantité de sol dans lequel les boues vont être mélangées. Ce paramètre se détermine selon la relation suivante :

$$M_{\text{terre}} = S_{\text{terre}} \times P_{\text{enfouissement}} \times D_{\text{sol}}$$

avec S_{terre} : surface du sol amendé (m²) ;

$P_{\text{enfouissement}}$: profondeur d'enfouissement de la boue (m) ;

D_{sol} : masse volumique du sol amendé (kg/m^3).

Les teneurs en substances chimiques dans les boues, la masse de boues épandue et la surface concernée par l'épandage sont fournies dans des documents inclus dans le dossier de demande d'autorisation ou dans les programmes prévisionnels d'épandage valables pour une année.

Concernant le paramètre « masse volumique de la terre de surface » du sol amendé, soit il peut être mesuré de façon spécifique, soit une valeur théorique issue la littérature scientifique peut être sélectionnée à partir des caractéristiques pédologiques du sol. Au niveau français, les valeurs usuelles de masse volumique pour un sol agricole sont comprises entre $1,3 \cdot 10^{-3}$ et $1,7 \cdot 10^{-3} \text{ kg/m}^3$.

La profondeur d'enfouissement de la boue peut être estimée au cas par cas en interrogeant des agriculteurs sur les pratiques locales. Il est important de noter que la valeur retenue doit être la profondeur d'enfouissement après labour, celui-ci pouvant avoir lieu quelques mois après l'épandage. Cette profondeur d'enfouissement est généralement comprise entre 20 et 30 cm.

3.2.2.2 PRISE EN COMPTE DE LA ROTATION DES CULTURES

L'évaluation des risques sanitaires réalisée dans le cadre du dossier de demande d'autorisation doit prendre en compte l'épandage des boues de station d'épuration sur l'ensemble du plan d'épandage et sur la durée pour laquelle l'autorisation est accordée. Cette durée n'est pas précisée dans la réglementation mais peut être estimée en fonction des pratiques locales. Elle est généralement comprise entre 5 et 10 ans, mais peut tout à fait être supérieure à 10 ans en théorie.

Chaque parcelle du plan d'épandage est généralement épandue tous les trois ans pendant la durée de l'autorisation. Ainsi, un tiers de la surface épandable est épandue chaque année. Cette approche devra bien entendu être adaptée au plan d'épandage spécifique au contexte étudié.

Le tableau 1 permet d'illustrer à quelle surface épandue un individu est exposé au cours d'une année n (en supposant que la surface épandue S est la même chaque année, et qu'elle est égale au tiers de la surface épandable) pour une durée arbitraire d'épandage de 10 ans.

année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
îlot de parcelles 1	Boues			Boues			Boues			Boues
îlot de parcelles 2		Boues			Boues			Boues		
îlot de parcelles 3			Boues			Boues			Boues	
Les cibles sont exposées aux boues épandues sur la surface :	S	2xS	3xS	4xS	5xS	6xS	7xS	8xS	9xS	10xS

Tableau 1 : surface d'exposition à considérer en fonction des années successives du plan d'épandage.

Ainsi :

- la première année, les cibles sont exposées aux boues épandues sur un tiers de la surface épandable ;

- la deuxième année, les cibles sont exposées aux boues épandues sur deux tiers de la surface épandable, ce qui correspond aux boues épandues la deuxième année et l'année précédente ;
- l'année n, les cibles sont exposées aux boues épandues sur n tiers de la surface épandable.

Pour les substances qui ne se dégradent pas, et qui s'accumulent dans le temps, l'exposition à ces substances sera ainsi proportionnelle à la surface épandue. Le cas des substances qui se dégradent est abordé à la section 3.2.2.3.

L'évaluateur pourra en fonction des contextes locaux adapter la durée du plan d'épandage, par exemple sur la base des valeurs suivantes :

- 10 ans, ce qui correspond à la durée généralement observée pour l'autorisation administrative d'un plan d'épandage ;
- 30 ans, ce qui correspond à une valeur majorante de la durée de résidence dans une même habitation, sans déménagement, et ce qui correspond donc à une durée raisonnablement majorante pour une cible « riverain » ;
- 70 ans, ce qui correspond à la durée de vie entière usuellement considérée en évaluation de risque.

Pour chacune de ces durées d'épandage, les hypothèses ainsi que les principes décrits ci-dessus pour une durée de 10 ans sont identiques. En conséquence, des durées d'épandage de 30 et 70 ans correspondent à des scénarios très conservatoires dans la mesure où elles impliquent une accumulation des substances chimiques non dégradées sur des durées équivalentes.

Il convient en particulier de noter que le scénario reposant sur une durée d'épandage de 70 ans suppose une continuité des différentes hypothèses présentées dans le cadre de ce guide, ce qui paraît peu réaliste tant en terme de qualité des boues (pour lesquelles il est attendu par exemple une baisse progressive des teneurs en plomb) qu'en terme de pratiques agricoles (pour lesquelles il est hasardeux d'avancer des hypothèses sur un si long terme). Ce point peut être discuté lors du bilan des incertitudes.

De plus, avec la prise en compte du bruit de fond (cf. section 4.3.6.3), il apparaît dans la plupart des cas que la contribution de l'épandage des boues reste très faible (de l'ordre de quelques pourcents) par rapport à la contribution du bruit de fond, notamment pour les éléments en trace métalliques qui sont issus du fond géochimique des sols. En conséquence, il n'apparaît pas proportionné, sauf spécificité locale, de mener plusieurs évaluations quantitatives des risques sanitaires pour plusieurs durées d'épandage. La faible influence de ce paramètre pourra être mise en évidence lors de l'analyse des incertitudes.

3.2.2.3 PRISE EN COMPTE DE LA DEGRADATION

La dégradation (biotique et abiotique) dans le temps est prise en compte pour les substances, présentes dans les boues, pour lesquelles des demi-vies sont disponibles dans la littérature. Le mécanisme de dégradation est supposé suivre une loi exponentielle, comme illustré par la figure 1.

Sur le plan mathématique, la dégradation peut être formalisée comme suit. La concentration X_n à l'année n est reliée à la concentration initiale X_1 apportée la première année par l'équation :

$$X_n = X_1 \times \exp[-\ln(2) \times (n-1) / T_{1/2}]$$

où $T_{1/2}$ est la demi-vie de la substance considérée (exprimée en années).

Pendant la période d'exposition où l'épandage est réalisé, il convient de considérer un apport de boue par année, chacun de ces apports se dégradant à son rythme. Ainsi, au cours de la cinquième année d'épandage par exemple, un individu sera exposé à :

- l'apport de la première année dégradé pendant 4 ans ;
- l'apport de la deuxième année dégradé pendant 3 ans ;
- l'apport de la troisième année dégradé pendant 2 ans ;
- l'apport de la quatrième année dégradé pendant 1 an ;
- l'apport de la cinquième année ;

soit, en considérant des apports X_i identiques chaque année, une exposition cumulée à :

$$X_1 + X_2 + X_3 + X_4 + X_5.$$

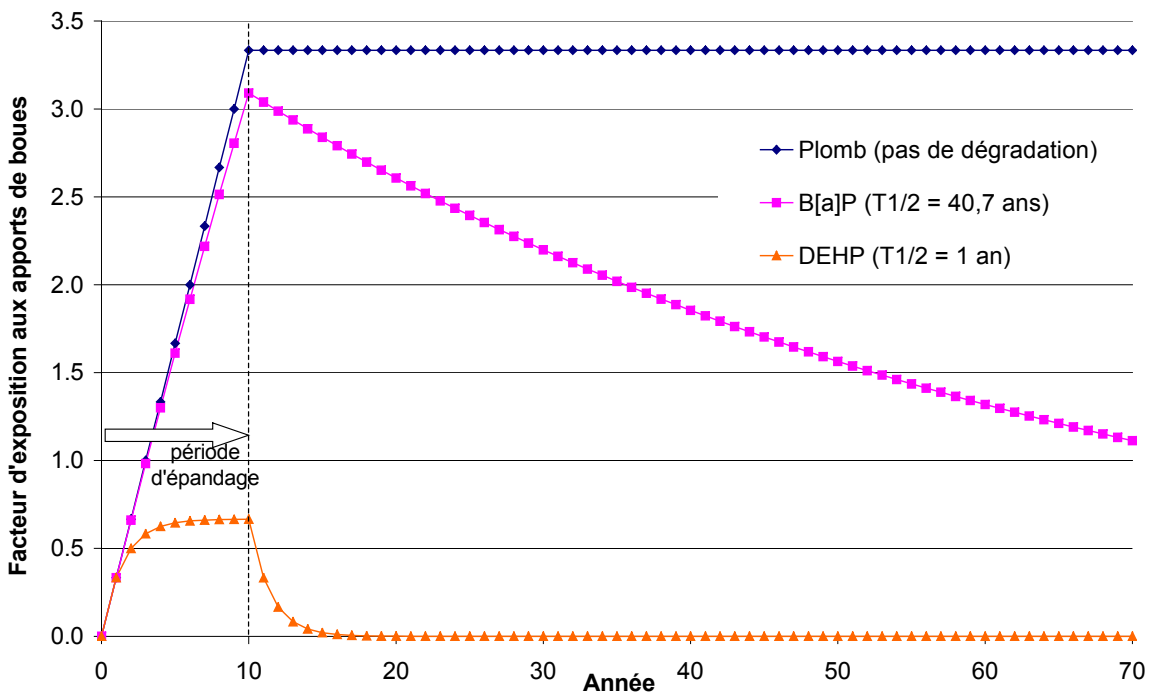


Figure 1 : exemple de dégradation pour trois substances chimiques.

Pour la période d'exposition postérieure à la période d'épandage, il n'y a plus d'apports nouveaux à considérer, mais simplement la dégradation progressive de chacun des apports ayant eu lieu pendant la période d'épandage. En prenant l'exemple d'un plan d'épandage de seulement 10 ans, un individu sera exposé au cours de la cinquième année suivant la fin de ce plan d'épandage à une exposition cumulée à chacun des 10 apports plus ou moins dégradés dans le temps :

- l'apport de la première année dégradé pendant 14 ans ;
- l'apport de la deuxième année dégradé pendant 13 ans ;
- l'apport de la troisième année dégradé pendant 12 ans ;
- ...

- l'apport de la neuvième année dégradé pendant 6 ans ;
- l'apport de la dixième année dégradé pendant 5 ans ;

soit, en considérant des apports X_i identiques chaque année, une exposition cumulée à :

$$X_6 + X_7 + X_8 + X_9 + X_{10} + X_{11} + X_{12} + X_{13} + X_{14} + X_{15}$$

La dégradation est uniquement considérée pour les substances présentes dans les boues. Elle ne s'applique pas aux valeurs de bruit de fond sélectionnées pour les sols considérés.

3.3 CIBLES POTENTIELLEMENT EXPOSEES

Les cibles potentielles sont les personnes exposées de façon directe ou indirecte aux sources de pollution primaires ou secondaires :

- les consommateurs, ne résidant pas à proximité des parcelles amendées, mais dont une partie des aliments ingérés a été cultivée sur des parcelles amendées ;
- les riverains de parcelles amendées, qui sont considérés comme des consommateurs vivant à proximité des parcelles amendées, et pour lesquels une part d'autoconsommation peut être envisagée ;
- les cultivateurs de parcelles amendées, qui sont considérés comme cultivant les parcelles amendées, résidant à proximité de ces parcelles et consommant des aliments issus de ces parcelles.

3.4 USAGES PROPRES A LA VALORISATION AGRICOLE DES BOUES

Dans le cadre de la méthodologie mise en œuvre, il est supposé que l'épandage des boues s'effectue en conformité avec les prescriptions réglementaires françaises récapitulées dans l'introduction générale. Ces prescriptions concernent :

- les restrictions des terrains susceptibles d'être amendés ;
- les contraintes météorologiques ;
- les délais et distances minimaux à respecter ;
- l'exécution de l'épandage.

Si besoin, des usages spécifiques à l'échelle locale pourront être intégrés en plus des prescriptions réglementaires.

3.5 CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES SUBSTANCES SELECTIONNEES ET DES COMPARTIMENTS ENVIRONNEMENTAUX

En fonction des besoins relatifs aux paramètres d'entrée des modèles servant à quantifier les transferts, des caractéristiques physico-chimiques des substances sélectionnées, ainsi que des compartiments environnementaux (sol, air, eau...) pourront être évaluées. Il s'agit par exemple du pH pour les sols et les eaux, de la conductivité pour les eaux, de la quantité de poussières en provenance des sols amendés pour l'air, des coefficients de partage octanol - eau (K_{ow}) et carbone organique - eau (K_{oc}) pour les substances organiques, du coefficient de partage sol - solution (K_d) pour les substances inorganiques.

Pour ce qui est des valeurs caractéristiques des compartiments environnementaux, l'évaluateur de risque privilégiera une mesure de ces paramètres sur un ou plusieurs échantillons représentatifs des milieux rencontrés. A défaut, et aussi pour les propriétés physico-chimiques des substances sélectionnées, les paramètres pourront être sélectionnés à partir de la littérature scientifique. A titre non exhaustif, les bases de données suivantes pourront être consultées :

- concernant les propriétés physico-chimiques des substances sélectionnées :
 - les fiches de données toxicologiques et environnementales des substances dangereuses de l'INERIS ;
 - les fiches de HSDB (Hazardous Substances Data Bank) ;
 - les fiches de l'ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) ;
 - les Environmental Health Criteria Monographs de l'OMS (Organisation Mondiale de la Santé) réalisées dans le cadre du International Program on Chemical Safety (IPCS) ;
 - les documents de travail sur les substances chimiques issus des Guidelines for Drinking Water Quality (troisième édition, 2003) de l'OMS ;
- concernant la caractérisation des sols :
 - la base de données INDIQUASOL (édition 2003, version 1) qui donne des informations sur la géologie, la pédologie, l'hydrogéologie des différentes régions et départements de France ;
 - le réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS) qui suit plus de 2000 points répartis uniformément sur le territoire français, selon une maille carrée de 16 km de côté (selon la zone géographique, la consultation peut être déjà possible sur le site <http://gissol.orleans.inra.fr/programme/rmqs/rmqs.php>) ;
 - le site de l'INRA relatif aux informations sur les éléments traces dans les sols en France, regroupant des données de plusieurs sources : ASPITET, ANADEME, RPG-NPC, RMQS, RENECOFOR (consultable sur le site <http://etm.orleans.inra.fr/>) ;
 - la base de données sur les sols agricoles français : base de données d'analyse de terre, qui donne des informations sur les propriétés physico-chimiques (granulométrie, pH, capacité d'échange cationique) ainsi que sur les distributions statistiques régionales de ces données (consultable sur le site <http://bdat.orleans.inra.fr/geosol/index.php>).

Dans le cadre d'une approche majorante, la valeur retenue pour un paramètre donné est la plus pénalisante parmi un ensemble de valeurs jugées représentatives de ce paramètre dans le contexte donné.

4 EVALUATION QUANTITATIVE DES RISQUES SANITAIRES

4.1 ÉVALUATION DU POTENTIEL DANGEREUX DES SUBSTANCES CHIMIQUES

Les substances chimiques sont susceptibles de provoquer différents types d'effet, en fonction de la durée d'exposition des cibles à ces substances. Les effets chroniques sont susceptibles d'apparaître suite à une exposition prolongée à des doses plus faibles.

L'évaluation du potentiel dangereux des substances chimiques, ou également identification des dangers, consiste à identifier les effets indésirables qu'une substance est intrinsèquement capable de provoquer chez l'homme. Ces effets peuvent être de différents types : effets systémiques, effets cancérigènes, effets mutagènes, effets sur la reproduction et le développement. Ces informations peuvent mettre en évidence si plusieurs substances considérées ont des effets communs sur des organes cibles communs, induits par le même mécanisme d'action (cela peut s'avérer nécessaire lors de la quantification du risque, pour décider du cumul ou non des risques liés aux substances avec effets à seuil ; cf. section 4.4.1).

Les substances présentant un effet à seuil se distinguent des substances sans seuil. Les définitions respectives sont données ci-après :

- pour les substances à effets à seuil, l'effet survient au-delà d'une dose administrée, pour une durée d'exposition déterminée à une substance isolée. L'intensité des effets croît avec l'augmentation de la dose administrée. En deçà de cette dose, il est considéré que l'effet ne surviendra pas. Les substances concernées sont principalement les substances non cancérigènes, voire des substances cancérigènes non génotoxiques ;
- pour les substances à effets sans seuil, l'effet apparaît quelle que soit la dose reçue. La probabilité de survenue croît avec la dose et la durée d'exposition, mais l'intensité de l'effet n'en dépend pas. Cette famille concerne principalement les substances cancérigènes génotoxiques.

Les informations et des données toxicologiques utilisées pour l'identification du potentiel dangereux des substances chimiques proviennent de diverses monographies publiées par des organismes reconnus pour la qualité scientifique de leurs documents, comme :

- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) ; site web : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>
- WHO / OMS (World Health Organisation / Organisation Mondiale de la Santé) et son programme ICPS (International Program on Chemical Safety) ; site web : <http://www.inchem.org/pages/ehc.html>

La classification des substances pour leurs effets cancérigène et génotoxique provient des banques de données suivantes :

- Union Européenne avec l'inventaire EINECS (European Inventory of Existing Commercial Substances) ; site web : <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>
- IARC / CIRC (International Agency for Research on Cancer / Centre International de Recherche sur le Cancer) ; site web : <http://www.inchem.org/pages/iarc.html>
- US EPA (United States Environmental Protection Agency) et son programme IRIS (Integrated Risk Information System) ; site web : <http://www.epa.gov/iris/>

4.2 EVALUATION DES RAPPORTS DOSE - EFFET

L'évaluation des relations dose-effet consiste à définir une relation quantitative entre la dose ingérée ou la concentration inhalée et l'incidence de l'effet délétère. Cette relation est traduite par les Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR).

Dans le cadre de ce guide méthodologique, l'approche pour l'analyse et le choix des Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) des différentes substances chimiques considérées se décompose en deux étapes selon le degré d'approfondissement apporté.

4.2.1 ORGANISMES RETENUS

Les organismes retenus pour la recherche des VTR sont des organismes internationaux tels que :

- WHO / OMS (World Health Organisation / Organisation Mondiale de la Santé), ou des comités associés comme le JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) ;
- US EPA (United States Environmental Protection Agency) ;
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) ;
- RIVM (RijksInstituut voor Volksgezondheid en Milieu) ;
- OEHHA (Office of Environmental Health Hazard Assessment / Dutch National Institute for Public Health and the Environment) ;
- Santé Canada (Health Canada).

Autant que de besoin (absence de valeurs dans les bases précédentes, nécessité de considérer une voie particulière comme la voie alimentaire), l'évaluateur pourra consulter les avis émis par d'autres organismes, même si leur vocation première n'est pas de fournir des VTR :

- des organismes nationaux tels que le Haut Conseil de la Santé Publique (HCSP), le Comité Scientifique de l'Alimentation Humaine (CSAH), l'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments (AFSSA) ;
- les avis de la Commission Européenne (en particulier le CSTE ou Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment), ainsi que les directives européennes (comme la directive européenne sur la qualité de l'air).

Conformément à la pratique d'évaluation des risques sanitaires actuellement en vigueur à l'INERIS [2006], les VTR issues de l'OMS, de l'ATSDR et de l'US EPA seront privilégiées. Pour une substance donnée, une voie donnée et un effet (à seuil ou sans seuil) donné, si aucun de ces trois organismes ne propose de VTR, alors les autres organismes cités ci-avant seront consultés. Cette pratique est conforme à l'esprit de la circulaire de la Direction Générale de la Santé [DGS, 2006] sur les modalités de choix des valeurs toxicologiques de référence.

4.2.2 PREMIER NIVEAU D'APPROCHE

Pour chaque VTR existante (pour une substance donnée et pour une voie donnée), le choix de l'étude critique ainsi que le raisonnement scientifique ayant permis l'élaboration de la VTR seront examinés dans une première étape.

4.2.2.1 CHOIX DE L'ETUDE CRITIQUE

Seuls les résumés des études critiques seront analysés. Les points suivants seront pris en compte afin d'apprécier la qualité de l'étude :

- date de l'étude ;
- réalisation de l'étude chez l'homme (étude épidémiologique) ou chez l'animal ;
- durée de l'exposition ;
- effet critique retenu ;
- sévérité de l'effet critique retenu ;
- établissement d'un NOAEL (No Observed Adverse Effect Level) ou d'un LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level).

4.2.2.2 RAISONNEMENT SCIENTIFIQUE CONDUISANT A L'ELABORATION DE LA VTR

Il sera vérifié :

- l'estimation de la VTR à partir d'un NOAEL ou d'un LOAEL ;
- la cohérence des facteurs d'incertitude ;
- l'ajustement à la durée d'exposition.

4.2.2.3 AVIS ET CHOIX CONCERNANT LES VTR

Si plusieurs VTR sont disponibles : un choix sera effectué, et les explications de ce choix (approche conservatoire, pertinence scientifique...) seront données sur la base des critères décrits précédemment.

Si une seule VTR est disponible : un avis sur la pertinence de cette valeur sera fourni.

Si aucune VTR n'est disponible : la pertinence de la dérivation d'une VTR existante pour une même substance et une autre voie sera étudiée selon les principes définis à la section 4.2.4. Si une telle dérivation n'était pas pertinente, aucune recherche ni proposition supplémentaire ne seront faites ; ce qui implique l'absence de quantification du risque pour la substance et la voie d'exposition concernées, ce point pouvant éventuellement être discuté lors du bilan des incertitudes si cela s'avère nécessaire.

4.2.3 SECOND NIVEAU D'APPROCHE

Si nécessaire, pour certaines substances qui contribueraient significativement aux niveaux de risque calculés alors qu'une forte incertitude serait présente sur les VTR utilisées pour ces substances, une deuxième étape pourra être proposée, consistant en un examen approfondi et complet des études critiques conduisant à l'élaboration des VTR : examen du dispositif d'exposition, du nombre d'animaux étudiés, de la qualité de l'étude, de son classement BPL (« Bonnes Pratiques de Laboratoire »)...

4.2.4 PRINCIPES DE DERIVATION DES VTR EXISTANTES

Dans le cas où pour certaines voies d'exposition, les VTR n'existent pas, des valeurs toxicologiques pour ces voies pourront être dérivées des VTR pour d'autres voies, selon les principes suivants :

- en priorité par dérivation d'une valeur subchronique, si elle existe pour la substance et pour la voie considérée, en appliquant un facteur de sécurité de 10 en raison du temps d'exposition non adapté de la valeur subchronique ;
- à défaut pour la voie inhalation, par dérivation voie à voie de la dose journalière tolérable, lorsqu'elle existe pour la voie orale et que des effets adverses communs aux voies orale et inhalation sont connus⁶, selon la relation :

$$CT = DJT_o \times m \times \tau_o / V \times \tau_i$$

où CT est la concentration tolérable par voie inhalation, DJT_o la dose journalière tolérable par voie orale, m la masse corporelle, V le volume d'air inhalé par jour, et où τ_o et τ_i sont respectivement les taux d'absorption par voie orale et par voie inhalation. Si ces valeurs ne sont pas connues alors par défaut elles sont prises égale à 1.

Les valeurs calculées par dérivation ne sont pas considérées comme des valeurs toxicologiques de référence, dans la mesure où les instituts spécialisés dans l'établissement de telles VTR n'ont pas souhaité recourir par eux-mêmes à de telles dérivations. Néanmoins, ces estimations sont réalisées dans l'objectif de rester conservatoire en proposant une valeur, la plus pertinente possible compte tenu des informations disponibles, pour les voies d'exposition considérées en l'absence de VTR.

Pour ce qui est de la voie par contact cutané, l'INERIS propose de ne pas calculer de relations dose-effet dérivées des VTR existantes pour la voie orale, en cohérence avec le positionnement actuel de la DGS (Direction Générale de la Santé) et de l'OPERSEI (Observatoire des Pratiques de l'Evaluation des Risques Sanitaires dans les Etudes d'Impact).

Quand la dérivation n'est pas possible, l'approche quantitative n'est pas réalisable et l'évaluateur doit alors mener une approche qualitative, qui peut par exemple trouver sa place lors de l'analyse des incertitudes.

4.2.5 PRISE EN COMPTE D'UNE VOIE SPECIFIQUE « INGESTION D'ALIMENTS »

Compte tenu de l'importance de l'exposition par ingestion d'aliments (qui contribue généralement à plus de 90% des niveaux de risque, comme le montre l'étude de cas), l'INERIS estime qu'il est proportionné de rechercher, quand elles sont disponibles, des VTR spécifiques à l'ingestion d'aliments en lieu et place des VTR pour l'ingestion « en général » (incluant tous les modes d'ingestion : sol, eau, aliments...).

La recherche de telles VTR spécifiques à l'ingestion d'aliments pourra par exemple s'appuyer sur les avis rendus par des organismes comme le JECFA, le CSAH ou l'AFSSA.

⁶ Cette démarche est cohérente avec la réponse n°22 de l'Observatoire des Pratiques de l'Evaluation des Risques Sanitaires dans les Etudes d'Impact (OPERSEI), consultable sur le site http://www.sante.gouv.fr/htm/dossiers/etud_impact/sommaire.htm

4.3 EVALUATION DE L'EXPOSITION

4.3.1 PRINCIPES

L'exposition à une substance chimique dépend :

- de sa concentration et de son comportement physico-chimique ;
- des voies et des niveaux d'exposition des individus avec ce contaminant.

Pour l'épandage de boues sur sols agricoles, le terme source considéré sera le sol, avant épandage pour tenir compte du bruit de fond et après épandage pour tenir compte de l'amendement.

Cette étape d'évaluation de l'exposition consiste à déterminer les milieux et les voies d'exposition, la fréquence et la durée d'exposition des cibles, et à quantifier l'exposition des populations sur la base du schéma conceptuel établi. La figure 2 présente le schéma de principe de quantification de l'exposition.

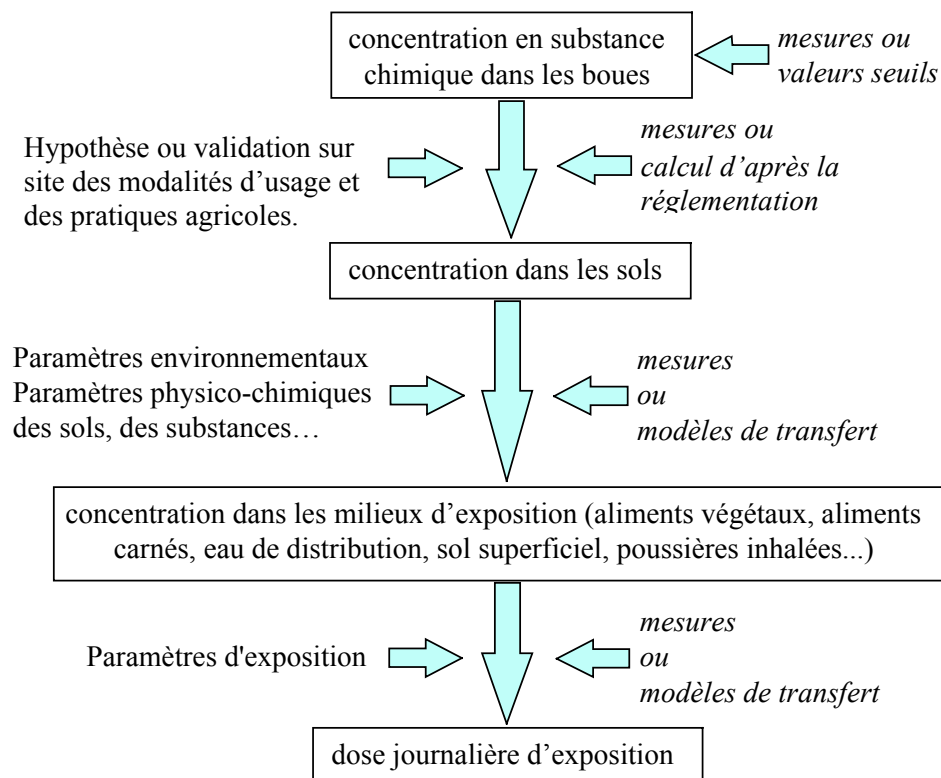


Figure 2 : schéma de principe de la quantification de l'exposition.

Dans le cadre de l'évaluation des risques liés à l'épandage de boues de station d'épuration sur les sols agricoles, seule une exposition de type chronique est envisagée. Cela correspond à des expositions récurrentes ou continues correspondant à une fraction significative de la vie entière. Les expositions répétées n'intervenant qu'une partie de l'année, comme celles liées à une activité saisonnière dans l'environnement (exemple : promenade sur parcelles amendées) devront également être considérées.

Cette phase s'appuie sur un schéma conceptuel dont la définition est donnée ci-après.

4.3.2 SCHEMA CONCEPTUEL

4.3.2.1 DEFINITION

Le schéma conceptuel de l'exposition a pour objectif de définir les voies de passage des contaminants du sol vers les populations cibles. Il est nécessaire d'identifier :

- les points d'exposition et les voies d'administration des contaminants pour les différentes catégories de populations potentiellement exposées ;
- les modes de transfert des contaminants du sol vers les autres milieux.

Le schéma conceptuel doit prendre en compte les données environnementales recueillies lors de la phase de caractérisation du site, sur l'occupation des sols, les caractéristiques physico-chimiques des sols et des substances sélectionnées.

4.3.2.2 VOIES D'EXPOSITION A CONSIDERER

Pour qu'une substance chimique arrive au contact d'une cible, il faut qu'elle puisse migrer dans les différents compartiments environnementaux. Les différents modes de migration constituent les voies d'exposition. Celles-ci sont détaillées ci-dessous, en fonction de la durée de l'exposition.

Dans des contextes spécifiques, certaines voies mentionnées ci-dessous pourront ne pas être prises en compte, sur la base du schéma conceptuel retenu.

L'exposition chronique est à prendre en compte pour la caractérisation du risque sanitaire lié aux sols amendés⁷. Cette exposition est directe si elle se fait depuis le sol amendé, ou indirecte si elle est consécutive à un transfert des substances chimiques vers les compartiments de l'environnement qui sont en relation avec les sols amendés. Pour ce type d'exposition, trois types de cibles doivent être définis : les consommateurs dont une partie des aliments a été cultivée sur des parcelles amendées, les riverains de parcelles amendées, les cultivateurs de parcelles amendées.

La figure 3 synthétise l'ensemble des voies d'exposition envisageables au travers du schéma conceptuel global de l'exposition.

4.3.2.2.1 Exposition chronique directe

Les voies directes d'exposition chronique concernent uniquement les cibles riveraines des parcelles amendées à savoir les riverains et les agriculteurs. Trois voies d'exposition peuvent être envisagées :

- l'ingestion accidentelle de particules de sol amendé suite à la déposition de ces particules sur les mains ;
- l'inhalation de particules provenant du sol amendé. Pour l'agriculteur, en particulier, cette voie pourrait être importante lors des phases de travail du sol après épandage (labour, semis...) ;
- le contact cutané avec le sol amendé.

⁷ Pour les boues solides et stabilisées, l'exposition chronique aux boues peut également être considérée en fonction des pratiques et dans le cas de dépôts temporaires sur les parcelles d'épandage sans travaux d'aménagement (article 5 du décret du 08 janvier 1998).

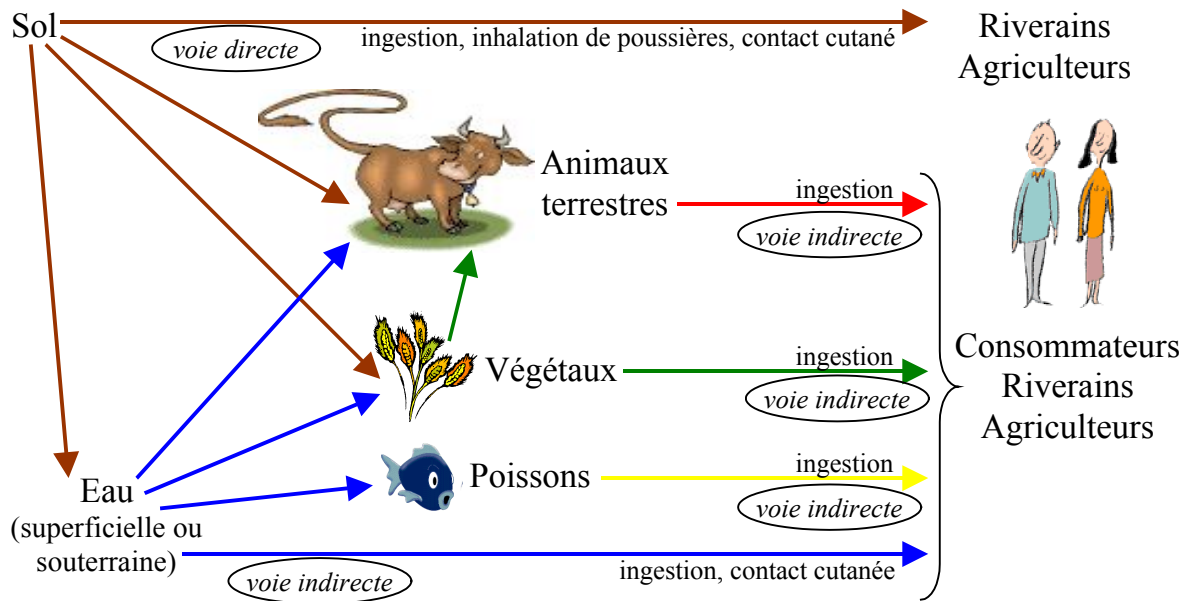


Figure 3 : schéma conceptuel global de l'exposition.

Pour une exposition chronique, il est considéré que les substances volatiles éventuellement contenues dans les boues de station d'épuration se sont volatilisées pendant leur stockage à l'air libre (qui peut durer plusieurs mois), et qu'elles ne sont plus présentes à des teneurs significatives dans les différents compartiments environnementaux auxquels les cibles sont exposées.

4.3.2.2 Exposition chronique indirecte

Les voies indirectes d'exposition chronique concernent toutes les cibles définies précédemment (cf. section 3.3). Hormis le cas où l'agriculteur consomme ses propres productions, les voies d'exposition sont soumises à plus d'incertitudes, du fait de la multiplication des compartiments intermédiaires. Par exemple, l'ingestion de végétaux et de viande est à replacer dans le contexte alimentaire général (cf. section 4.3.3). Les principales voies sont les suivantes :

- ingestion de végétaux cultivés sur les parcelles amendées. Il sera nécessaire d'examiner les différentes voies de transfert des contaminants vers les végétaux (prélèvement racinaire, transfert aérien...);
- ingestion de viande issue de cheptels nourris à base de végétaux cultivés et/ou ayant pâturé sur les parcelles amendées;
- ingestion d'eau et/ou contact cutané avec l'eau lors de baignades dans des rivières adjacentes aux parcelles amendées et potentiellement contaminées par les substances chimiques (par érosion, ruissellement...);
- ingestion de poissons pêchés dans des rivières adjacentes aux parcelles amendées et potentiellement contaminées par les substances chimiques (par érosion, ruissellement...);
- ingestion d'animaux s'abreuvant avec une eau potentiellement contaminée.

4.3.2.2.3 Cas de l'exposition via l'eau

L'ingestion d'eau issue de captage AEP (alimentation en eau potable) n'est pas envisagée *a priori* car l'éventuelle contamination de ces captages est censée être

prévenue par les prescriptions réglementaires relatives à l'épandage et par les contrôles réguliers réalisés sur ces captages.

Dans une première approche, il est proposé de ne pas retenir les voies d'exposition mettant en jeu les eaux souterraines ou superficielles (par exemple ingestion d'eau, contact cutané avec l'eau, ingestion d'eau et/ou contact cutané avec l'eau lors de baignades dans des rivières adjacentes aux parcelles amendées et potentiellement contaminées par les substances chimiques, ingestion de poissons pêchés dans des rivières contaminées...). Pour les eaux superficielles comme pour les eaux souterraines, il est en effet supposé que le respect des distances préconisées par la réglementation suffit à prévenir toute contamination de ces eaux (les périmètres de protection définis sont disponibles dans les déclarations d'utilité publique ou DUP).

De plus, pour ce qui est du transfert vers les eaux souterraines, en fonction de la texture des sols, le transfert des substances chimiques depuis les boues épandues existe essentiellement sous forme particulaire. Une synthèse de différentes études a montré que la lixiviation de substances organiques des boues épandues vers les eaux souterraines est un phénomène négligeable [Wilson *et al.*, 1996 ; Staples *et al.*, 2001 ; Schowanek *et al.*, 2003]. Pour les substances inorganiques, ce phénomène peut également être négligé, au regard des études scientifiques menées à différentes échelles [Gove *et al.*, 2001 ; Al-Subu *et al.*, 2003]. En conséquence, le transfert des substances chimiques depuis les sols amendés vers les eaux souterraines peut ne pas être considéré dans la plupart des cas d'application de la méthodologie d'évaluation du risque sanitaire liés à l'épandage des boues de station d'épuration sur les sols agricoles.

Dans le cas où des conditions particulières laisseraient cependant supposer une possibilité de pollution chronique par le vecteur eau, la modélisation des transferts vers les eaux superficielles et/ou souterraines pourrait alors être envisagée. Toutefois, les outils actuellement disponibles sont jugés peu robustes pour modéliser le transfert de substances épandues sur un sol vers les eaux superficielles ou souterraines.

4.3.2.2.4 Problématique des nuisances olfactives

Les nuisances olfactives constituent une critique récurrente de l'épandage des boues, malgré les dispositions mises en œuvre pour limiter de telles émissions. En effet, le respect de la réglementation (en ce qui concerne en particulier l'enfouissement) et des bonnes pratiques d'épandage vise à prévenir les émissions odorantes. Par ailleurs, en dehors des éventuelles propriétés toxiques des substances odorantes, l'évaluation quantitative des risques sanitaires ne permet pas encore de quantifier objectivement les effets sanitaires des odeurs. Les troubles de nature psychique tels que la gêne, l'agressivité ou la dépression sont des effets difficiles à évaluer collectivement car ce sont des symptômes à causes multiples dans lesquelles rentrent pour une part variable des facteurs individuels. L'importance des fluctuations interindividuelles est telle que la recherche d'un « seuil d'effet universel » semble aujourd'hui illusoire. En tout état de cause, le pétitionnaire présentera au sein du volet sanitaire de son dossier les actions envisagées permettant de justifier que les émissions d'odeurs auxquelles sont soumises les populations sont maîtrisées (notamment *a minima* via l'application de la réglementation).

4.3.3 LA DEMARCHE DANS LE CONTEXTE ALIMENTAIRE GLOBAL

L'objectif du volet sanitaire du dossier de demande d'autorisation est de quantifier les risques sanitaires liés à l'épandage des boues. Dans le cadre des expositions indirectes aux boues, il ne paraît pas cohérent d'évaluer le seul impact de la ration alimentaire provenant des parcelles amendées sans y ajouter le « bol alimentaire » consommé en complément. La figure 4 illustre la place du plan d'épandage étudié par rapport au contexte alimentaire global.

Considérant que les parcelles amendées par des boues représentent à ce jour environ 5% de la surface agricole utile (SAU) en France ⁸, l'INERIS considère de façon générale que 5% des aliments (végétaux ou animaux) ingérés par les cibles « consommateurs » proviennent de parcelles amendées par des boues (une éventuelle consommation d'aliments auto-produits par ces cibles n'est pas envisagée en tant que telle car non impactée par le plan d'épandage considéré). L'évaluateur pourra adapter ce pourcentage en fonction des futures évolutions des pratiques d'épandage.

Cette décomposition ne tient cependant pas compte de la consommation d'aliments auto-produits par les cibles « riverains » et « agriculteurs », et susceptibles d'être contaminés par les boues du plan d'épandage considéré. Aussi, pour les voies d'exposition par ingestion de végétaux et d'animaux ⁹, l'INERIS propose de décomposer la ration alimentaire moyenne (décrite à la section 4.3.5.3) pour chaque catégorie d'aliment comme suit :

- une fraction provenant spécifiquement du plan d'épandage faisant l'objet de la demande d'autorisation, et égale à la somme :
 - du pourcentage de la surface du plan d'épandage considéré par rapport à la surface agricole utile au niveau national,
 - de la fraction auto-produite de l'aliment considéré (cf. section 4.3.5.3) ;
- le restant ne provenant pas du plan d'épandage faisant l'objet de la demande d'autorisation, et se décomposant en :
 - 95% d'aliments provenant de parcelles non amendées au niveau national ;
 - 5% d'aliments en provenance de parcelles amendées au niveau national.

Pour les aliments provenant spécifiquement des parcelles du plan d'épandage étudié, les concentrations dans ces aliments sont calculées à partir :

- de la teneur de bruit de fond en substances chimiques des sols des parcelles amendées (ces données sont à acquérir si possible de façon spécifique au plan d'épandage) ;
- de la contribution supplémentaire des boues épandues (selon les modes de calcul présentés à la section 3.2.2) ;
- de facteurs de bioconcentrations spécifiques aux particularités des sols des parcelles amendées.

⁸ Il est ainsi considéré que 3% de la SAU sont concernés par l'épandage de boues de stations d'épuration urbaines et que 2% de la SAU sont concernés par l'épandage de boues de stations d'épuration industrielles.

⁹ Ainsi, les concentrations à prendre en compte pour les voies d'exposition par ingestion de végétaux et d'animaux ne sont pas limitées aux concentrations du plan d'épandage considéré, comme pour les autres voies d'exposition (ingestion de sol, inhalation de poussières).

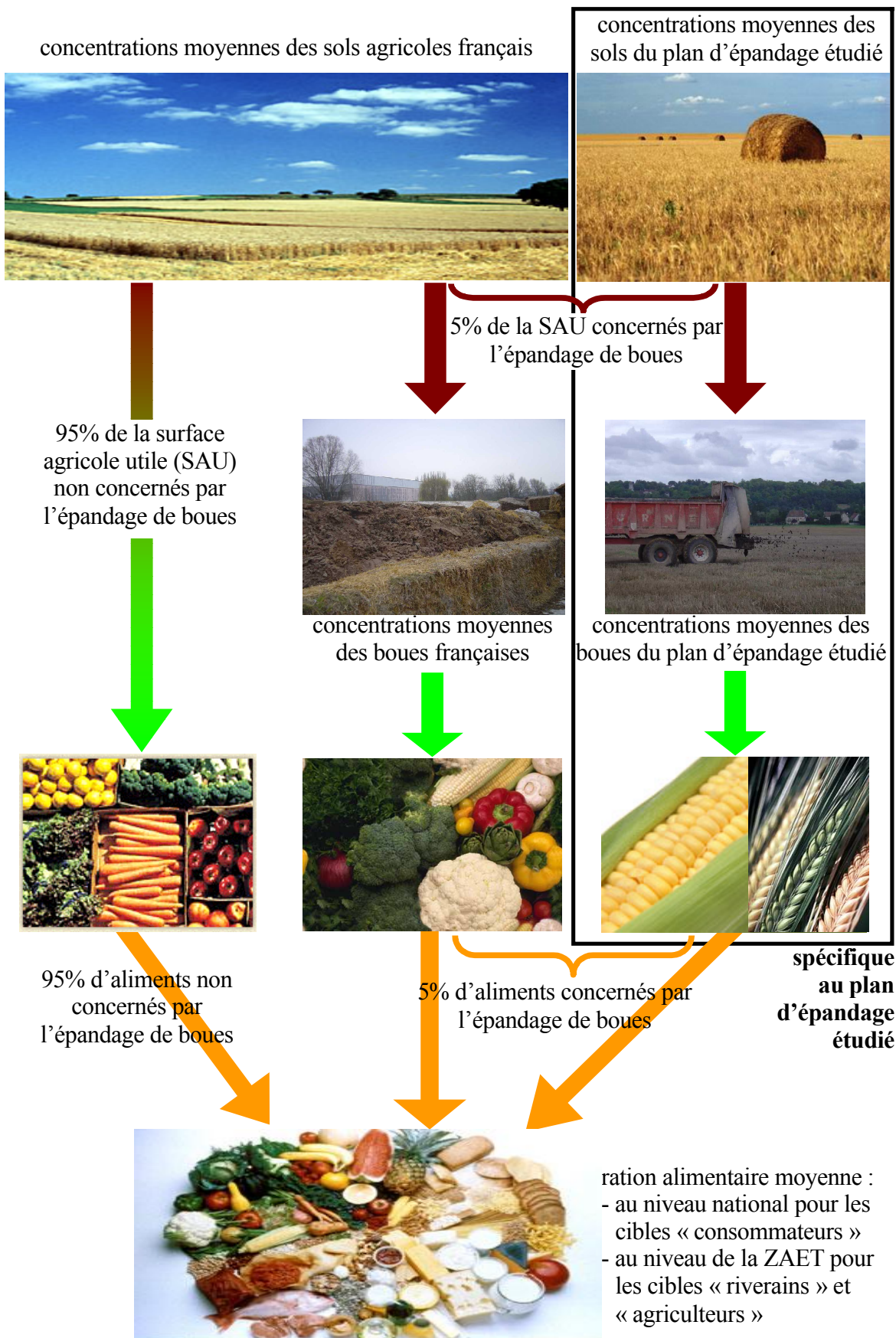


Figure 4 : illustration de la place du plan d'épandage étudié par rapport au contexte alimentaire global.

Pour les aliments provenant des autres parcelles concernées par l'épandage de boues au niveau national, les concentrations sont calculées à partir :

- de la teneur de bruit de fond en substances chimiques des sols agricoles au niveau national ;
- de la contribution supplémentaire des boues épandues en utilisant des données moyennes au niveau national ;
- de facteurs de bioconcentrations, par défaut identiques à ceux retenus pour les parcelles du plan d'épandage étudié.

Pour les aliments ne provenant pas de parcelles concernées par l'épandage de boues au niveau national, les concentrations sont calculées à partir :

- de la teneur de bruit de fond en substances chimiques des sols agricoles au niveau national ;
- de facteurs de bioconcentrations, par défaut identiques à ceux retenus pour les parcelles du plan d'épandage étudié.

Cette démarche permet de calculer un impact global de la voie d'exposition par ingestion d'aliments (voie prépondérante dans de nombreux cas), tout en se gardant la possibilité de relativiser les résultats en présentant les contributions de chaque compartiment environnemental.

4.3.4 PARAMETRES DE TRANSFERTS

Sur la base des vecteurs de transfert identifiés dans le schéma conceptuel, les concentrations en substances chimiques dans les différents compartiments environnementaux doivent être déterminées. Cette détermination passe soit par la mesure directe, soit par la modélisation. Dans un premier temps, cette dernière approche sera privilégiée. L'utilisation d'un modèle de transfert nécessite la sélection de valeurs de paramètres adaptées, effectuée à partir d'un examen de données bibliographiques (y compris les données spécifiques disponibles dans les dossiers de demande d'autorisation d'épandage).

Des exemples de voies de transfert sont abordés ci-après.

4.3.4.1 TRANSFERTS VERS LES VEGETAUX

L'objectif de la modélisation de cette voie est de déterminer les teneurs des substances considérées dans les parties comestibles de différents végétaux cultivés sur les parcelles amendées.

Les végétaux concernés peuvent être consommés de façon directe¹⁰ par l'être humain (blé, betterave, pommes de terre...) ou indirecte après consommation de produits animaux ayant consommé ces végétaux (orge, ray-grass...).

4.3.4.1.1 Estimation des paramètres de transfert vers les végétaux

Pour estimer le transfert des substances chimiques depuis le sol vers les végétaux, l'évaluateur utilisera de préférence, si elles sont disponibles, les teneurs en substances chimiques dans les végétaux cultivés dans des conditions similaires à la parcelle amendée considérée (contexte pédoclimatique analogue, caractéristiques d'épandage et nature de boues épandues similaires...). A défaut,

¹⁰ La consommation « directe » n'exclue pas une éventuelle transformation agroalimentaire.

différents outils sont disponibles pour modéliser ce transfert des substances chimiques depuis le sol vers les végétaux :

- des mesures de teneurs extractibles de l'élément considéré par un extractant corrélées à la phytodisponibilité de l'élément sélectionné. De nombreuses expérimentations ont en effet montré la corrélation entre l'extraction d'un élément donné avec un extractant particulier (EDTA, DTPA...) ¹¹ et le prélèvement de cet élément par la plante. Dans le cas où l'évaluation du risque serait menée pour des sols qui ont fait l'objet d'un épandage de boues aux propriétés similaires, l'évaluateur pourra s'appuyer sur les résultats de telles extractions. Diverses recherches menées par l'INRA dans le cadre du programme AGREDE permettent d'illustrer ce point et le lecteur pourra s'y référer pour tout complément à ce sujet [Tercé, 2003] ;
- des paramètres indicateurs du transfert des substances chimiques du sol vers les végétaux. A titre d'exemple couramment utilisé dans les évaluations de risque, le facteur de bioconcentration (BCF) est égal au rapport entre la concentration de la substance dans la plante et la concentration de la substance dans le sol sur lequel la plante a été cultivée [Travis and Arms, 1982 ; Fries, 1986]. La sélection des BCF pouvant parfois s'avérer délicate, une méthodologie est proposée ci-après ;
- à défaut, des modèles de transfert semi-empiriques. Par exemple, pour le transfert racinaire des substances organiques, l'équation de Versluijs [1998] est envisageable. Pour les substances inorganiques, la relation de Baes [1982] est plus adaptée. Certaines relations relient le prélèvement par la plante aux propriétés physico-chimiques des sols (comme la texture, le pH...) facilement déterminables en laboratoire [Pinet *et al.*, 2003]. L'évaluateur peut également recourir à ces relations.

4.3.4.1.2 Méthodologie de sélection des BCF

Lorsque l'évaluateur choisit de caractériser le transfert sol-plante par le facteur de bioconcentration (BCF), il pourra sélectionner les valeurs disponibles dans la littérature selon la méthodologie décrite ci-dessous.

Afin de mener à bien la sélection, les études fournissant des BCF retenues devront mentionner notamment :

- pour les sols : leurs propriétés pédologiques (texture, pH, teneur en matière organique...) ainsi que les teneurs en contaminants dans les sols avant et après épandage des boues (une information sur d'autres sources potentielles de contamination à proximité peut également être utile) ;
- pour les boues : les quantités de boues épandues et leurs teneurs en contaminants ;
- pour les végétaux : le type de végétal considéré, le type de culture réalisé (plein champ, lysimètre, hors sol...), et le stade de maturité auquel le végétal aura été récolté.

De façon générale, les études sélectionnées auront été réalisées, dans la mesure du possible, dans des conditions proches de celles considérées pour la quantification du risque. Les critères de sélection peuvent, par exemple, porter sur les systèmes expérimentaux mis en œuvre dans l'étude, les propriétés

¹¹ EDTA : acide éthylènediamine tétra-acétique ; DTPA : diéthylènetriamine penta-acétique.

pédologiques des sols utilisés, les apports de boue effectués ou les végétaux étudiés :

- concernant les moyens expérimentaux mis en œuvre, les études de plein champ ou en lysimètres seront préférées à des études en vase de végétation ou en conditions hydroponiques (végétal cultivé dans une solution de sol) ;
- concernant les propriétés pédologiques des sols mentionnés dans les études sélectionnées, elles devront se rapprocher de celles des sols considérés dans le cadre de l'évaluation du risque ;
- concernant les boues, les quantités apportées au sol devront être inférieures aux teneurs maximales prescrites par la réglementation ;
- concernant les végétaux, ils auront été récoltés au stade de maturité auquel ils sont consommés.

Par rapport à l'ensemble des valeurs de BCF disponibles pour une substance chimique et un végétal donnés, il est possible dans un premier temps de restreindre la gamme des valeurs considérées comme pertinentes en sélectionnant celles issues d'études pour lesquelles les conditions expérimentales (nature du sol, pratiques d'épandage...) sont les plus proches des conditions réelles observées sur le terrain.

Dans un second temps, parmi cette gamme de valeurs considérées comme pertinentes, l'évaluateur considérera tout d'abord, selon une approche conservatoire, les valeurs les plus pénalisantes. Par la suite, et si nécessaire, une valeur plus adaptée (moyenne, médiane, valeur convergente...), toujours choisie dans cette gamme de valeurs considérées comme pertinentes, pourra être utilisée dans l'étape d'analyse des incertitudes.

4.3.4.2 TRANSFERTS VERS LES ANIMAUX

L'objectif de la modélisation de cette voie est de déterminer les teneurs des substances considérées dans les animaux exposés de façon directe et indirecte aux boues épandues : par exemple, les bovins ou ovins présents sur des pâtures amendées.

Pour la modélisation du transfert des substances chimiques depuis le sol vers les animaux, l'évaluateur pourra recourir à différents outils :

- l'évaluateur pourra utiliser des paramètres indicateurs du transfert des substances chimiques du sol vers les animaux. A titre d'exemple couramment utilisé dans les évaluations de risque, l'évaluateur pourra recourir aux facteurs de bioaccumulation (BAF). La bioaccumulation se définit par le prélèvement et la conservation de substances contaminantes issues de l'environnement par des organismes via diverses voies [Fries and Paustenbach, 1990] ;
- à défaut, l'évaluateur pourra recourir à des modèles de transfert semi-empiriques. Par exemple, l'équation de Travis and Arms [1982] pourra être utilisée.

En cohérence avec la non-prise en compte *a priori* des voies d'exposition mettant en jeu les eaux souterraines ou superficielles (cf. section 4.3.2.2.3), le transfert des substances chimiques vers des organismes aquatiques (poissons d'eau douce) ne sera pas non plus considéré *a priori* dans l'évaluation du risque. De plus, la dilution des substances chimiques depuis les parcelles amendées jusqu'à l'eau de rivière (dans l'hypothèse du respect des dispositions réglementaires) et le mode de vie du poisson (habitat dispersé, à l'exception des élevages piscicoles)

rendent peu réaliste une contribution significative de l'épandage de boues à l'accumulation de substances chimiques dans les tissus des poissons. Les élevages piscicoles ne sont pas non plus inclus *a priori* dans le cadre de cette méthodologie, car il est considéré que les eaux utilisées par ces installations sont soumises à des contrôles réguliers et à des exigences sanitaires définies par ailleurs.

Néanmoins, en raison de spécificités locales (comme l'exemple d'une pratique fréquente de la pêche), la voie de transfert vers les poissons pourra être considérée de façon analogue à ce qui est décrit ci-dessus. Cette voie sera donc maintenue dans le schéma conceptuel, et sera considérée au cas par cas lors des applications sur site. Toutefois, les outils actuellement disponibles sont jugés peu robustes pour modéliser le transfert de substances épandues sur un sol vers les organismes aquatiques.

4.3.4.3 AUTRES VOIES DE TRANSFERT

4.3.4.3.1 Inhalation de poussières

Il est supposé que la contamination de l'air à partir du sol a pour origine le processus d'émission particulaire.

Les poussières inhalées par les cibles ont pour origine une émission depuis le sol, sous forme particulaire. Pour cette voie, l'approche retenue est celle, *a priori* conservatoire, proposée par le RIVM [Van den Berg, 1994 ; Verkamp et ten Berge, 1994] qui considère qu'une fraction fixe importante des particules présentes dans l'air ambiant inhalé par les cibles provient du sol contaminé.

4.3.4.3.2 Contact cutané

Pour la voie cutanée, la dose calculée est généralement la dose absorbée. Les approches retenues dans les différents modèles sont très variables. Certains utilisent un taux d'absorption propre à la substance considérée, d'autres sont basés sur une vitesse d'absorption et une durée de contact avec le contaminant. Avant qu'il y ait diffusion au travers de la couche cornée selon un régime stationnaire, certains de ces modèles considèrent une phase transitoire. Concernant le contact cutané avec le sol ou la boue, des modèles intègrent dans leurs équations la volatilisation du contaminant au cours du temps à partir de la fine couche de sol déposé sur la peau [US EPA, 1992].

Il convient de noter que, s'il est possible de quantifier l'exposition par contact cutané, en revanche la quantification des risques sanitaires associés est rarement menée du fait de l'absence de VTR par voie cutanée pour la plupart des substances dans l'état actuel des connaissances scientifiques. Il est suggéré d'aborder ce point lors de l'analyse des incertitudes.

4.3.5 PARAMETRES D'EXPOSITION

4.3.5.1 DEFINITIONS

Les paramètres d'exposition caractérisent le comportement et la physiologie des cibles, comme par exemple :

- la fréquentation des parcelles amendées ;
- la quantité de végétaux ingérés par jour ;
- la quantité de terre ingérée (accidentellement) par jour ;

- le volume d'air inhalé ;
- la masse corporelle ;
- ...

La valeur des paramètres d'exposition varie en fonction de la cible enfant ou adulte. Par convention, la cible enfant est considérée entre 0 et 6 ans, et la cible adulte entre 6 et 70 ans (durée de vie entière usuellement prise en compte dans les évaluations de risque chronique).

Pour apprécier les effets sans seuil, il est possible d'envisager des scénarios cumulatifs sur la vie entière :

- une cible « consommateur vie entière » cumulant les cibles « consommateur enfant » et « consommateur adulte » ;
- une cible « riverain vie entière » cumulant les cibles « riverain enfant » et « riverain adulte » ;
- une cible « agriculteur vie entière » cumulant les cibles « riverain enfant », « agriculteur adulte » (pendant 40 ans par exemple) et « riverain adulte ».

Il convient de privilégier, dans la mesure où elles sont disponibles, les données correspondant le plus possible au contexte local : préférer des enquêtes départementales à des enquêtes nationales ; privilégier des études françaises à des études internationales ; prendre en compte le type d'exploitation agricole...

4.3.5.2 CONTACT DES CIBLES AVEC LE SOL AMENDE

La sélection de paramètres d'exposition adaptés permet d'estimer le contact des cibles avec les sols amendés par les voies « contact cutané avec la terre amendée », « inhalation de poussières provenant des parcelles amendées » et « ingestion de sol amendé ».

Ainsi, il est nécessaire de proposer une valeur spécifique à chaque cible pour les paramètres d'exposition suivants :

- la quantité de terre sur la peau ;
- la quantité de poussières respirables (concentration en poussières dans l'air inhalé et facteur de rétention dans les poumons) ;
- la quantité de sol et de poussières ingérés.

Le tableau 2 propose, à titre non exhaustif, quelques références bibliographiques fournissant des estimations de ces paramètres d'exposition.

quantité de terre sur la peau	quantité de poussières respirables	quantité de sol et de poussières ingérés
van den Berg [1994], Shell [1995], US EPA [2004]	Veerkamp and ten Berge [1994], Caillaud [2002]	Hawley [1985], US EPA [1988], Binder <i>et al.</i> [1986], Clausing <i>et al.</i> [1987], Calabrese <i>et al.</i> [1989], van Wijnen <i>et al.</i> [1990], Calabrese and Stanek [1991], US EPA [1997], Stanek and Calabrese [2000]

Tableau 2 : références bibliographiques (liste non exhaustive) proposant des valeurs de paramètres d'exposition des cibles en contact avec le sol amendé.

4.3.5.3 EVALUATION DES COMPORTEMENTS ALIMENTAIRES

Pour l'exposition chronique, la base de données CIBLEX [2003] propose pour chaque catégorie d'aliments (viandes, céréales, poissons, légumes...) des valeurs de taux de consommation, de consommation alimentaire et le pourcentage d'autarcie. Ces valeurs sont disponibles à l'échelle nationale et à l'échelle de « zones d'étude et d'aménagement du territoire » (ZAET) correspondant à des découpages de l'INSEE. Il est également possible de consulter les enquêtes INSEE réalisées au niveau national, voire au niveau départemental.

Par exemple pour la pomme de terre, 90 à 98 % de la population consomment cet aliment à raison de 50 à 74 g/j (selon la tranche d'âge). Pour les adultes, 77 % des agriculteurs consomment leur propre production de pomme de terre, alors que parmi les non-agriculteurs 24% seulement consomment leur production [CIBLEX, 2003]. Autre exemple pour la viande (bœuf, veau et cheval) : le taux de consommation est de l'ordre de 80% pour les adultes ; la consommation alimentaire varie entre 38 et 43 g/j (selon la tranche d'âge) ; l'autarcie concerne 37% de la population agricole et 3% de la population générale [CIBLEX, 2003].

En application du principe de spécificité, l'INERIS propose de distinguer :

- des valeurs de consommation au niveau national, qui sont appliquées pour les cibles consommateurs adultes et enfants ;
- des valeurs de consommation au niveau local, qui sont appliquées pour les cibles riverains (adultes et enfants) et agriculteurs.

Pour les cibles résidant à proximité des parcelles concernées par le plan d'épandage (riverains et agriculteurs), l'autarcie est prise en compte de la façon suivante :

- pas d'autarcie pour les aliments d'origine végétale, car la pratique d'épandage de boues ne s'applique *a priori* pas aux cultures réalisées en autarcie ;
- application du pourcentage produits en autarcie pour les aliments d'origine animale (en distinguant éventuellement les riverains et les agriculteurs).

4.3.5.4 EVALUATION DES FREQUENCES D'EXPOSITION DES CIBLES

Dans le cadre de l'évaluation des risques chroniques, la fréquence d'exposition des cibles au sol amendé (le terme source secondaire) doit être estimée sur la base de données si possible spécifiques au site étudié. Par exemple, la durée d'exposition moyenne aux parcelles amendées pour la cible « agriculteur » est à moduler en fonction de ses activités.

A défaut de données locales, la base de données CIBLEX [2003] propose les résultats de nombreuses enquêtes au niveau national auprès de la population française. Il est également possible de consulter les bases de données de l'US EPA [1997].

4.3.6 QUANTIFICATION DE L'EXPOSITION

4.3.6.1 PRINCIPES DE QUANTIFICATION

Les niveaux d'exposition calculés renvoient :

- soit aux quantités ou concentrations administrées sur leurs substrats respectifs ;
- soit aux quantités ou concentrations absorbées dans le sang.

Les quantités administrées représentent les quantités de contaminant mises au contact des surfaces d'échange que sont les parois alvéolaires des poumons, la paroi intestinale et la peau et disponibles pour une éventuelle absorption. Les quantités administrées ne sont pas équivalentes aux quantités absorbées qui correspondent aux quantités passant dans le milieu intérieur via notamment la circulation sanguine. Il est important que l'évaluateur précise le type de dose qu'il est amené à définir.

D'une manière générale, les quantités de contaminant administrées, exprimées en dose journalière d'exposition (en mg/kg.j), peuvent se définir de la façon suivante :

$$DJE_{ij} = \frac{C_i \times Q_{ij} \times F}{P} \times \frac{T}{T_m}$$

avec les définitions suivantes des paramètres :

- DJE_{ij} : dose journalière d'exposition liée à une exposition au milieu i par la voie d'exposition j (en mg/kg.j) ;
- C_i : concentration d'exposition relative au milieu i (eau souterraine, eau superficielle, sol, aliments,...) , exprimée en mg/kg, mg/m³ ou mg/L ;
- Q_{ij} : quantité de milieu i , c'est-à-dire de sol, d'eau... administrée par la voie j par unité de temps d'exposition, exprimée en kg/j pour les milieux solides et en m³/j ou L/j pour les milieux gazeux ou liquides ;
- F : fréquence ou taux d'exposition : fraction du nombre annuel d'unités de temps d'exposition (heures ou jours) d'exposition sur le nombre d'unités de temps de l'année (F est sans dimension) ;
- P : masse corporelle de la cible (kg) ;
- T : nombre d'années d'exposition (années) ;
- T_m : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (années) .

Si, pour la voie d'exposition j , plusieurs milieux sont concernés (exemple eau et alimentation pour l'exposition par ingestion), il faut alors calculer une DJE totale :

$$DJE_j = \sum_i DJE_{ij}$$

Pour la voie respiratoire, la dose d'exposition est généralement remplacée par la concentration inhalée. Pour des expositions de longue durée, la concentration moyenne inhalée par jour est retranscrite par la formule suivante :

$$CI = \left(\sum_i (C_i \times t_i) \right) \times F \times \frac{T}{T_m}$$

- CI : concentration moyenne inhalée (mg/m³ ou µg/m³) ;
- C_i : concentration de contaminant dans l'air inhalé pendant la fraction de temps t_i (en mg/m³) ;
- t_i : fraction du temps d'exposition à la concentration C_i pendant une journée ;
- T : durée d'exposition (en années) ;
- F : fréquence ou taux d'exposition : nombre annuel d'heures ou de jours d'exposition ramené au nombre total annuel d'heures ou de jours (sans unité) ;
- T_m : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (en années).

Pour les effets à seuil des contaminants, il est considéré que la période sur laquelle est moyennée l'exposition correspond à la durée d'exposition : $T_m = T$.

Pour les effets sans seuil des contaminants, T_m sera assimilé à la durée de la vie entière (prise conventionnellement égale à 70 ans).

Rappelons que cette distinction repose sur l'hypothèse d'un mécanisme d'action différent dans chacun des deux cas. Pour les effets à seuil, le risque est associé au dépassement d'une dose donnée pendant la période d'exposition. Pour les effets sans seuil, il est considéré que l'effet de chaque dose reçue isolément s'ajoute sans aucune perte et que la survenue de la réponse cancéreuse génotoxique est fonction de la somme totale des doses reçues ; une forte dose sur une courte période produit le même effet qu'une plus faible dose reçue sur une période plus longue. Dans ce cas, le risque s'exprime sous la forme d'une probabilité d'occurrence qui augmente avec la dose reçue tout au long de la vie.

4.3.6.2 CALCULS DES DOSES JOURNALIÈRES D'EXPOSITION POUR CHAQUES VOIES

Les principes de quantification de l'exposition précités sont appliqués de façon à évaluer, pour les différentes voies d'exposition envisageables, le niveau d'exposition des cibles à chaque substance chimique. Le tableau 3 présente les formules de quantification de l'exposition déclinées pour chacune de ces voies.

4.3.6.3 PRISE EN COMPTE DU BRUIT DE FOND

Ce calcul des doses journalières d'exposition est effectué d'une part à partir des teneurs totales dans les sols (valeurs de bruit de fond plus apport des boues épandues) et d'autre part à partir des concentrations moyennes dans les sols attribuables aux boues (cf. section 3.2.2) pour la part de l'exposition dépendant des parcelles amendées. Cette démarche permet de distinguer la part du risque directement attribuable à l'épandage des boues.

Compte tenu de l'importance particulière de l'exposition par ingestion d'aliments dans ce contexte particulier d'épandage de boues (cette voie représente généralement plus de 90% des niveaux de risque, comme le montre l'étude de cas), il paraît pertinent d'inclure dans le calcul des expositions celles relevant de l'alimentation générale (non impactée par l'épandage des boues), et ce pour toutes les cibles considérées, comme cela est expliqué à la section 4.3.3.

Au final, le niveau de risque global ainsi calculé sera représentatif :

- de l'exposition aux aliments impactés par l'épandage des boues issues du plan d'épandage considéré dans la demande d'autorisation ;
- de l'exposition à l'alimentation générale (en considérant au niveau national que 95% de ces aliments consommés ne sont pas impactés par l'épandage de boues et que 5% des aliments sont impactés par la pratique d'épandage) ;
- de l'exposition aux sols amendés par d'autres voies que l'ingestion d'aliments, cette exposition intégrant de la même façon d'une part l'apport des boues et d'autre part le bruit de fond des sols amendés (pour ces voies d'exposition directes, seules les parcelles concernées par le plan d'épandage sont considérées).

Les contributions de chacune de ces expositions pourront être évaluées afin de mettre en évidence la part du risque directement attribuable à l'épandage des boues, et de rendre ainsi le résultat final plus explicite.

DJE par la voie ingestion de sol amendé	
$DJE_{i \text{ ingestion de sol}} = \frac{M_{\text{sol ingéré}} \times C_i \times F}{M_{\text{corps}}}$	M _{sol ingéré} : masse de sol ingéré C _i : teneur en la substance i dans le sol attribuable aux boues F : fréquence d'exposition M _{corps} : masse corporelle
DJE par la voie contact cutané avec le sol amendé	
$DJE_{i \text{ contact cutané}} = \frac{M_{\text{sol sur peau}} \times S_{\text{corps}} \times \tau_{i \text{ dermique}} \times C_i \times F}{M_{\text{corps}} \times \tau_{i \text{ oral}}}$	M _{sol sur peau} : masse de sol par unité de surface de peau S _{corps} : surface corporelle τ _{i dermique} : taux d'absorption dermique de la substance i C _i : teneur en la substance i dans le sol attribuable aux boues F : fréquence d'exposition M _{corps} : masse corporelle τ _{i oral} : taux d'absorption par voie orale de la substance i
DJE par la voie inhalation de poussières issues du sol amendé	
$DJE_{i \text{ inhalation de poussières}} = [Part]_{\text{air}} \times f \times C_i \times F \times \text{Rétention}$	[Part] _{air} : teneur totale en particules dans l'air extérieur f : fraction de particules de sol dans les particules de l'air extérieur C _i : teneur en la substance i dans le sol attribuable aux boues F : fréquence d'exposition Rétention : facteur de rétention des poussières dans les poumons
DJE par la voie ingestion de végétaux issus des parcelles amendées	
$DJE_{i \text{ ingestion de végétaux}} = \frac{C_i \times \sum_k (\text{Conso}_k \times \text{BCF}_{ik})}{M_{\text{corps}}}$	C _i : teneur en la substance i dans le sol attribuable aux boues Conso _k : consommation journalière de la catégorie d'aliment k BCF _k : facteur de bioconcentration moyen de la substance i dans la catégorie d'aliment k M _{corps} : masse corporelle
DJE par la voie ingestion de produits animaux issus des parcelles amendées	
$DJE_{i \text{ ingestion de produits animaux}} = \frac{C_i \times \sum_k (\text{Conso}_k \times \text{BAF}_{ik})}{M_{\text{corps}}}$	C _i : teneur en la substance i dans le sol attribuable aux boues Conso _k : consommation journalière de la catégorie d'aliment k BAF _k : facteur de bioaccumulation moyen de la substance i dans la catégorie d'aliment k M _{corps} : masse corporelle

Tableau 3 : déclinaison des principes de quantification de l'exposition à une substance i pour les différentes voies d'exposition envisageables.

4.4 CARACTERISATION DES RISQUES SANITAIRES

4.4.1 PRINCIPES DE QUANTIFICATION

4.4.1.1 QUOTIENTS DE DANGER QD POUR LES EFFETS A SEUIL

Pour chaque organe ou effet cible, l'exposition est quantifiée sous la forme de quotients de danger (QD) pour les effets à seuil, selon l'expression :

$$QD = \frac{\text{exposition reçue}}{\text{valeur toxicologique de référence}}$$

Lorsque le quotient de danger est inférieur à 1, la survenue d'un effet toxique est considérée comme exclue, même pour les populations sensibles, au regard des connaissances scientifiques disponibles. Au-delà du niveau de référence de 1, la possibilité d'apparition d'un effet toxique ne peut plus être exclue. Cette possibilité apparaît d'une manière générale d'autant plus forte que l'indice de risque ou le quotient de danger augmente. Mais ce degré de vraisemblance n'est pas linéaire par rapport à l'indice de risque ou au quotient de danger. En effet, les doses journalières tolérables ou les concentrations tolérables des effets à seuil ne sont pas toutes définies avec le même degré de précision et sont basées sur des effets toxiques plus ou moins significatifs.

4.4.1.2 EXCES DE RISQUE INDIVIDUEL ERI POUR LES EFFETS SANS SEUIL

Pour chaque substance et voie d'exposition, l'exposition est quantifiée sous la forme d'excès de risque individuel (ERI) pour les effets sans seuil, selon l'expression :

$$ERI = (\text{exposition reçue}) \times (\text{valeur toxicologique de référence})$$

Les niveaux de référence pour les effets sans seuil varient d'un pays à l'autre et d'un contexte à l'autre. Cette gamme de variation des seuils d'acceptabilité du risque s'étend ainsi usuellement de 10^{-6} à 10^{-4} . La décision finale relative à l'acceptabilité du risque relève du gestionnaire du risque, c'est-à-dire des services déconcentrés de l'Etat.

4.4.1.3 REGLES DE CUMUL DES EFFETS ENTRE VOIES ET SUBSTANCES

Le cumul des effets entre voies et substances est traduit par l'addition des quotients de dangers ou des excès de risque individuel :

- pour les effets à seuil, l'additivité des quotients de danger entre voies et substances des effets toxiques est retenue comme hypothèse uniquement pour des substances et des voies produisant le même effet toxique sur le même organe par le même mécanisme d'action¹² ;
- pour les effets sans seuil (cancérogènes génotoxiques), le cumul systématique des ERI correspond à l'hypothèse d'une indépendance des effets cancérogènes des différentes substances.

Tout dépassement du seuil de référence de 1 par la somme des quotients de danger, qui serait imputable à la sommation elle-même, doit conduire à un

¹² En pratique, les mécanismes d'action sont rarement décrits. Il est donc toléré de considérer l'additivité des quotients de danger pour des substances produisant le même effet toxique sur le même organe.

approfondissement de l'étape de quantification sur la base des règles de cumul énoncées ci-avant. La sommation est alors conditionnée par la présence, entre les différentes voies d'exposition et les différentes substances prises en compte, d'effets critiques communs parmi ceux à partir desquels les VTR ont été élaborées.

4.4.2 INTERPRETATION DES RESULTATS

Les résultats de la quantification des risques doivent éclairer les gestionnaires du risque sur l'acceptabilité d'une demande d'autorisation pour un plan d'épandage. Avec la prise en compte de l'alimentation générale et la distinction des risques avec et sans apport du plan d'épandage, ces résultats peuvent présenter plusieurs configurations, tel qu'illustré à la figure 5.

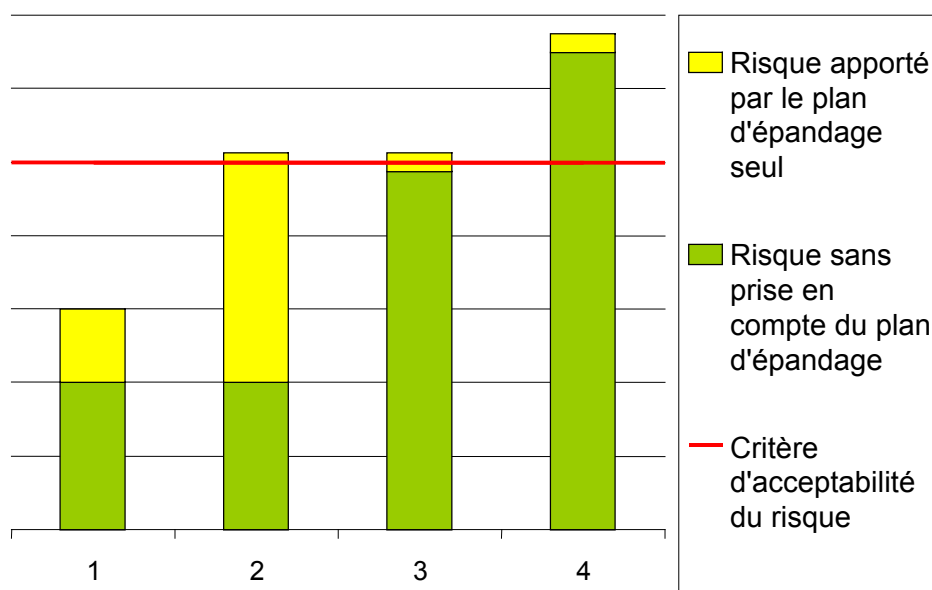


Figure 5 : différentes configurations possibles à l'issue des résultats de la quantification des risques.

La première configuration correspond à un risque sanitaire total acceptable. Le volet sanitaire de la demande d'autorisation apporte donc des éléments allant dans le sens de l'acceptation de la demande.

La deuxième configuration correspond à un risque sanitaire total inacceptable auquel le plan d'épandage contribue significativement. Le volet sanitaire d'un tel dossier devrait conduire à son refus.

Les deux dernières configurations correspondent également à un risque sanitaire total inacceptable. Mais dans chacun des deux cas, la contribution du plan d'épandage reste très faible par rapport à celle de l'alimentation générale et du bruit de fond des sols. Dans le dernier cas, les risques sont inacceptables même sans l'apport du plan d'épandage. Il n'existe pas actuellement de ligne directrice pour la gestion de cas. La décision finale quant à l'acceptabilité de la demande d'autorisation du plan d'épandage devra s'appuyer sur une analyse pertinente des incertitudes (cf. section suivante) du volet sanitaire et sur les autres volets du dossier.

4.4.3 ANALYSE DES INCERTITUDES

Les expressions numériques obtenues exprimant le risque doivent être explicitées pour pouvoir être interprétées. Les hypothèses, les facteurs d'incertitude, et leurs impacts en terme d'incertitude sur le résultat final, doivent être spécifiés pour :

- apporter les éléments nécessaires pour permettre la discussion ;
- mettre en évidence les points de l'évaluation où un effort supplémentaire dans l'acquisition de données et/ou le travail de modélisation peut réduire de façon substantielle l'incertitude entourant le résultat.

La définition des incertitudes concerne les différentes phases de la caractérisation des paramètres initiaux et de l'évaluation quantitative des risques sanitaires. Les principales incertitudes signalées précédemment dans ce rapport sont passées en revue ci après.

4.4.3.1 INCERTITUDES DANS L'ÉVALUATION DE L'EXPOSITION

Trois catégories d'incertitudes sont associées à l'évaluation de l'exposition :

- celles portant sur la définition des populations et des usages ;
- celles portant sur les modèles utilisés ;
- celles entourant la définition des paramètres.

4.4.3.1.1 La définition des populations et des usages

Dans l'évaluation de l'exposition, les éléments sur lesquels s'appuie la définition des populations et des voies d'exposition doivent être précisés, afin de disposer, avec le niveau de risque associé à un scénario, des éléments permettant de juger de la vraisemblance ou de la possibilité de réalisation de ce scénario.

Pour l'évaluation des incertitudes, il faut notamment rappeler :

- si des voies d'exposition particulières n'ont pas été prises en compte car associées à des usages peu fréquents ;
- si le cas d'individus particuliers, potentiellement plus exposés, n'a pas été étudié car jugé comme insuffisamment représentatif.

4.4.3.1.2 Les modèles utilisés

Dans le domaine de l'évaluation des risques pour la santé liés à une source de contaminant dans l'environnement, les phénomènes qui interviennent dans l'exposition des populations sont très nombreux. Le manque de connaissance, les incertitudes très élevées autour de certains modes de transfert des contaminants de la source vers le récepteur conduisent à utiliser des représentations mathématiques simplifiées.

Dans l'évaluation des expositions, il est donc important que parmi les modes de transfert et les mécanismes de transformation des contaminants, ceux qui sont pris en compte et ceux qui ne le sont pas soient listés. Au niveau de l'évaluation des incertitudes les hypothèses et les simplifications sur lesquelles reposent le modèle et le calcul de l'exposition doivent être explicitées. Leurs conséquences en termes de sous- ou sur-estimation du risque doivent être décrites.

Ce travail sur la modélisation permettra de mettre en évidence les phénomènes auxquels sont associées les plus fortes incertitudes et la représentation des voies qu'il serait souhaitable d'approfondir par l'utilisation de modèles plus complexes et plus réalistes et par l'acquisition de données supplémentaires.

Sauf données contraires, les modèles considèrent que 100% des substances administrées ou inhalées sont biodisponibles. Cette méconnaissance scientifique conduit à une surestimation parfois significative des niveaux de risque, et devrait être discutée lors du bilan des incertitudes.

4.4.3.1.3 Les paramètres

D'une manière générale, les paramètres de la modélisation de l'exposition qu'ils soient environnementaux (influençant les phénomènes physico-chimiques) ou liés à l'individu, sont entachés d'une variabilité et d'une incertitude. La variabilité est liée à la diversité des situations impliquant des valeurs différentes pour les paramètres. L'incertitude est due aux défauts de connaissance concernant ces paramètres.

Trois types de variabilités peuvent être distingués :

- la variabilité spatiale ;
- la variabilité temporelle ;
- la variabilité inter-individuelle.

L'origine des valeurs de paramètres utilisées doit être présentée dans les étapes de caractérisation du site et de son environnement et d'évaluation des expositions. D'une manière générale, les valeurs spécifiques au site seront préférées aux valeurs bibliographiques.

4.4.3.2 INCERTITUDES DANS L'ÉVALUATION DE LA TOXICITÉ

Les éléments à prendre en compte pour évaluer l'incertitude liée à la toxicité concernent :

- l'identification exhaustive des dangers potentiels de la substance pour l'homme (les études réalisées ont-elles permis d'identifier tous les dangers susceptibles de concerner l'homme ?) ;
- la définition de la relation dose-effet (la définition de cette relation repose-t-elle sur des données humaines ou animales ? Les études ont-elles été menées sur des durées d'exposition adéquates ? avec un protocole approprié en terme de voie d'administration, de nombre d'animaux testés ?...) ;
- l'interaction possible liée à une exposition concomitante à plusieurs contaminants produisant des effets de synergie ou d'antagonisme ;
- le risque lié à des substances qui n'auraient pas été prises en compte dans l'évaluation ;
- la non-quantification de substances pour lesquelles aucune VTR n'est disponible ou dérivable.

Comme indiqué aux sections 4.1 et 4.2, les études toxicologiques et épidémiologiques présentent des limites qu'il s'agisse de données obtenues chez l'homme, l'animal ou issues d'autres types d'études. Le choix des valeurs toxicologiques de référence retenues pour évaluer le risque doit donc être documenté par une discussion portant sur ces points. En particulier, dans le cas où le quotient de danger ou la somme des quotients de danger obtenue est proche de 1, cette discussion permet d'éclairer la décision.

4.4.3.3 INCERTITUDES SUR LE RESULTAT FINAL

L'éventuel impact de l'ensemble des incertitudes sur le résultat final doit être présenté de façon à éclairer le décideur (généralement un service déconcentré de l'Etat) dans sa gestion du dossier d'épandage. L'évaluateur distinguera les hypothèses conduisant à une sur-estimation ou une sous-estimation des niveaux de risques (en précisant, dans la mesure du possible, des facteurs de sur- ou sous-estimation) ainsi que les hypothèses dont il n'est pas possible de déterminer si elles conduisent à une sur-estimation ou une sous-estimation.

5 REFERENCES

- AGHTM, 2002. Impact du futur projet européen sur la valorisation des boues en agriculture ; campagne d'analyses sur 60 boues de STEP. Rapport final de mars 2002, 139 pages plus annexes.
- AL-SUBU M. M., HADDAD M., MIZYED N., and MIZYED I., 2003. Impacts of irrigation with water containing heavy metals on soil and groundwater; a simulation study. *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 146, pp. 141-152.
- BAES III C. F., 1982. Prediction of the soil-plant concentration ratios. *Transactions of the American Nuclear Society*, vol. 42, pp. 53-54.
- BAIZE D., 1997. *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols*. INRA éditions, 409 pages.
- BINDER S., SOKAL D., and MAUGHAN D., 1986. Estimating soil ingestion: the use of tracer elements in estimating the amount of soil ingested by young children. *Archives of Environmental Health*, vol. 41, pp. 341-345.
- BRIGGS G. G., BROMILOW R. H., and EVANS A. A., 1982. Relationships between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionised chemicals by barley. *Pesticides Science*, vol. 13, pp. 495-504.
- CAILLAUD D., 2002. Les maladies respiratoires professionnelles en milieu rural. In *8^{ème} Congrès National de la Société Française d'Aérobiologie « Aérobiologie et milieu rural : risques sanitaires et prévention »*, Paris, 25 février 2002.
- CALABRESE E. J., BARNES R. M., STANEK E. J., PASTIDES H., GILBERT C. E., VENEMAN P., WANG X., LASZTITY A., and KOSTECKI P. T., 1989. How much soil do children ingest: an epidemiologic study? *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, vol. 10, pp. 123-137.
- CALABRESE E. J. and STANEK E. J., 1991. A guide to interpreting soil ingestion studies. II. Qualitative and quantitative evidence of soil ingestion. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, vol. 13, pp. 278-292.
- CIBLEX, 2003. *Banque de données de paramètres descriptifs de la population française au voisinage d'un site pollué*. ADEME / IRSN, version 0 de juin 2003.
- CLAUSING P., BRUNEKREEF B., and VAN WJINEN J. H., 1987. A method for estimating soil ingestion by children. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, vol. 59, pp. 73-82.
- CSHPPF, 1998. *Risques sanitaires liés aux boues d'épuration des eaux usées urbaines*. Conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPPF), éditions Tec & Doc Lavoisier, 128 pages.
- DARMENDRAIL D., BAIZE D., BARBIER J., FREYSSINET P., MOUVET C., SALPETEUR I. et WAVRER P., 2000. *Fonds géochimique naturel : état des connaissances à l'échelle nationale*. Rapport BRGM/RP-50518-FR, 93 pages.
- DGS, 2006. Circulaire du Ministère de la Santé et des Solidarités relative à « *Modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact* », référencée DGS/SD7B/2006/234 et datée du 30 mai 2006.

- FRIES G. F., 1996. Ingestion of sludge applied organic chemicals by animals. *The Science of The Total Environment*, vol. 185 (1-3), pp. 93-108.
- FRIES G. F. and PAUSTENBACH D. J., 1990. Evaluation of potential transmission of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin-contaminated incinerator emissions to humans via foods. *Journal of Environmental Science and Health*, vol. 29, pp. 1-43.
- GOVE L., COOKE C. M., NICHOLSON F. A., and BECK A. J., 2001. Movement of water and heavy metals (Zn, Cu, Pb and Ni) through sand and sandy loam amended with biosolids under steady-state hydrological conditions. *Bioresource Technology*, vol. 78, pp. 171-179.
- HAWLEY J. K., 1985. Assessment of health risk from exposure to contaminated soil. *Risk Analysis*, vol. 5 (4), pp. 289-302.
- INERIS, 2006. *Pratique INERIS de choix des valeurs toxicologiques de référence dans les évaluations de risques sanitaires*. Rapport INERIS-DRC-05-41113-ETSC/R01a du 21 mars 2006, 21 pages plus annexe.
- INRA, 2002. *Référentiel pédogéochimique du Nord – Pas de Calais*. Etude INRA, ISA, MATE, Conseil Régional Nord – Pas de Calais, sous la direction de Th. Sterckeman.
- MATE, 1999. *Sites et sols pollués ; principes de fixation des objectifs de réhabilitation*. Circulaire du 10 décembre 1999 du Ministère en charge de l'environnement.
- OTV, 1997. *Traiter et valoriser les boues*. N°2, 475 pages (ISBN 2-9511059-0-8).
- SCHOWANEK D., CARR R., DAVID H., DOUBEN P., HALL J., KIRCHMANN H., SEQUI P., SMITH S., VISO A.-C., PATRIA L., WEBB S., KLEINER J., and BOTTEX B., 2003. *A risk-based methodology for deriving quality standards for organic contaminants in sewage sludge for use in agriculture ; conceptual framework*. International Life Sciences Institute, Expert group on risk assessment of sewage sludge, draft final version 2.0 (october 3, 2003), 45 pages.
- SHELL GLOBAL SOLUTIONS., 1995. *The concept of HESP (Human exposure to soil pollutants): Reference manual*. Version 2.10b, 66 pages.
- STANEK E. J. and CALABRESE E. J., 2000. Daily Soil Ingestion Estimates for Children at a Superfund Site. *Risk Analysis*, vol. 20 (5), pp. 627-635.
- STAPLES C., MIHAICH E., NAYLOR C., and JUNTSMAN B., 2001. A preliminary assessment of ecological risks from nonylphenol in municipal sewage sludge following wastewater treatment. In *Aquatic Toxicity Workshop*, Winnipeg, Manitoba, Canada.
- SYPREA, 2003. *Qualité des boues d'épuration : résultats de l'enquête réalisée auprès des adhérents du SYPREA*.
- TERCE M., 2003. *Agriculture et épandage de déchets urbains et agro-industriels*. Les dossiers de l'environnement de l'INRA n°25, Paris, 154 pages.
- TRAVIS C. C. and ARMS A. D., 1988. Bioconcentration of organics in beef, milk, and vegetation. *Environmental Science and Technology*, vol. 22 (3), pp. 271-274.
- US EPA, 1988. *Superfund exposure assessment manual*. EPA/540/1-88/001, april 1988, Washington DC 20460, US Environmental Protection Agency.

- US EPA, 1992. *Dermal exposure assessment: principles and applications*. Interim report. 1992; EPA/600/8-91/011B.
- US EPA, 1997. *Exposure factors handbook. Volume I: General factors* (EPA/600/P-95/002Fa, august 1997), *Volume III: Activity factors* (EPA/600/P-95/002Fc, august 1997). Washington DC 20460, US Environmental Protection Agency.
- US EPA, 1998. *Integrated Risk Information System (IRIS) on line*. <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/irisdat>
- US EPA, 1999. *Estimating risk from contaminants contained in agricultural fertilizers*. Draft report, August 1999.
- VAN DEN BERG R., 1994. *Human exposure to soil contamination: a qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values*. Rapport technique du RIVM d'avril 1991, révisé partiellement en janvier 1994.
- VAN WIJNEN J.H., CLAUSING P., and BRUNEKREEF B., 1990. Estimated soil ingestion by children. *Environmental Research*, vol. 51(2), pp. 147-162.
- VEERKAMP W. and TEN BERGE W., 1994. *The concept of HESP – Reference manual – Human exposure to soil pollutants*. Shell Internationale Petroleum Maatschappij B. V., The Hague, Version 2.10a.
- VERSLUIJS C. W., KOOPS R., DREULE P. and WAITZ M. F. W., 1998. *The accumulation of soil contaminants in crops, location-specific calculation based on the CSOIL module*. National Institute of Public Health and Environment Protection (Rijkinstituut Voor Volksgezondheid en Milieu), Bilthoven, The Netherlands, 66 pages with appendices.
- WILSON S. C., DUARTE-DAVIDSON R., and JONES K. C., 1996. Screening the environmental fate of organic contaminants in sewage sludges to agricultural soils; 1- the potential for downward movement to groundwaters. *The Science of the Total Environment*, vol. 185 (1-3), pp. 45-57.