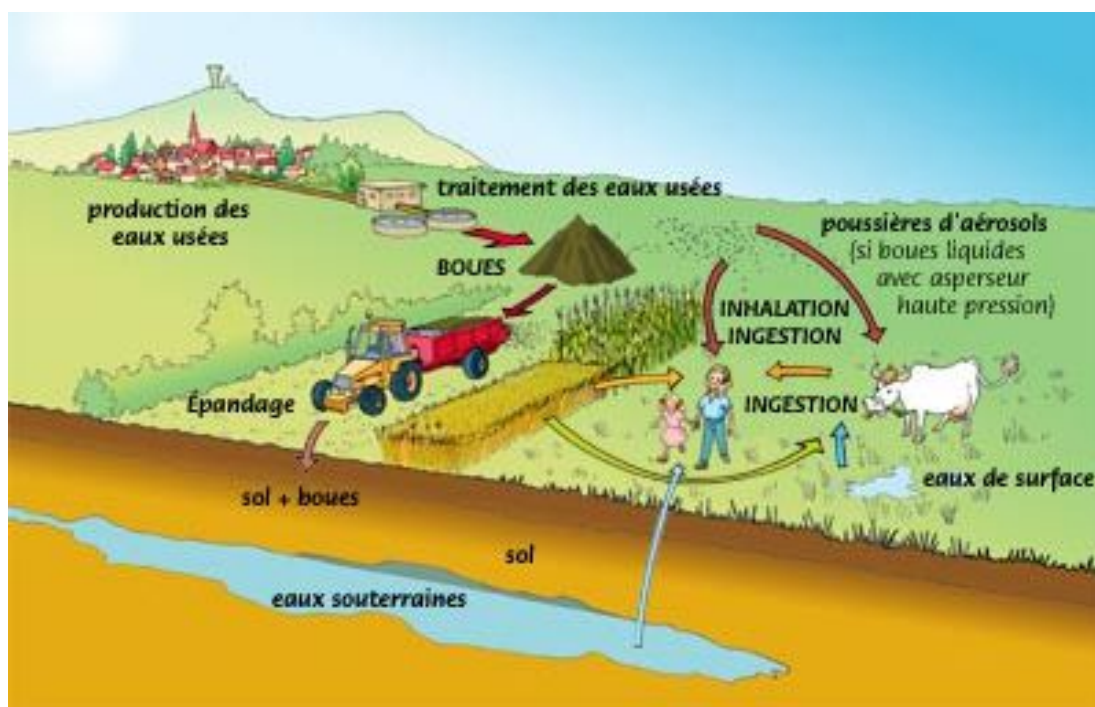


RISQUES LIES AUX ELEMENTS TRACES, AUX COMPOSES TRACES ORGANIQUES ET AUX ORGANISMES PATHOGENES ISSUS DES BOUES RESIDUAIRES URBAINES EPANDUS SUR SOL AGRICOLE



Source : ADEME, 2001

Pour mon père...

REMERCIEMENT

Je tiens en premier lieu à remercier Sébastien Salvador d'avoir accepté de tutorer cette étude et de m'avoir, qui plus est fourni des données, et aiguillé dans ma recherche bibliographique. Je remercie également Monsieur Béjon de la DISEN Indre et Loire de m'avoir accorder un entretien et mis à ma disposition un rapport de stage, dont les enseignements tirés figurent dans ce rapport.

Je souhaite également remercier pour leur participation à la collecte de données, le laboratoire Sols et Environnement dirigé par le professeur Jean Louis Morel de l'INRA Vandoeuvre lès Nancy, madame Michèle Pinois du service documentation de l'INRA, ainsi que Pierre Gacon et Lionel Chabaudie, étudiants en maîtrise IUP IMACOF.

SOMMAIRE

Résumé

Liste des figures

Liste des tableaux

Liste des sigles

Introduction

1-Les différents types de boues issues du traitement des eaux usées

2-Un contexte réglementaire inédit en terme d'intrants agricoles

3-Les éléments traces dans les boues résiduaires urbaines

4-Les CTO et les organismes pathogènes dans les boues résiduaires urbaines

Conclusion

Bibliographie

Glossaire

Table des matières

Annexes

Résumé

L'épandage des boues résiduaires urbaines est la solution la plus rentable économiquement et la moins dommageable vis-à-vis de l'environnement. De plus cette pratique s'inscrit dans une logique de développement durable. Les risques sont surtout relatifs à la présence d'éléments traces (ET), et, dans une moindre mesure, de composés traces organiques (CTO) et d'organismes pathogènes. La réglementation française plus stricte que la directive européenne permet de limiter les risques de contamination des écosystèmes.

Le chaulage est une technique de traitement des boues qui permet entre autres, d'éliminer les organismes pathogènes et de diminuer la mobilité et la biodisponibilité des ET et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Qui plus est, avec le temps, les ET prennent des formes de moins en moins mobiles. Le transfert des ET à l'échelle des bassins versants a été jusque là peu étudié. Le manque de référence est encore plus flagrant en terme de traçage des ET vers les masses d'eau souterraines. Contrairement aux ET, les CTO sont biodégradables et peu biodisponibles, du fait notamment de leur poids moléculaire élevé. Les organismes pathogènes ont quant à eux une espérance de vie dans les sols très limitée (excepté pour les formes de résistance).

Par ailleurs, l'épandage des boues résiduaires urbaines est au cœur d'un conflit politique et économique de type NIMBY, freinant le développement de cette pratique.

Mots clés : épandage de boues résiduaires urbaines, risques, éléments traces, composés traces organiques, organismes pathogènes, réglementation, mobilité, biodisponibilité.

Summary

Urban sewage sludge spread is the less damageable solution to environment and the most favourable economically. Moreover, this practice takes part in sustainable development. The risks are principally linked with trace elements (TE) and to a lower degree, with micro organic pollutants (MOP) and with pathogen organisms. The French regulation stricter than European directive makes it possible to limit the risks of ecosystem contamination.

The liming is a sludge treatment process which makes it possible to eliminate pathogen organisms, and to decrease mobility and bioavailability of TE and polycyclic aromatic hydrocarbons (HAP). What is more, in the course of time, TE are getting less and less mobile. Thus far, TE transfer in catchment scale hasn't been studied a lot. The lack of references is even more obvious concerning TE follow up to the groundwaters. Contrary to TE, MOP are biodegradable and are not very bioavailable, especially on account of their high molecular weight. As for pathogen organisms, they have a very limited life expectancy in the soil (excepted concerning resistance forms).

Besides, the urban sewage sludge spread is in the core of a NIMBY politic and economic conflict, slowing down this practice development.

Key words: urban sewage sludge spread, risks, trace elements, micro organic pollutants, pathogen organisms, regulation, mobility, bioavailability.

Liste des figures

Figure 1 : Comparaison des concentrations moyennes en éléments traces (en g/t MS) de quelques fertilisants (ADEME, 2001)	16
Figure 2 : Profils de distribution du zinc et du plomb de trois types de sols localisés à proximité de la même source d'émission (van Oort <i>et al.</i> , 2002 in Girard <i>et al.</i> , 2005b)	20
Figure 3 : Concentration en cadmium dans les feuilles de diverses espèces cultivées sur un même sol contaminé (Carlton-Smith et Davis, 1983)	26

Liste des tableaux

Tableau 1 : Déchets produits en France en 2000 dans les différents secteurs concernés par le recyclage agricole (IFEN, 2002 in Girard <i>et al.</i> , 2005a; MEDD, 2002 in Girard <i>et al.</i> , 2005a) 7	
Tableau 2 : Teneurs limites réglementaires en ET et en CTO pour les boues et les sols (ADEME, 2001)	12
Tableau 3 : Exemples d'origine des éléments traces dans les boues résiduaire urbaine.....	14
Tableau 4 : Teneur moyenne en éléments traces des boues d'épurations épandues en France	15
Tableau 5 : Stocks de zinc et de plomb calculés à 50cm et 100cm à partir des trois profils de sol	21
Tableau 6 : Toxicité de quelques ET pour l'Homme et les animaux (CSHPF, 1996 ; Bourrelier et Berthelin, 1998 ; Perrot, 2002)	31
Tableau 7 : Teneur moyenne en CTO des boues d'épurations épandues en France (ADEME, 2001)	33

LISTE DES SIGLES

A.D.E.M.E. : Agence De l'Environnement et de la Maîtrise d'Energie
A.P.C.A. : Assemblée Permanente des Chambres d'Agriculture
C.E.T. : Centre d'Enfouissement Technique
C.I.R.C. : Centre International de Recherche sur le Cancer
C.N.I.T.V. : Cellule Nationale d'Information Toxicologique Vétérinaire
C.S.H.P.F. : Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France
C.T.O. : Composés Traces Organiques
C.U.M.A. : Coopérative d'Utilisation du Matériel Agricole
E.H : Equivalent Habitant
E.T. : Eléments Traces
E.T.A. : Entreprise de Travaux Agricoles
F.C.D. : Fédération de Commerce et de la Distribution
H.A.P. : Hydrocarbures Polycycliques Aromatiques
I.F.E.N. : Institut Français de l'Environnement
I.N.R.A. : Institut National de la Recherche Agronomique
I.T.C.F. : Institut Technique des Céréales et des Fourrages
M.E.D.D. : Ministère de l'Environnement et du Développement Durable
M.E.S. : Matières en suspension
M.P.O. : Micropolluants Organiques
NIMBY : Not in My BackYard
P.C.B. : Polychlorobiphényles ou Hydrocarbures Polycycliques Aromatiques chlorés
S.A.U. : Surface Agricole Utile
ST.EP : Station d'Epuration
S.Y.P.R.E.A. : Syndicat des Professionnels du Recyclage en Agriculture

Introduction

L'épandage agricole des boues d'épuration urbaines participe au recyclage de déchets riches en matière organique et en éléments fertilisants (azote, phosphore et potassium). Cette pratique s'inscrit ainsi dans une logique de **développement durable** (Morel, 1977 *in* Bourrelier et Berthelin ; Sommelier *et al.*, 1996 *in* Bourrelier et Berthelin). En effet, en apportant des éléments fertilisants aux cultures, l'épandage de boues réduit l'utilisation d'engrais minéraux (ressource non renouvelable) : diminution des prélèvements miniers de phosphore et de potassium et diminution de la consommation en énergie nécessaire à la fabrication des engrais azotés.

D'autre part, l'épandage de boues permet de répondre à la problématique de la diminution globale de la teneur en matière organique des sols agricoles (INRA/ORVAL, 2001). Cette matière organique permet de retenir les éléments chimiques présents dans le sol ainsi que dans la solution du sol, et d'améliorer la structure de celui-ci (limitant ainsi les pertes par érosion). Qui plus est, la nature essentiellement organique de l'azote favorise une mise à disposition progressive de cet élément au cours de la minéralisation. L'azote n'est donc pas lixivié (cf. glossaire) comme cela peut être le cas lorsqu'il est apporté sous forme de nitrates.

Enfin, l'épandage agricole évite le recours aux solutions dites « éliminatrices » que sont l'incinération et la mise en décharge. En effet, selon un audit comparant les trois filières d'élimination, commandée en 1999 par les agences de l'eau au cabinet Arthur ANDERSEN, l'épandage s'avère être la solution la plus rentable économiquement et la moins dommageable vis-à-vis de l'environnement (ANDERSEN, 1999 *in* ADEME 2001).

Il a été produit en France en 2000 environ 850 000 t MS (tonnes de matière sèche) de boue d'épuration municipale, dont 60% ont été valorisées en agriculture, 25% ont été mises en décharge et 15% ont été incinérées (ADEME, 2001). Or depuis le 01 juillet 2002, seules les boues non conformes à la réglementation en vigueur (décret n°97-1133 du 8 décembre 1997 et arrêté du 8 janvier 1998 réglementant l'épandage des boues municipales) peuvent être mises en décharge à condition que leur siccité (teneur en matière sèche) soit supérieure à 30% (loi sur l'eau du 3 janvier 1992). La directive européenne Eaux Résiduaire Urbaines (ERU) de 1991 a pour but de réduire les rejets directs d'eaux usées dans le milieu naturel en développant les réseaux de collecte et en améliorant la capacité d'épuration. Ainsi, les

pouvoirs publics ont annoncé en France une augmentation de 26% du système de collecte et de 72% de la capacité des STEP sur la période 1992-2005. Ainsi, le taux de dépollution (part de la pollution traitée sur la pollution émise) passerait de 49 à 65% en 2005, et la production de boues atteindrait 1 100 000 T MS, soit une augmentation de 30% par rapport à 2000 (ADEME, 2001).

Cependant, comme le montre le tableau suivant, la part occupée par les boues résiduelles urbaines dans le recyclage agricole des déchets est largement minoritaire par rapport aux effluents d'élevage.

Tableau 1 : Déchets produits en France en 2000 dans les différents secteurs concernés par le recyclage agricole (IFEN, 2002 in Girard *et al.*, 2005a; MEDD, 2002 in Girard *et al.*, 2005a)

Matière brute			
Déchets ou produits d'origine résiduelle	Total produit (en kt)	Part recyclée en agriculture	% total des effluents recyclés en agriculture
Effluents d'élevage	297 800	100%	94,3
Industries agroalimentaires ²	13 000	65%	2,7
Autres industries ²	2 600	54%	0,4
Boues résiduelles urbaines	9 000 ¹	60%	1,7
Déchets municipaux	47 000	4%	0,9

¹ Correspond à 850 000 T de matière sèche.

² Ce tableau fait référence à des produits d'origine industrielle valorisés mais pas à des boues résiduelles industrielles.

La surface nécessaire pour recevoir ces épandages (en tenant compte de la réglementation citée précédemment) peut être estimée à 15 millions d'hectares, soit 50% de la Surface Agricole Utile (Girard *et al.*, 2005a). Ainsi, seulement 25 000 hectares sont concernés par l'épandage des boues résiduelles, soit moins de 1% de la SAU.

Cependant les boues résiduelles urbaines restent des déchets ; on y trouve en conséquence des « produits indésirables » tels que :

✓ **Des éléments traces (ET)** : il s'agit des éléments dont la teneur dans la croûte terrestre est inférieure à 0,1%. Ceux-ci peuvent être des métaux (comme le cadmium) des métalloïdes ou semi-métaux (comme l'arsenic) ou des non métaux (comme le sélénium) (Mahan, 1969). Certains de ces éléments, naturellement présents dans les sols à de très faibles concentrations

sont indispensables à l'alimentation des plantes et des autres êtres vivants ; ce sont des oligo-éléments. Cependant, en excès, ils deviennent toxiques. D'autres éléments n'entrent dans aucun processus physiologique et sont toxiques.

✓ **Des Composés Traces Organiques (CTO) ou Micropolluants Organiques (MPO) :** ils comprennent les HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques) et des PCB (Polychlorobiphényles ou Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques chlorés). Ces molécules parfois peu biodégradables et donc susceptibles d'être très persistantes dans les sols peuvent être présentes dans les boues résiduaires urbaines (ADEME, 2001).

✓ **Des bactéries pathogènes.** En effet les boues de station d'épuration renferment de nombreuses bactéries, dont certaines (une minorité) sont pathogènes.

Après avoir présenté les différents types de boues d'épuration et la réglementation inhérente à leur valorisation, cette étude présentera l'état des connaissances actuelles en terme de transfert et de toxicité des éléments traces ainsi que des composés traces organiques et des organismes pathogènes, dans le but **d'évaluer les risques liés à leur présence dans le cadre de la valorisation agricole des boues d'épuration urbaines.**

1-Les différents types de boues issues du traitement des eaux usées

Une boue résiduaire urbaine correspond au résidu issu du traitement des eaux usées et séparé de l'eau épurée ; elle présente alors une certaine teneur en eau. Les eaux usées proviennent du réseau de collecte qui draine les eaux domestiques et celles d'un certain nombre d'industries. Lorsque ces dernières génèrent, de par leur activité, une pollution spécifique non traitée en station d'épuration (STEP) « classique », elles effectuent un prétraitement afin d'éliminer cette pollution (métallique par exemple). Suite à ce prétraitement, l'eau rejoint le réseau de collecte. Il existe deux types de réseau de collecte :

✓ Les réseaux unitaires, plus anciens, ils sont encore présents essentiellement dans les grosses agglomérations. Ils rassemblent les eaux pluviales et les eaux usées qui seront toutes deux traitées en STEP.

✓ Les réseaux séparatifs, plus récents, ils assurent la séparation des eaux usées et des eaux pluviales (au moins de la pluie de début d'averse, la plus chargée en polluants). Les

eaux pluviales sont dirigées vers des bassins de rétention dans lesquels le traitement consistera en une flottation des hydrocarbures et une décantation des MES.

Les boues sont principalement constituées par des matières en suspension (MES) : matières organiques non dégradées, matières minérales et de micro-organismes (bactéries ayant participé à la « digestion des eaux usées » pour l'essentiel). Elles ont une consistance très liquide, puis vont subir des traitements visant en particulier à réduire leur teneur en eau.

Seules les boues d'épuration urbaine peuvent être recyclées en agriculture ; les boues industrielles ne sont pas valorisées mais éliminées, notamment dans un centre d'enfouissement technique (CET).

Selon le procédé de traitement des eaux usées en station d'épuration, on distingue trois catégories de boue (ADEME, 2001) :

✓ **Les boues issues de traitement primaire.** Elles sont obtenues suite à une décantation naturelle des matières en suspension contenues dans les eaux usées. Ce système n'est plus employé ; il est remplacé peu à peu par des techniques plus efficaces en terme de déshydratation et surtout de rendement épuratoire.

✓ **Les boues issues de traitement physico-chimique.** La majorité des matières en suspension sont agglomérées grâce à un agent coagulant (sels de fer ou d'aluminium en particulier). Les boues sont ensuite obtenues après décantation. Ce mode de traitement concerne essentiellement les stations balnéaires et de montagne dont les variations de population sont très fortes et rapides. Par ailleurs, les températures excessivement basses en montagne ne conviennent pas au traitement biologique des boues, les bactéries chargées de digérer la matière organique étant réduites à un état de vie ralentie.

✓ **Les boues issues de traitement biologique.** C'est le mode de traitement des eaux usées le plus courant en France. Les eaux usées sont enrichies en bactéries apportées (*Azotobacter*, *Nitrosomonas*). On parle alors de boue activée. Ces bactéries se nourrissent des matières organiques contenues dans les eaux usées. Le but est donc de maintenir un bon équilibre entre la biomasse bactérienne et la quantité d'éléments nécessaire à leur développement (matière organique des eaux usées et éventuellement oxygène).

Avant épandage, les boues vont subir différents traitements complémentaires dans le but de (ADEME, 2001) :

- ✓ **Réduire leur teneur en eau** ; les boues sont en effet initialement constituées de 99% d'eau.

- ✓ **Stabiliser la matière organique**. Très fraîche, elle est aussi très fermentescible. Il s'agit donc de réduire cette fermentescibilité afin de supprimer les mauvaises odeurs.

- ✓ **Les hygiéniser si nécessaire** (par chaulage) pour détruire les micro-organismes pathogènes.

On obtient *in fine* différents types de boues présentés de manière plus détaillée en annexe 1. Les boues les plus utilisées en agriculture sont (ADEME, 2001) :

- ✓ **Les boues liquides** (5 à 7% de matière sèche, 15% du tonnage en France) sont produites dans les petites stations rurales et se manipulent comme le lisier.

- ✓ **Les boues pâteuses** (16 à 22% de matière sèche, 35% du tonnage en France) sont produites dans les stations de taille moyenne. Leur consistance similaire à celle d'une bouse les rend plus difficilement manipulables que les boues liquides ou solides. C'est la raison pour laquelle un traitement complémentaire à la chaux ou par compostage est souvent appliqué.

- ✓ **Les boues chaulées** (25 à plus de 30% de matière sèche, 30% du tonnage en France) sont produites dans les stations de moyenne et grande taille.

- ✓ **Les boues compostées** (plus de 45% de matière sèche, 2% du tonnage en France) sont produites dans quelques stations de moyenne et grande taille. Malgré un coût encore élevé, cette filière est amenée à se développer en France car c'est aussi une solution pour valoriser des déchets municipaux, servant alors de support structurant à ce type de boues.

Ces traitements influencent directement les propriétés fertilisantes des boues ainsi que la forme chimique sous laquelle vont se présenter les éléments trace. Il paraît donc indispensable de choisir le mode de traitement des boues en fonction des débouchés agronomiques.

2-Un contexte réglementaire inédit en terme d'intrants agricoles

Depuis le 1^{er} juillet 2002, les boues ne peuvent plus être mises en décharge à l'exception des boues non conformes à la réglementation en vigueur. Leur siccité doit alors être supérieure à 30% (loi déchets du 13 juillet 1992). Même si les boues restent considérées comme des déchets au sens de la loi (cf. glossaire), elles correspondent à des déchets valorisables et non à des déchets ultimes.

Comme précisé précédemment, la Directive ERU de 1991 a eu quant à elle pour effet d'augmenter de façon conséquente la production de boues résiduelles urbaines. Plus précisément, les eaux usées des agglomérations de plus de 15 000 Equivalents Habitant (EH) doivent être collectées et traitées avant le 31 décembre 2000. Pour les agglomérations de taille comprise entre 2 000 et 15 000 EH, l'obligation de collecte et de traitement s'échelonne jusqu'à 2005 selon la taille des agglomérations et la sensibilité du milieu récepteur (ADEME, 2001).

Jusqu'au 01 janvier 1998, la réglementation en vigueur pour l'épandage de boues était la norme AFNOR NFU44-041. La réglementation actuelle correspond au **décret n°97-1133 du 8 décembre 1997** et à **l'arrêté du 8 janvier 1998** réglementant l'épandage des boues municipales. Ces textes réglementent :

- les teneurs limites en éléments traces dans les sols ainsi que les teneurs maximales en éléments traces, composés traces organiques (cf. tableau 2), voire en organismes pathogènes dans les boues,
- les différents types de boue ainsi que les aspects techniques relatifs à leur utilisation (cf. annexe 2),
- les modalités techniques adaptées aux situations, aux cultures et aux types de boues (cf. annexe 3),
- l'organisation et la gestion des épandages (cf. annexe 4)

Concernant les ET et les CTO, il en a été retenu un certain nombre, principalement sur des critères de toxicité (pour les ET et les CTO) et de biodégradabilité (pour les CTO). Ils sont donc considérés comme indicateurs de la « qualité réglementaire des boues d'épuration ». Le tableau ci-après présente les seuils réglementaires retenus.

Tableau 2 : Teneurs limites réglementaires en ET et en CTO pour les boues et les sols (ADEME, 2001)

Elément trace considéré	Teneur limite des boues	Apports au sol maximum totaux cumulés sur 10 ans (flux en g/ha)		Teneur limite du sol
	en g/t MS	Terres labourables et pH >6	Prairies ou sols pH<6	en g/t terre sèche
Cadmium	20 ^a	300 ^d	150	2
Chrome	1 000	15 000	12 000	150
Cuivre	1 000	15 000	12 000	100
Mercure	10	150	120	1
Nickel	200	3 000	3 000	50
Plomb	800	15 000	9 000	100
Zinc	3 000	45 000	3 000	300
Sélénium	-	-	1 200	-
7 PCB ^e	0,8	12	12	-
Fluorenthène	5 ^b	75	60	-
Benzo(a)pyrène	2 ^c	30	20	-
Benzo(b)fluoranthène	2,5	40	40	-

^a teneur abaissée à 15 au 1er janvier 2001 et à 10 au 1er janvier 2004

^b 4 si prairies

^c 1,5 si prairies

^d 150 au 1er janvier 2001

^e somme de 7 polychlorobiphényles retenus pour leur faible biodégradabilité

Si l'un de ces indicateurs dépasse la valeur fixée, l'épandage des boues est interdit sauf dérogation particulière accordée par le préfet “sur la base d'études du milieu concerné montrant que les ET ne sont pas mobiles ni biodisponibles¹” (article 11 de l'arrêté du 8 janvier 1998).

En complément, des quantités maximales d'apport à l'hectare (flux limites) ont été fixées.

D'autre part, l'apport maximum de boue permis par la réglementation est de 3 t MS/ha/an.

¹ Les notions de mobilité et de biodisponibilité des ET seront développées dans le chapitre suivant (cf.glossaire).

3-Les éléments traces dans les boues résiduaires urbaines

Les éléments traces sont les éléments dont la teneur dans la croûte terrestre est inférieure à 0,1%. Un grand nombre d'entre eux (bore, cuivre, molybdène, manganèse, nickel, zinc) sont indispensables au bon fonctionnement de mécanismes physiologiques ; ce sont les oligo-éléments. Cependant, à partir d'une certaine dose, ils deviennent toxiques. Une minorité (cadmium, mercure, plomb et arsenic) n'entrent dans aucun processus physiologique et sont particulièrement toxiques voire cancérigènes. Nous traiterons par conséquent de certains éléments traces métalliques (comme le cadmium, le plomb, le mercure, le nickel, le zinc ou le cuivre) semi-métalliques (ou métalloïdes comme l'arsenic) et non métalliques (sélénium). L'expression « métaux lourds » est souvent utilisée à tort pour désigner les éléments traces alors qu'ils ne correspondent qu'à un groupe restreint d'éléments métalliques de masse atomique élevée (Girard *et al.*, 2005b).

Tous ces éléments peuvent se retrouver naturellement dans les sols car ils proviennent des roches à partir desquelles ils se forment et qui constituent le fond géochimique naturel (Baize, 1997 *in* Girard *et al.*, 2005b). Toutefois, ce rapport ne développera pas cet aspect, même s'il est très intéressant de rechercher si des « anomalies naturelles » en éléments traces peuvent également présenter un risque. Autrement dit, quelle est leur aptitude à entrer dans la chaîne alimentaire (biodisponibilité), voire à être lixiviés vers d'autres compartiments du sol puis vers les masses d'eau souterraines ou superficielles (mobilité) ? En tout état de cause, comme précisé en page précédente, la réglementation propose des dérogations en cas de dépassement des seuils dans les sols récepteurs, à condition qu'il soit démontré que ces éléments traces ne soient ni mobiles ni biodisponibles.

3-1 Teneur en éléments traces des boues de station d'épuration en France

3-1-1 Origine des éléments traces des boues résiduaires urbaines

L'origine principale des éléments traces dans les boues restent le ruissellement des surfaces imperméabilisées suite à une averse, apportant à un réseau de collecte unitaire, une quantité importante d'éléments traces.

Le tableau ci-après présente des exemples d'origine et quelques types d'activité susceptibles d'apporter des éléments traces dans le réseau de collecte d'eaux usées.

Tableau 3 : Exemples d'origine des éléments traces dans les boues résiduaires urbaines
(Béjon, com. pers.)

Elément trace considéré	Origine
Cadmium	Traitement de surface, fabrication de batteries, d'accumulateurs
Mercure	Anciennement contenu dans les thermomètre (déchet hospitalier)
Plomb	Anciennes canalisations, peintures, batteries
Cuivre	Canalisations
Zinc	Eaux de ruissellement des toitures
Nickel	Fabrication d'alliages, peintures
Chrome	Tanneries, traitement de surface
Sélénium	Peintures, colorants

Les plus grosses industries possèdent leur propre station d'épuration. Les industries de taille moyenne possèdent parfois une unité de prétraitement chargée de traiter spécifiquement la pollution générée par le fonctionnement de l'entreprise. Cependant, de telles installations onéreuses ne sont pas adaptées aux plus petites entreprises (activités artisanales).

3-1-2 Evolution de la teneur en éléments traces des boues de stations d'épuration

Les données présentées ont été récoltées par l'ADEME en 2001 suite à des campagnes de mesure de différents organismes (ADEME, Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, RECYVAL¹, SYPREA). Ainsi, les données les plus récentes (SYPREA) confirment la baisse continue des teneurs en éléments traces dans les boues d'épuration.

¹ RECYVAL : bureau d'étude ; « RECYcle et VALorise vos déchets »

**Tableau 4 : Teneur moyenne en éléments traces des boues d'épurations épandues en France
(ADEME, 2001)**

Elément trace considéré	Teneur moyenne (en g/t MS)	Valeur-limite réglementaire (en g/t MS)	% de la valeur- limite
Cadmium	2,5	10	25 %
Chrome	50	1000	5 %
Cuivre	330	1000	33 %
Mercure	2,3	10	23 %
Nickel	40	200	20 %
Plomb	90	800	11 %
Sélénium	10	-	-
Zinc	800	3000	27 %

3-1-3 Corrélation entre la taille de la STEP et la teneur en ET des boues

Une étude a été réalisée par une stagiaire à la D.D.A.S.S d'Indre-et-Loire en 2002 dans le but de répondre à cette question. Cette étude (Perrot, 2002) a intégré toutes les analyses des boues de toutes les STEP d'Indre et Loire.

Tout d'abord, cette étude confirme une nouvelle fois la baisse des teneurs en éléments traces contenus dans les boues résiduelles.

D'autre part aucune corrélation n'a pu être clairement mise en évidence entre la taille de la STEP (en Equivalents Habitants) et la quantité d'éléments traces relevée dans les boues.

Néanmoins, les teneurs pour la STEP de La Riche qui est la plus importante avec 350 000 EH semblent significativement plus élevées que les autres (tout en restant dans les limites imposées par la norme). Ceci serait dû au fait que cette station reçoit une plus grande quantité d'eaux usées d'origine industrielle. Cela dit, le suivi est plus régulier que pour les STEP de petite à moyenne capacité (200 à 10 000 EH).

Par ailleurs, malgré une plus faible teneur en éléments traces dans leur boue, cette étude a démontré qu'il existe des variations plus marquées pour les petites et moyennes STEP, pour lesquelles, les valeurs maximales peuvent dépasser les limites imposées par la norme.

En résumé, il n'y a pas de réelle corrélation entre teneur moyenne en éléments traces et taille de la STEP. Par conséquent, il n'y a pas lieu de privilégier une taille de STEP dans le

cadre d'une valorisation des boues. Chaque cas est spécifique et dépend grandement du nombre et du type d'industries branchées au réseau de collecte.

3-1-4 Comparaison des teneurs moyennes en ET de plusieurs types de fertilisants

Les figures ci-dessous représentent les concentration de quelques ET dans différents types de fertilisants utilisés en agriculture.

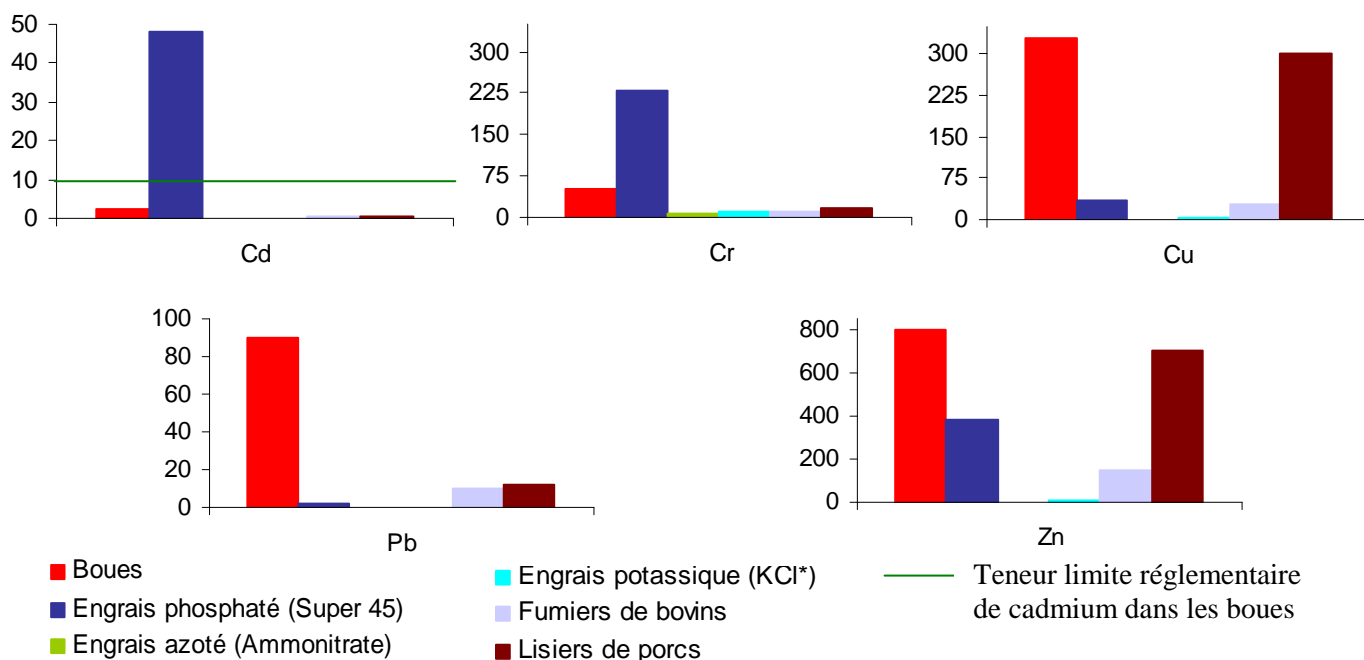


Figure 1 : Comparaison des concentrations moyennes en éléments traces (en g/t MS) de quelques fertilisants (ADEME, 2001)

La figure ci-dessus montre que les boues d'épuration urbaines sont loin d'être les seules sources d'apport en éléments traces. En effet, les engrais phosphatés d'une part, présentent une teneur en cadmium et en chrome plus élevée que les boues. D'autre part, les lisiers de porc (fréquemment épandus en Bretagne notamment) présentent une teneur en cuivre et en zinc quasiment égale à ces dernières. Malgré cela, ces produits bénéficient d'une plus grande souplesse réglementaire. On constate d'ailleurs, que les engrais phosphatés dépassent la limite imposée (en cadmium) par l'arrêté du 8 janvier 1998 (48 g/t MS au lieu de 10 g/t MS). Un bémol peut être toutefois ajouté car on ne connaît pas la quantité de fertilisant chimique à apporter pour équivaloir à un épandage de boue.

3-2 *Forme chimique des éléments traces : spéciation¹ et mobilité*

La concentration totale en éléments traces dans un sol est une information insuffisante pour prévoir les risques de mobilité et de biodisponibilité. En effet, c'est la forme sous laquelle se trouve l'élément qui est déterminante : en solution, sous forme dissoute, colloïdale, libre ou complexé, ou sous forme solide ou de précipité, lié à des phases minérales ou organiques. Néanmoins, il apparaît que dans la majorité des cas, les ET dans les sols sont surtout associés à la matrice solide, et se présentent sous des formes chimiques très variées dépendant (Bourrelrier et Berthelin, 1998) :

- de la composition et des propriétés du sol (teneur en argile et en matière organique, pH, potentiel d'oxydo-réduction, capacité d'échange cationique),
- de nombreux processus physico-chimiques (échanges d'ions, dissolutions, réductions, complexations, minéralisations),
- de la forme chimique de l'élément et de sa réactivité,
- indirectement des conditions climatiques (température et humidité) en influant sur les propriétés du sol,
- des organismes vivants végétaux et animaux en faisant varier le pH (en excréant des protons, des composés organiques, complexants), la porosité du sol, le potentiel d'oxydo-réduction et même la température (par le biais du couvert végétal).

Même si la mobilité des éléments traces dans les sols est régie par un grand nombre de processus très complexes, la plupart des mécanismes relatifs aux ET considérés *individuellement* sont aujourd'hui assez bien connus (Bourrelrier et Berthelin, 1998). Cependant, en condition *in situ*, il n'est pas possible de les considérer individuellement ; ils peuvent interagir et les paramètres précités peuvent évoluer dans le temps, rendant ainsi chaque situation différente.

¹ Cf. glossaire

3-2-1 Les facteurs régissant la mobilité des éléments traces

a) Le pH, un paramètre déterminant pour la mobilité des éléments traces

Le pH est une variable majeure des mécanismes de spéciation et donc dans la détermination de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments traces (Sillén, 1967 *in* Bourrelrier et Berthelin, 1998). En effet, le pH agit à la fois sur leur forme chimique et leur réactivité, ainsi que sur les propriétés du sol et les processus précités. En général, une augmentation du pH favorise l'immobilisation des éléments métalliques. C'est la raison pour laquelle l'épandage de boues résiduelles urbaines est interdit sur des sols dont le pH est inférieur à 5 (arrêté du 08 janvier 1998).

On notera toutefois un comportement inverse de l'arsenic (et des semi-métaux en général), pour lequel une augmentation du pH entraîne une augmentation de sa mobilité

Ainsi, toute action modifiant ce paramètre modifie l'état chimique des ET apportées par les boues, leur mobilité, leur toxicité et leur biodisponibilité (Juste *et al.*, 1995 *in* Dousset *et al.*, 1999).

Il est par ailleurs possible de simplifier ces mécanismes et de classer les éléments par ordre décroissant de mobilité en pH acide : (zinc, cadmium, mercure, nickel) > (plomb, chrome, cuivre) > sélénium (ADEME, 2001).

a-1) Effet du chaulage sur la mobilité des éléments traces

Le pH est l'une des rares voies de contrôle du transfert des éléments traces dans le sol. En effet, il est possible de traiter les boues par ajout de chaux sous forme CaO ou Ca(OH)₂ dans le but de rehausser celui-ci ($\text{pH}_{\text{boue non chaulée}} \approx 7$ / $\text{pH}_{\text{boue chaulée}} \approx 12$ (APCA, 2004)) et d'hygiéniser les boues (élimination des organismes par augmentation de la température (Béjon, com. pers.)). La boue ainsi obtenue a une teneur en chaux variant de 10 à 40% de la matière sèche (Dousset *et al.*, 1999). Cependant, il faut remarquer qu'en parallèle à l'immobilisation des ET et au blocage des processus de fermentation (rendant ainsi la boue inerte et inodore), le chaulage diminue le taux de matière organique (30 à 40 % pour une boue chaulée contre 60 à 70 % environ pour une boue simplement hygiénisée (APCA, 2004)) et la disponibilité des éléments fertilisants (azote, phosphore). On ne parle donc plus

d'amendement organique mais d'amendement calcique ou basique. Toutefois, il faut préciser que cela permet de répondre à la demande des agriculteurs dont les sols ont un pH acide.

Le chaulage ne diminue donc pas la quantité d'ET, mais diminue leur extractibilité. En effet, il a été démontré que le chaulage permet de réduire la teneur en éléments traces métalliques dans la solution du sol prélevée à une profondeur de 1 mètre (Pietz *et al.*, 1989 in Dousset *et al.*, 1999). Seul le Cadmium s'avère être un cas particulier : il semble qu'il n'y ait pas de relation simple entre le pH et la solubilité de cet élément. C'est la forme sous laquelle celui-ci est apporté au sol qui est déterminante : s'il est apporté sous forme de sel (sulfate de cadmium), le chaulage augmente la fraction soluble. S'il est apporté sous forme de boue, le chaulage ne modifie pas son extractibilité (Mahler *et al.*, 1982 in Dousset *et al.*, 1999 ; Mahler et Ryan, 1988 in Dousset *et al.*, 1999).

b) Le potentiel d'oxydo-réduction

Les conditions d'oxydo-réduction sont en relation directe avec le degré d'aération du sol : le tassement du sol ou sa saturation en eau génère des conditions réductrices. Il est possible en simplifiant les mécanismes influant sur le potentiel d'oxydo-réduction de classer les éléments traces suivants en ordre décroissant de mobilité en milieu oxydant : sélénium > (mercure, nickel, zinc, cadmium, cuivre) > plomb > chrome (ADEME, 2001).

c) La teneur du sol en argile et en matière organique

L'augmentation d'au moins une de ces deux variables tend globalement à fixer les ET. En effet, l'argile et la matière organique sont chargées négativement et peuvent par conséquent fixer les ET par adsorption. Plus la charge négative est importante, plus la CEC (Capacité d'Echange Cationique) est élevée. Ainsi plus un sol sera riche en argile ou en matière organique, moins les éléments traces seront mobiles (Girard *et al.*, 2005b).

d) Interactions entre éléments traces

Il ne s'agit pas ici de présenter les réactions d'interaction et les différents facteurs pouvant influencer sur celles-ci. Cela dit, il est important de préciser qu'il existe des effets d'antagonisme entre éléments traces, entraînant une réduction de leur mobilité et de leur biodisponibilité, ou, dans le cas contraire des effets de synergie, favorisant leur mobilité et leur biodisponibilité.

Par exemple, en présence de cuivre, le transfert de cadmium est stimulé. Par ailleurs, le fer réduit la biodisponibilité du cuivre et du cadmium (ADEME, 2001).

3-2-2 Exemple de mobilité différentielle de deux ETM

Dans cet exemple, la mobilité du zinc et du plomb est étudiée dans trois types de sol à proximité d'une même source de contamination. On considère par conséquent que chacun de ces types de sol reçoit une même quantité de zinc et de plomb. Ceci permet d'illustrer la complexité des mécanismes mis en jeu. Quoiqu'il en soit, il ne faudra pas généraliser cet exemple ; il ne s'agit que du comportement du zinc et du plomb dans un sol dont les facteurs précités contribuent tous à la spécificité de ce cas.

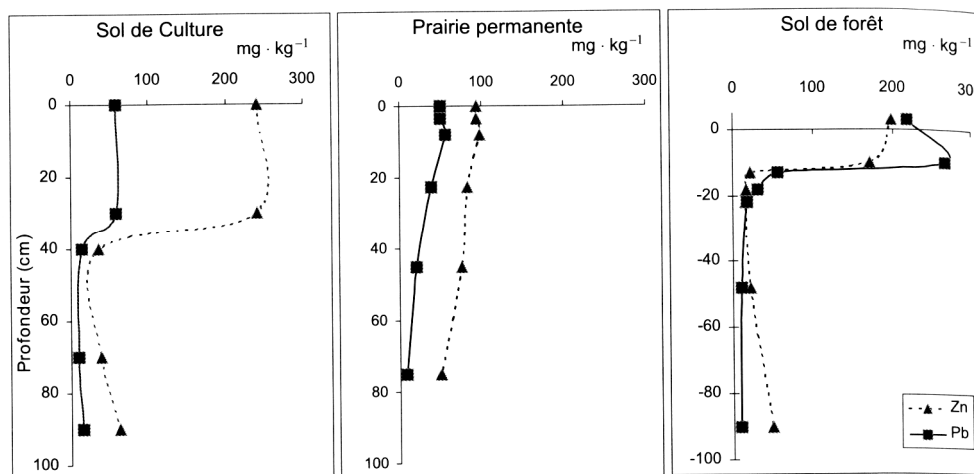


Figure 2 : Profils de distribution du zinc et du plomb de trois types de sols localisés à proximité de la même source d'émission (van Oort *et al.*, 2002 in Girard *et al.*, 2005b)

On constate qu'en sol cultivé, la mobilité des deux éléments a été faible. En effet ceux-ci restent accumulés dans les horizons superficiels, soit dans les 35 premiers centimètres de sol. Cette profondeur correspond à l'épaisseur de sol labouré.

En sol forestier, on remarque que la mobilité du zinc est légèrement plus grande que celle du plomb. Cette mobilité plus importante peut être mise en relation avec le fait que le pH d'un sol forestier est généralement plus faible que celui d'un sol cultivé.

En prairie permanente, la très forte mobilité du plomb comme du zinc sur toute la tranche de sol étudiée s'explique par la faune souterraine très abondante dans ce type de sol, participant activement au mélange des horizons de sol.

A partir de ces profils des calculs de stock en zinc et en plomb ont été réalisés à 50 cm et 100 cm de profondeur (cf. tableau 5).

Tableau 5 : Stocks de zinc et de plomb calculés à 50cm et 100cm à partir des trois profils de sol

Stock de métaux (mg/m ²)	Σ 50 cm		Σ 100 cm	
	Zinc	Plomb	Zinc	Plomb
Sol de culture	59,0	24,4	93,6	30,7
Prairie permanente	60,0	25,6	78,7	32,5
Sol forestier	13,0	27,6	25,5	32,1

On constate que dans les trois cas, le plomb a peu migré, quelque soit l'occupation du sol. Concernant le zinc, les pertes par lixiviation en sol forestier ont été fortes ; en effet les stocks calculés dans ce cas sont bien inférieurs aux deux autres cas.

Le plomb s'avère donc ici être un élément peu mobile, ce qui se vérifie dans la majorité des situations, excepté dans les sols sableux très acides (Denaix *et al.*, 1999 in Priscia et al., 2004). Le zinc présente quant à lui un caractère mobile nettement plus marqué.

Il est par ailleurs utile de formuler une critique sur cette expérience ; en effet on ne connaît pas la forme chimique précise sous laquelle ont été apportés les deux éléments. Par conséquent, la mobilité des métaux dépendant en grande partie de leur forme chimique, il est difficile de tirer des conclusions tranchées.

D'autre part, ces diagrammes ne permettent pas de présager de la profondeur jusqu'à laquelle le zinc et le plomb ont transité. Cela amène à la partie suivante :

3-2-3 Transfert des éléments traces à l'échelle des bassins versants

D'un point de vue qualitatif, les éléments traces sous forme soluble se retrouvent surtout dans les eaux de drainage et les écoulements latéraux et de subsurface, tandis que les ruissellements de surface transportent plutôt les éléments sous forme particulaire (Girard *et al.*, 2005b).

D'autre part, les paramètres influant sur le transfert des éléments traces à l'échelle des bassins versants sont les mêmes que ceux cités précédemment. Par conséquent, étant donné qu'ils peuvent présenter une variation saisonnière, certaines zones peuvent alternativement être des sources d'éléments traces et des puits. Par exemple, les zones humides de fond de vallée sont des sources d'éléments traces lorsque les conditions sont favorables à la réduction

du fer (nappe affleurant en surface, présence de carbone organique dissout). Ainsi, on observe après de fortes précipitations un relargage brutal d'éléments traces associés à du fer et de la matière organique dans les cours d'eau connectés aux zones humides. En revanche, lorsque la nappe est basse et le sol aéré, les conditions oxydantes favorisent l'immobilisation des éléments traces (Girard *et al.*, 2005b).

D'un point de vue quantitatif, « peu de techniques permettent à l'heure actuelle, de tracer les transferts de métaux dans le sol et à l'interface entre le sol et les autres compartiments de l'écosystème. » (Priscia *et al.*, 2004). D'autres ouvrages font référence au manque de données dans ce domaine dont notamment l'Académie des Sciences en 1998 : « on est encore loin, à l'heure actuelle, de pouvoir décrire les mouvements des éléments traces dans les sols à un niveau plus global comme par exemple, celui de l'échelle du bassin versant, ni même entre un site pollué et des captages d'eau situés à une distance de l'ordre du kilomètre. »

3-2-4 Effet cumulatif des épandages sur la mobilité en ET dans les sols

Ce thème bien qu'important a été semble-t-il moins développé. La majorité des références mettent l'accent sur le fait qu'il est nécessaire d'acquérir des données, celles-ci faisant actuellement défaut. Une autre remarque redondante est le problème lié au fait que les expériences sont menées sur des périodes souvent trop courtes (quelques années) pour pouvoir réellement tirer des conclusions sur le long terme.

Néanmoins, certaines expériences présentaient suffisamment de données ; dans ce cas les conclusions vont dans le sens d'une non-additivité des épandages sur la mobilité des ET (Morel et Guckert, 1984). Par ailleurs, d'autres auteurs ont abouti aux mêmes conclusions (Juste et Solda, 1977 *in* Bourrellet et Berthelin, 1998 ; Juste et Mench, 1992 *in* Bourrellet et Berthelin, 1998). En effet, il a été remarqué une diminution de la mobilité des métaux avec le temps, liée à un ensemble de processus tels que l'humification et la minéralisation par biodégradation et l'insolubilisation par précipitation ou adsorption (Morel et Guckert, 1984).

Cependant, ces conclusions étaient formulées sous forme de suggestion. Bourgeois et Michelin (2002) ont d'ailleurs précisé la nécessité de pousser ce type d'expérience sur des périodes plus longues afin de mieux prévoir les processus en jeu sur le long terme. En effet, des changements de pratique agricole et des propriétés physico-chimiques du sol pourraient

entraîner l'augmentation du transfert des éléments traces vers les plantes ou la lixiviation de ceux-ci (Lecomte *et al*, 2002).

3-2-5 Conclusion

La mobilité des éléments traces dépend de nombreux facteurs comme la teneur du sol en matière organique et en argile, l'activité des êtres vivants ou le pH. Cependant, il semble que ce dernier soit probablement le plus déterminant. Ainsi cette mobilité peut être limitée par un apport de chaux qui permet de rehausser le pH.

Aux doses compatibles avec la réglementation, le risque d'entraînement vertical par lixiviation sur le premier mètre de sol sur terre arable ne révèle pas de risque d'accumulation d'éléments traces dans les eaux de percolation, sauf en terrain très acide.

Il apparaît que la fraction mobile des éléments traces corresponde à la fraction soluble dans l'eau ou échangeable. Or celle-ci est souvent très faible. D'autre part, aucun effet cumulatif des épandages de boue en terme de mobilité des ET n'a été démontré car il semblerait qu'ils gagnent avec le temps une forme de plus en plus stable. Cette diminution de la mobilité est encore plus marquée dans le cas des boues chaulées.

La mobilité *in situ* n'a été étudiée que sur de faibles profondeurs car on ne possède pas actuellement les moyens techniques pour pouvoir tracer les flux d'éléments traces à l'interface entre le sol et les autres compartiments de l'écosystème (nappes phréatiques, cours d'eau,...).

3-6 Biodisponibilité des éléments traces

3-6-1 Phytodisponibilité¹ des éléments traces

Cette partie va mettre plus particulièrement l'accent sur la phytodisponibilité car les plantes sont à la base des chaînes alimentaires. L'absorption hydrominérale est le mécanisme primordial de nutrition des végétaux. C'est pourquoi la phytodisponibilité détermine la capacité d'un ET à entrer dans la chaîne alimentaire.

Les plantes puisent la majorité des éléments traces qu'elles accumulent dans la solution du sol. Or, il a été précisé précédemment (cf. paragraphe 4-5) que la majeure partie des ET est

¹ Cf. glossaire

associée à la matrice solide du sol. Cette fraction reste donc non inaccessible aux plantes. C'est pourquoi la teneur totale en éléments traces dans un sol est un paramètre peu prédictif de la biodisponibilité réelle des éléments. Cette fraction biodisponible peut être mesurée expérimentalement en utilisant des extractants chimiques pouvant être un chélate (EDTA, DTPA), un acide (HCl, HNO₃, CH₃COOH) ou un sel (CaCl₂, Ca(NO₃)₂, NaNO₃¹)

De nombreux essais expérimentaux et en plein champ ont été réalisés depuis plus de 30 ans. On distingue deux types d'essai :

- ceux réalisés avec des doses massives de boues (très) contaminées. Le but dans ce cas est d'amplifier les phénomènes pour mieux les caractériser et mieux les comprendre. Il s'agit de la majorité des études, menées principalement par des laboratoires de recherche.

- ceux réalisés à des doses conformes à la réglementation. Moins nombreux, ils sont réalisés par les chambres d'agriculture et les bureaux d'étude plus dans le cadre d'observations de routines que pour enrichir les données scientifiques.

Dans cette étude, il sera essentiellement fait référence au premier type d'expérimentations, afin de mettre en évidence les mécanismes mis en jeu, même si les doses appliquées sont bien supérieures à ce qui est autorisé.

Tous les végétaux répondent à l'accroissement de la teneur des éléments traces dans le sol par une augmentation du prélèvement de ceux-ci. Toutefois, il faut préciser que l'amplitude de la réponse varie en fonction des plantes (espèce, variété), de l'intensité de l'exposition, de la forme chimique des éléments (Bourel et Berthelin, 1998). Ainsi certaines plantes sont résistantes à d'importantes teneurs en métaux ; elles sont appelées *plantes métallophytes*. Parmi ces dernières, certaines peuvent accumuler d'importantes quantités de métaux dans leurs tissus ; ce sont les *plantes hyperaccumulatrices*.

a) Absorption racinaire des éléments traces

Les ions métalliques ont tendance à être adsorbés à la surface des racines. Plus précisément, ils s'y accumulent en se fixant aux groupements carboxyliques (chargés négativement) des composés pecto-cellulosiques des parois racinaires suivant l'ordre suivant :

¹ EDTA : Acide éthylènediamine-tétracétique ; DTPA : acide diéthylène triamine penta acétique
HCl : acide chlorhydrique ; HNO₃ : acide nitrique ; CH₃COOH : acide acétique
CaCl₂ : chlorure de calcium ; Ca(NO₃)₂ : dinitrate de calcium ; NaNO₃ : nitrate de sodium

Plomb > Cuivre >> Cadmium > Zinc. Ces liaisons contribueraient en grande partie à la quantité d'éléments métalliques ensuite présents dans la plante (Morel *et al.*, 1983 *in* Bourrelier et Berthelin, 1998).

Ceux-ci pénètrent dans la plante par les mêmes voies que les autres cations nécessaires. Il existe deux voies de transfert, la voie passive (libre diffusion à travers la membrane plasmique) et la voie active (transport sous le contrôle du métabolisme de la plante). Pour simplifier, les transferts passifs sont soumis à la loi de l'équilibre osmotique : l'eau se déplace du milieu le moins concentré (en solutés, colloïdes, etc....) vers le milieu le plus concentré, dans le but de rééquilibrer les concentrations. La membrane cellulaire des végétaux étant hémiperméable (cf. glossaire), ceci est également valable pour les éléments qui circuleront du milieu le plus concentré vers le milieu le moins concentré. Par conséquent, dans les sols riches en éléments traces, la voie passive sera privilégiée, tandis que dans les sols peu ou non contaminés, les ET seront absorbés par voie active grâce à des « pompes » nécessitant un apport d'énergie¹.

D'autre part, les cations divalents comme Fe^{2+} , Ca^{2+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} sont des compétiteurs vis-à-vis des cations divalents métalliques toxiques comme Cd^{2+} . Ainsi, l'augmentation de leur teneur dans la solution du sol réduit l'absorption d'éléments traces métalliques toxiques comme Cd^{2+} (Cataldo *et al.*, 1983 *in* Bourrelier et Berthelin, 1998 ; Costa et Morel, 1994 *in* Bourrelier et Berthelin, 1998). Concernant les boues urbaines, les teneurs assez importantes en fer et en zinc joueraient un rôle non négligeable et bénéfique en réduisant la phytodisponibilité d'éléments traces toxiques tels que le Cadmium (Haghiri, 1974 *in* Bourrelier et Berthelin, 1998).

b) Variabilité de la phytodisponibilité et de la phytoaccumulation

Toutes les plantes absorbent différenciellement les éléments traces. Les dicotylédones, dont les racines présentent une capacité d'échange cationique élevée, absorbent plus de métaux que les monocotylédones (Cathala et Salsac, 1975, *in* Bourrelier et Berthelin, 1998). D'autre part les graminées prélèvent moins d'ET que les plantes à vitesse de croissance plus

¹ Pompes H^+ -ATPase

élevée comme les légumes-feuilles (blette, laitues, épinards, tabac,...) comme le montre la figure ci-dessous pour le cadmium.

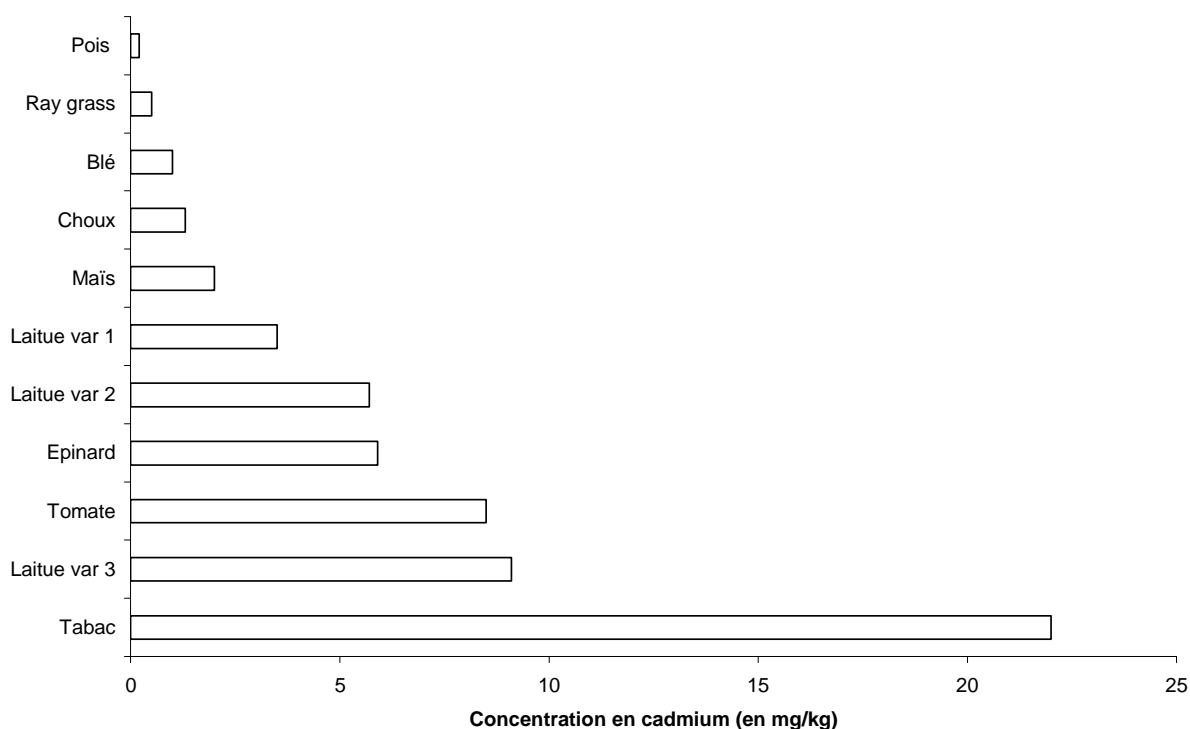


Figure 3 : Concentration en cadmium dans les feuilles de diverses espèces cultivées sur un même sol contaminé (Carlton-Smith et Davis, 1983)

Plus généralement, cultivées sur un même sol, les espèces végétales accumulent le cadmium selon l'ordre suivant : plantes à feuilles > légumes racines > céréales (Bingham *et al.*, 1979 ; John 1973)

Au niveau des organes des plantes, il a été remarqué que les métaux (et notamment le cadmium) s'accumulent davantage dans les racines de la plupart des espèces cultivées exceptées pour les légumes-feuilles (Maclean, 1976). Dans ce dernier cas, l'organe accumulateur est la feuille. D'autre part, la teneur en métaux serait plus faible dans les parties comestibles de nombreux végétaux (fruits, grains, tubercules) que dans les autres organes (Maclean, 1976 *in* Dousset *et al.*, 1999 ; Smith, 1994 *in* Dousset *et al.*, 1999). Ceci est notamment valable pour le maïs : les parties vertes de la plante ont un caractère bioaccumulateur plus important que le grain (Chambre d'Agriculture Rhône Alpes et ITCF, 2001 ; Morel *et al.*, 1988).

Exemple de transfert sol- plante de cadmium : le cas du blé :

Des boues sont apportées au sol à la dose maximale autorisée de 3 t de matière sèche par hectare/an (décret du 8 décembre 1997, arrêté du 8 janvier 1998). Cette boue est à la concentration maximale autorisée en cadmium soit 20 mg/kg de matière sèche. Il a été estimé (en considérant une distribution homogène du cadmium entre les organes) à partir de données acquises en condition expérimentale et *in situ*, que la teneur en cadmium dans les grains de blé provenant des boues est de 0,03 mg/kg (Bourrelier et Berthelin, 1998). Or la réglementation française limite cette teneur à 0,12 mg/kg (CSHPF, 1996). Qui plus est, la teneur en cadmium de grains de blé décortiqués serait identique, qu'il y ait eu ou non un apport de boues (Mench *et al.*, 1996 *in* Bourrelier et Berthelin, 1998).

Néanmoins, il a été considéré ici la teneur totale en cadmium ; on ne connaît pas la teneur biodisponible, celle-ci pouvant varier comme il a été montré précédemment.

3-6-2 Biodisponibilité des éléments traces pour les organismes animaux

Concernant les organismes microbiens, l'effet d'un apport en éléments traces est assez complexe. Une contamination modérée entraînera des mutations génétiques, se traduisant en général par une augmentation de la biodiversité microbienne. Par contre si la dose augmente et dépasse un certain seuil, les espèces les plus sensibles ne résisteront pas et la diversité diminuera. Parmi les espèces résistantes, certaines sont plus tolérantes vis-à-vis de ce type de contamination, d'autres sont capables de s'adapter par le biais de mutations génétiques. Cependant, il ne faut pas négliger l'effet (à court et moyen terme) positif engendré par l'apport de matière organique contenue dans les boues sur les microorganismes des sols (Girard *et al.*, 2005b).

La biodisponibilité des ET a été assez largement étudiée chez les vers de terre. Ainsi, les teneurs de cadmium, plomb et zinc dans les vers de terres après plusieurs années d'épandage sont supérieures à celles des vers provenant de sols non amendés. D'autre part, les vers concentrent surtout le cadmium et le zinc dans leur tissu (Beyer *et al.*, 1982 *in* Dousset *et al.*, 1999 ; Brewer et Barrett, 1995 *in* Dousset *et al.*, 1999)

3-6-3 Effet du chaulage sur la biodisponibilité des éléments traces

✓ *Sur les végétaux :*

Tout d'abord, aux doses compatibles avec la réglementation, la présence des éléments traces induits par des apports de boues chaulées ou non ne diminuent pas le rendement des cultures (Bidwell et Dowdy, 1987 *in* Dousset *et al.*, 1999 ; Ozores-Hampton *et al.*, 1994 *in* Dousset *et al.*, 1999).

De nombreuses expériences agronomiques ont été réalisées ces dernières décennies sur des plantes cultivées telles que la betterave, le blé, le maïs ou encore le soja. Il ne serait pas très pertinent dans cette étude de recenser les différentes conclusions pour chaque espèce de plante. Néanmoins, il est nécessaire de préciser que comme il a été montré précédemment sur la mobilité des ET dans le sol, l'application de chaux permet de réduire également leur phytodisponibilité. En conséquence, le chaulage limite le risque environnemental d'intégration des ET dans la chaîne alimentaire.

Selon les espèces de plantes, cet effet bénéfique est valable pour tous les éléments traces métalliques, ou seulement certains (Bourrelier et Berthelin, 1998). D'autre part, le cadmium reste ici aussi un cas particulier : de même que précédemment (cf. paragraphe 3-2-1-a-1), s'il est apporté sous forme de sels, le chaulage entraîne une augmentation de sa biodisponibilité. Par contre, s'il est apporté par le biais de boues (ce qui nous intéresse dans cette étude), le chaulage permet de réduire la teneur en cadmium extractible par les plantes. Ceci a notamment été démontré pour la laitue, la betterave et le maïs (Mahler *et al.*, 1982 *in* Dousset *et al.*, 1999 ; Mahler et Ryan, 1988 *in* Dousset *et al.*, 1999).

Il peut être intéressant de rechercher si les effets bénéfiques du chaulage (sur la biodisponibilité des métaux) persistent plusieurs années après l'arrêt d'épandages. Autrement dit, existe-t-il un « arrière-effet » du chaulage ? En effet, même si après six ans d'épandages, les effets du chaulage s'amenuisent, ceux-ci persistent. Autrement dit, les ET dans le sol, issus de boues résiduaire continuent à être d'autant plus immobiles si cette boue a été chaulée (Morel *et al.*, 1988 ; Morel et Guckert, 1984).

✓ *Sur les animaux :*

Concernant les vers de terre, le chaulage diminue la teneur de cadmium dans leurs tissus ; et cette diminution est d'autant plus notable que le sol est acide. L'effet du chaulage sur la biodisponibilité des autres métaux ne semble pas avoir été encore clairement identifié.

Le cadmium absorbé par les vers étant biologiquement disponible pour les animaux se nourrissant de ces vers, il est susceptible d'entrer dans la chaîne alimentaire. Il représente donc un risque environnemental à ne pas négliger. En effet, le cadmium se retrouve chez le ver de terre surtout lié aux protéines qui seront éventuellement métabolisées par le rat (Suzuki *et al.*, 1980 in Dousset *et al.*, 1999).

Plus généralement, en limitant la biodisponibilité des ET vis-à-vis des organismes telluriques, le chaulage réduit le risque environnemental d'intégration des éléments traces dans la chaîne alimentaire.

3-6-4 Conclusion

Concernant les végétaux, la fertilisation par le biais de boues résiduelles urbaines à des doses compatibles avec la réglementation ne semble entraîner ni une diminution du rendement ni une accumulation significative d'éléments traces dans les tissus. Qui plus est, il est possible de réduire leur mobilité en traitant les boues à la chaux. Néanmoins, à forte dose, la teneur en éléments traces augmente dans les tissus

D'autre part l'accumulation des éléments traces n'est pas homogène et varie d'une espèce voire même d'une variété à une autre et d'un organe à l'autre. Les mécanismes sont très complexes et dépendent encore une fois de nombreux facteurs. Toutefois, on peut préciser que les racines accumulent la majorité des ET devant les parties vertes (tiges et feuilles) tandis que la teneur en éléments traces des grains et des fruits ne semble pas ou peu dépendre de l'apport de boues.

Chez les animaux, l'apport de boues conformément à la réglementation a un effet positif sur la biomasse et la diversité bactérienne, mais cette dernière diminue pour de fortes doses et entraîne aussi l'accumulation de métaux (notamment de cadmium) chez le ver de terre.

3-7 Toxicité des éléments traces

Cette partie vise à montrer de manière synthétique et simplifiée la toxicité des éléments traces sur les êtres vivants. Les données sont présentées dans le tableau ci-après.

Il a été précisé pour exemple la CL_{50} 96h (poissons) (en mg/L). Il s'agit de la concentration en ET considéré pour laquelle la moitié d'un peuplement de poissons considéré meurt par intoxication au bout de 96 heures. Même si ces valeurs varient beaucoup d'une espèce à une autre, on constate globalement une toxicité plus importante des éléments cadmium, mercure et plomb. Heureusement, le plomb présente l'avantage d'être faiblement mobile et biodisponible. D'autre part, concernant le mercure, l'arrêté du 24 décembre 1998 interdit son utilisation dans les thermomètres.

Tableau 6 : Toxicité de quelques ET pour l'Homme et les animaux (CSHPF, 1996 ; Bourrelrier et Berthelin, 1998 ; Perrot, 2002)

Elément trace considéré	Arsenic	Cadmium	Chrome	Cuivre	Mercure	Nickel	Plomb	Zinc
Organes cibles	Lésions cutanées (H), système cardio-vasculaire (H)	Reins, tissu osseux, système cardio-vasculaire (A)	Derme, épiderme (H), foie (A) pour CrVI	Foie, cerveau, rein	Reins, foie (Hg inorg), système nerveux central (dérivés méthylés)	Reins, poumons, épiderme	Reins, système cardio-vasculaire, nerveux central et périphérique, tissu osseux (H), hématies (H)	Poumons, (cœur)
Cancérogénicité d'après le CIRC¹	Homme	Homme	Homme (CrVI), animaux	non	Homme, animaux (reins, poumons, prostate)	Homme, animaux	Homme, animaux	non
Autres effets et risques	- dérivés organiques non toxiques, - toxicité et biodisponibilité des formes inorganiques sur les organismes aquatiques principalement	- forte toxicité, mobilité et bio-accumulation, - hypertenseur, mutagène, - inhibiteur de la spermatogénèse	- biodisponible et toxique pour la forme CrVI - mutagène, perte de fertilité (A), hémorragies gastro-intestinales, dermatites par exemple	- Peu toxique et biodisponible, sauf pour organismes aquatiques et en cas de pH acide, - <u>pathologies plutôt dues à une carence (H)</u>	- forte toxicité (surtout des dérivés méthylés), mobilité et bioaccumulation - asphyxie des sols, - mutagène, antimitotique, perte de fertilité	- souvent biodisponible mais peu bioaccumulable - mutagène, bronchites chroniques, eczémas allergiques par exemple	- peu biodisponible sous forme inorganique, - dérivés alkylés bioaccumulables et plus toxiques (perte de fertilité), mais toxicité diminue après élimination des radicaux éthyls 0,05 à 300 (0,02 à 0,03 pour les juvéniles et la reproduction)	Peu toxique et assez peu bioaccumulable - œdème pulmonaire (inhalation), <u>pathologies plutôt dues à une carence (H)</u>
CL₅₀ 96h (poissons) (mg/L)	11 à 50	0,002 à 16 (0,0001 à 0,0002 pour les juvéniles)	Pas de données	0,02 à 10 (0,0005 à 0,24)	0,001 à 0,1 (0,0001 pour les juvénile)	2 à 40 (0,04 pour les formes juvéniles)		9,9 à 52

¹ CIRC : Centre International de Recherche sur le Cancer
H : Homme / A : Animaux

4-Les CTO et les organismes pathogènes dans les boues résiduaires urbaines

Ces deux parties sont ainsi rassemblées car elles ont fait l'objet de recherches moins approfondies que les ET du fait des risques globalement moindres.

4-1 Les composés traces organiques dans les boues résiduaires urbaines

Ce sont des produits chimiques (hydrocarbures et leurs dérivés par exemple) qui sont dégradés plus ou moins rapidement par l'activité microbiologique du sol. Les composés les plus volatils et facilement biodégradables sont d'ailleurs éliminés en station d'épuration pendant la phase de traitement aérobique. Les CTO retenus par la réglementation comme indicateurs pour leur faible biodégradabilité sont (ADEME, 2001) :

- les HAP contenus dans les boues, issus du lessivage des chaussées par les eaux de pluie. Dans ce cas, il s'agit plus particulièrement de boues issues de STEP collectant les eaux usées par le biais d'un réseau unitaire (pas de séparation des eaux usées et des eaux pluviales).

- les PCB qui étaient autrefois utilisés comme isolant dans les transformateurs électriques mais ne sont plus produits en France depuis 1977.

Il faut noter que les flux de CTO liés aux épandages de boues sont de l'ordre du gramme ou de la centaine de gramme par hectare alors que l'épandage de produits phytosanitaires apporte entre 1 000 et 4 000 grammes de CTO par hectare (ADEME, 2001).

Par ailleurs, la principale source de contamination des sols par ces molécules provient des retombées atmosphériques et non d'apports directs dans les sols.

Le tableau ci-après montre la quantité moyenne de CTO contenue dans les boues de STEP en France. Il apparaît de même que pour les ET que leur concentration est bien inférieure à celle imposée par la réglementation.

Tableau 7 : Teneur moyenne en CTO des boues d'épurations épandues en France (ADEME, 2001)

CTO considéré	Teneur moyenne (g/t MS)	Valeur-limite réglementaire (g/t MS)	% de la valeur-limite
Fluoranthène (HAP)	0,53	5	10 %
Benzo(a)fluoranthène (HAP)	0,39	2,5	15 %
Benzo(a)pyrène (HAP)	0,31	2	15 %
Polychlorobiphenyls : Total de 7 PCB	0,19	0,8	23 %

4-2 Biodégradabilité et transfert des CTO dans le système sol-plante

L'étude de la mobilité et des transferts des CTO ne concerne que la fraction extractible. Cette extraction est réalisée à l'aide de solvants organiques en général, puis est suivie d'une purification et d'un dosage. Qui plus est, parmi les composés traces organiques susceptibles d'être apportés par une boue de station d'épuration, les HAP sont parmi les plus difficiles à doser (Perrin-Ganier *et al.*, 2004). La quantité de CTO extraite d'un sol ayant subi un épandage diminue naturellement avec le temps. Ainsi le temps de demi-vie (temps au bout duquel la moitié de la molécule s'est « dissipée ») est de quelques mois à 5 ans pour les HAP et de 4 à 5 ans pour les PCB (Girard *et al.*, 2005a).

4-2-1 La biodégradation des CTO

Etant donné qu'elle s'effectue par minéralisation des molécules par le biais de micro-organismes, il est important que les CTO soient biodisponibles. Il a été montré que la nature des boues n'influe pas directement sur ce paramètre. En revanche, les ET apportés à forte dose (par le biais des boues), entraînent une augmentation de l'adsorption des CTO sur la matière organique apportée. Ceci induit une diminution de leur biodisponibilité et par voie de conséquence, un ralentissement de la minéralisation des CTO.

4-2-2 La mobilité des CTO

Concernant la mobilité, la matière organique dissoute est lessivée durant les premiers jours suivant un épandage, et avec elle, les CTO adsorbés. En conséquence, une lixiviation dans des proportions relativement faibles des CTO (n'excédant pas 3 % de la quantité apportée) peut intervenir durant les premiers jours suivant un épandage, à condition que la boue soit riche en ETM.

4-2-3 La biodisponibilité des CTO

Le transfert des CTO vers les plantes est très faible (ADEME, 2001 ; Perrin-Ganier *et al.*, 2004 ; Girard *et al.*, 2005a). Les HAP s'accumuleraient (indifféremment de leur poids moléculaire) et affecteraient essentiellement les racines des végétaux (Fismes *et al.*, 2000 ; ADEME, 2001)). Les PCB se retrouveraient quant à eux préférentiellement dans l'épiderme, d'autant plus que la molécule est pauvre en chlore. Ce transfert nécessiterait un contact direct entre la molécule et la paroi pecto-cellulosique racinaire (ADEME, 2001).

Par ailleurs, le traitement à la chaux des boues diminue la biodisponibilité des CTO mais ne modifie pas celle des PCB (APCA, 2004).

Les risques évoqués ci-dessus sur la biodisponibilité, la biodégradation et la mobilité des CTO sont à mettre en relation avec des teneurs en ET « hors norme ». Par conséquent, dans le cadre d'un apport de boues conformément à la réglementation, le risque lié à la non biodégradation, la biodisponibilité et la mobilité des CTO est minime. Par conséquent, la toxicité des CTO ne sera pas détaillée dans cette étude. Qui plus est, il existe un trop grand nombre de molécules pour pouvoir développer ici ce thème.

4-3 Les organismes pathogènes dans les boues résiduelles urbaines

Les boues d'épuration contiennent des organismes en provenance des eaux usées et surtout des procédés de traitement. Seule une infime partie d'entre eux présente un danger infectieux ; ils sont dit pathogènes et appartiennent à la catégorie des virus, des bactéries, des protozoaires, des champignons, ou des némathelminthes (« vers parasites »). Mais ils ne s'attaquent pas tous à l'homme ; certains sont phytopathogènes, d'autres zoopathogènes (ADEME, 2001).

La teneur des boues en organismes pathogènes dépend (ADEME, 2001) :

- de la proportion de rejets industriels recueillis dans le réseau d'eaux usées, les rejets industriels étant moins chargées en organismes vivants,
- de la taille de l'agglomération. En effet les activités sur une petite agglomération ne seront pas les mêmes que sur une grosse agglomération (cf. paragraphe 3-1-3).
- du procédé de traitement des boues, les boues de traitement biologique étant évidemment plus riches en organismes.

Une fois les boues épandues, le sol ne constitue pas un environnement favorable à la survie des organismes. En effet, ils sont alors soumis aux effets du climat (température, rayons ultraviolets,...) ainsi qu'aux facteurs édaphiques et biotiques (compétition avec d'autres êtres vivants occupant la même niche écologique) (ADEME, 2001).

Cependant, l'enfouissement après épandage peut ralentir leur élimination. D'autre part, les némathelminthes peuvent être présents sous une forme de résistance (œufs) améliorant leur capacité de survie (plusieurs années). Cela nécessite en particulier de renforcer les précautions à prendre dans le cadre d'épandages en prairie, à la vue du risque d'ingestion par les bovins d'œufs de *Taenia saginata* (ver solitaire du bœuf) notamment (Cabaret *et al.*, 2004 ; Girard *et al.*, 2005a).

Il existe donc des techniques d'hygiénisation afin de se prémunir du risque biologique. En effet, le compostage (addition de déchets verts broyés) ou le chaulage permettent de réduire à un niveau non détectable ou tout du moins inférieur à un seuil, les organismes pathogènes éventuellement contenus dans les boues, grâce à une élévation de la température (Béjon, com.pers.).

Ces risques sont aujourd'hui bien gérés par la réglementation en vigueur ; il existe un délai d'épandage avant récolte ou mise en pâture dépendant de l'hygiénisation ou non des boues (cf. annexes 2 et 3). Par ailleurs, il faut noter que la Cellule Nationale d'Information Toxicologique Vétérinaire (CNITV) des écoles vétérinaires (créée en 1987) n'a relevé aucun problème sanitaire, depuis sa réactivation en 1997.

Conclusion

Le retour au sol des boues résiduelles urbaines est la voie la plus logique pour leur élimination en raison de leur qualité agronomique. De plus, cette pratique s'inscrit dans une optique de développement durable. Cependant des risques inhérents à cette pratique existent. Ceux-ci sont liés principalement à la présence d'éléments traces, et dans une bien moindre proportion, à la présence de composés traces organiques et d'organismes pathogènes.

Les risques créés par les éléments traces sont difficiles à évaluer. En effet, considérer leur teneur totale comme la réglementation actuelle le prévoit ne suffit pas : leur mobilité dans le sol ainsi que dans le système sol-plante est déterminante. Comme il a été montré, celle-ci dépend de chaînes de réactions physico-chimiques et biochimiques, définissant la forme chimique sous laquelle l'élément se trouvera (spéciation). Ainsi, même s'il on connaît aujourd'hui ces mécanismes pour les éléments traces considérés individuellement, il est difficile de prévoir la dynamique de ces éléments dans le milieu naturel. Quoiqu'il en soit, il semble clair qu'un épandage réalisé conformément à la réglementation ne présente pas de risque majeur de contamination. De plus, avec le temps, les ET deviennent de moins en moins mobiles et biodisponibles.

La solution doit être trouvée à l'amont en étendant notamment les réseaux de collecte séparatifs des eaux usées, dissociant les eaux pluviales, domestiques mais aussi industrielles. Une des rares voies de contrôle à l'aval présentée ici est le chaulage. Ce traitement permet d'hygiéniser les boues, et de réduire globalement la mobilité et la biodisponibilité des ET et des HAP. Les propriétés fertilisantes sont par contre réduites ; l'intérêt est alors davantage dans une augmentation du pH des sols acides et de leur teneur en matière organique.

Actuellement, le risque principal est davantage causé par les industries de transformation agroalimentaire. En effet l'industrie légumière (dont Bonduelle) ainsi que les producteurs de fromage AOC (Comté par exemple) ont élaboré une charte de qualité limitant voire interdisant l'épandage de boues (Bourrelier et Berthelin, 1998). En conséquence, une inflation des contrats interdisant aux agriculteurs l'épandage des boues sur leurs parcelles a été observée (APCA, 2004). Qui plus est, la Fédération de Commerce et de la Distribution (FCD) affirme avoir confiance dans la réglementation des épandages de boue et juge la pratique compatible avec la production agroalimentaire, mais déclare par ailleurs que le « zéro boue »

est un argument marketing distinguant les produits de *qualité* (APCA, 2004). On a donc à faire à un problème d'ordre politique de type NIMBY (Not in My BackYard), autrement dit, basé sur des incertitudes.

D'autre part, suite aux demandes récurrentes depuis une dizaine d'années, le projet de loi sur l'eau prévoit un fond de garantie des risques non assurables liés à l'épandage des boues résiduelles (c'est-à-dire, lorsque l'état des connaissances scientifiques et techniques au moment de l'utilisation n'a pas permis de déceler l'existence de ces risques). Ce fond sera alimenté par les producteurs de boue, et ne pourra être sollicité que si l'épandage a été réalisé conformément à la réglementation. L'impact attendu est important en terme de redynamisation des épandages.

On peut également craindre une force de pression menée par les industries productrices de fertilisants chimiques qui risqueraient de voir leur marché en baisse en cas de développement de la filière boue. Leurs produits bénéficient d'ailleurs d'une plus grande souplesse réglementaire.

BIBLIOGRAPHIE

ADEME, 2001. *Les boues d'épuration municipales et leur utilisation en agriculture*. Dossier documentaire, ADEME édition, Paris 2000.

APCA, 2004. *Bulletin de liaison du réseau des Missions Déchets des Chambres d'Agriculture*. Journées nationales, La Rochelle, novembre 2004, rapport APCA -ADEME, 22p.

Arrêté du 08 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n°97-1133 du 08 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées, J.O. du 31 janvier 1998.

Bourrelier P.H., Berthelin J., 1998. *Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion*. Rapport n°42 de l'Académie des Sciences –Lavoisier Tec-Doc, Paris, 440p.

Bourgeois S. et Michelin J., 2002. *Impacts environnementaux d'apports réguliers de boues de station d'épuration urbaine sur un sol agricole : cas des éléments traces métalliques*. Association Française d'Etude des Sols, Journées Nationales de l'Etude des Sols, Orléans, 22-24 Octobre 2002, pp. 35-36.

Cabaret J., Moussavou-Boussouvou M.N., Madeline M., Ballandonne C., Barbier D., 2004. *Épandage des boues d'épuration urbaines sur les prairies : risque de cysticercose pour les ruminants et de téniasis pour l'Homme*. Dossier de l'environnement de l'INRA n°25, pp. 91-94.

Chambre d'Agriculture Rhône Alpes, ITCF, 2001. *Réseau de parcelles pour l'évaluation des teneurs en éléments traces métalliques (ETM) apportés par les boues de station d'épuration dans les sols et les cultures*. Programme de recherche de références Rhône Alpes sur le recyclage des boues de station d'épuration en agriculture, 17p.

CSHPF, 1996. *Les limites de sécurité dans les consommations alimentaires des vitamines et des minéraux*. Paris, Lavoisier Tec & doc.

Dousset S., Morel J.L., Wiart J., 1999. *Influence du chaulage sur la biodisponibilité des éléments métalliques en trace incorporés au sol lors de l'épandage de boues de stations d'épuration*, in Association Française d'Etude des Sols, Etude et Gestion des Sols, 6, 2, 1999, pp. 105-114.

Fismes J., Perrin-Ganier C., Morel J.L., Empereur-Bissonnet P., 2000. *Qualité d'un légume (la laitue) cultivé sur terre riche en HAP*. Association Française d'Etude des Sols, 6^{ème} Journées Nationales de l'Etude des Sols, Nancy, 25-28 Avril 2000, p. 118.

Girard M.C., Walter C., Remy J.C., Berthelin J., Morel J.L., 2005a. *Chapitre 11 : Recyclage de déchets sur les sols : valeur agronomique et impacts environnementaux*, in Sols et Environnement, éd Dunod, Paris, 2005, pp. 163-284.

Girard M.C., Walter C., Remy J.C., Berthelin J., Morel J.L., 2005b. *Chapitre 21 : Présence et impacts des éléments en traces dans les sols*, in Sols et Environnement, éd Dunod, Paris, 2005, pp.469-489.

INRA/ORVAL, 2001. *Evaluation du déficit en matière organique des sols français et des besoins potentiels en amendements organiques*, in Association Française d'Etude des Sols, Etude et Gestion des sols, Volume 8,1, 2001.

Lecomte J., Pinet C., Auburtin G., 2002. *Risques de contamination de plantes à vocation alimentaire par des éléments traces métalliques (ETM) suite à l'apport de déchets urbains, industriels et agricoles sur les sols cultivés*. Association Française d'Etude des Sols, Journées Nationales de l'Etude des Sols, Orléans, 22-24 Octobre 2002, p. 77.

Mahan B.H., 1969. *Chimie*. Interédition, Paris, 1988, 822p.

Morel J.L., Guckert A., 1984. *Evolution en plein champ de la solubilité dans DTPA des métaux lourds du sol introduits par des épandages de boues résiduaires urbaines chaulées*. INRA édition, Paris, Agronomie, 4 (4), pp. 377-386.

Morel J.L., Pierrat J.C., Guckert A 1988. *Effet et arrière-effet de l'épandage de boues urbaines conditionnées à la chaux et au chlorure ferrique sur la teneur en métaux lourds d'un maïs*. Agronomie, 8,2, pp. 107-113.

Perrin-Ganier C., Soulas G., Ciesielski H., Caria G., Budzinski H., 2004. *Disponibilité de composés traces organiques dans les sols amendés par des boues d'épuration*. Dossier de l'environnement de l'INRA n°25, pp 75-84.

Perrot N., 2002. *Etat des lieux de l'assainissement et évolution des teneurs en ETM dans les boues des stations d'épuration d'Indre et Loire*. Rapport de stage 2002, DDASS 37, 37p.

Priscia O., Denaix L., Sappin-Didier V., Solda P., 2004. *Etude du transfert du Pb issus de boues de stations d'épuration ou de contaminations diffuses atmosphériques dans un sol sableux agricole à l'aide des isotopes stables*. Association Française d'Etude des Sols, Journées Nationales de l'Etude des Sols, Bordeaux, 26-28 Octobre 2004, pp. 41-42.

Glossaire

Biodisponibilité :

C'est l'aptitude d'un élément ou d'une molécule à passer dans un compartiment du sol à partir duquel il (ou elle) il sera directement assimilable par un être vivant (Girard *et al.*, 2005b).

Déchets :

Est un déchet tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon. (Loi du 15 juillet 1975)

Hémiperméable :

Se rapporte à la propriété des membranes biologiques, perméables à l'eau ainsi qu'aux plus petites molécules.

Hygiénisation :

Traitement des déchets résiduels visant à réduire à un niveau non détectable les agents pathogènes qu'ils contiennent.

Lixiviation :

Extraction par voie liquide d'éléments ou de molécules inorganiques ou organiques, mettant en œuvre des mécanismes chimiques ou biologiques (Bourrellet et Berthelin, 1998).

Mobilité :

C'est la capacité d'un élément (ou d'une molécule) à passer d'un état fixé à la matrice du sol (à l'état complexé ou adsorbé à une ou plusieurs macromolécules minérales ou organiques). La mobilité d'un élément trace dépend avant tout de la forme chimique sous laquelle il se présente.

Phytodisponibilité :

Etant donné que les plantes puisent l'essentiel des minéraux nécessaires à leur développement dans la solution du sol, la phytodisponibilité des éléments peut se définir comme étant l'aptitude d'un élément à passer dans un premier temps dans la solution du sol, puis dans un second temps à être transféré dans la plante (Bourrellet et Berthelin, 1998 ; Girard *et al.*, 2005b).

Spéciation (des éléments) :

Ce phénomène correspond aux réactions chimiques qui aboutissent à la forme chimique de l'élément la plus stable, en fonction des conditions physico-chimiques du milieu, mais aussi en relation avec les facteurs biotiques (Bourrellet et Berthelin, 1998).

TABLE DES MATIERES

Sommaire.....	0
Résumé.....	2
Liste des figures.....	4
Liste des tableaux.....	4
Liste des sigles.....	5
Introduction.....	6
1-Les différents types de boues issues du traitement des eaux usées.....	8
2-Un contexte réglementaire inédit en terme d'intrants agricoles.....	11
3-Les éléments traces dans les boues résiduaires urbaines.....	13
3-1 Teneur en éléments traces des boues de station d'épuration en France.....	13
3-1-1 Origine des éléments traces des boues résiduaires urbaines.....	13
3-1-2 Evolution de la teneur en éléments traces des boues de stations d'épuration	14
3-1-3 Corrélation entre la taille de la STEP et la teneur en ET des boues	15
3-1-4 Comparaison des teneurs moyennes en ET de plusieurs types de fertilisants.....	16
3-2 Forme chimique des éléments traces : spéciation et mobilité.....	17
3-2-1 Les facteurs régissant la mobilité des éléments traces	18
a) Le pH, un paramètre déterminant pour la mobilité des éléments traces	18
a-1) Effet du chaulage sur la mobilité des éléments traces	18
b) Le potentiel d'oxydo-réduction.....	19
c) La teneur du sol en argile et en matière organique	19
d) Interactions entre éléments traces	19
3-2-2 Exemple de mobilité différentielle de deux ETM	20
3-2-3 Transfert des éléments traces à l'échelle des bassins versants	21
3-2-4 Effet cumulatif des épandages sur la mobilité en ET dans les sols	22

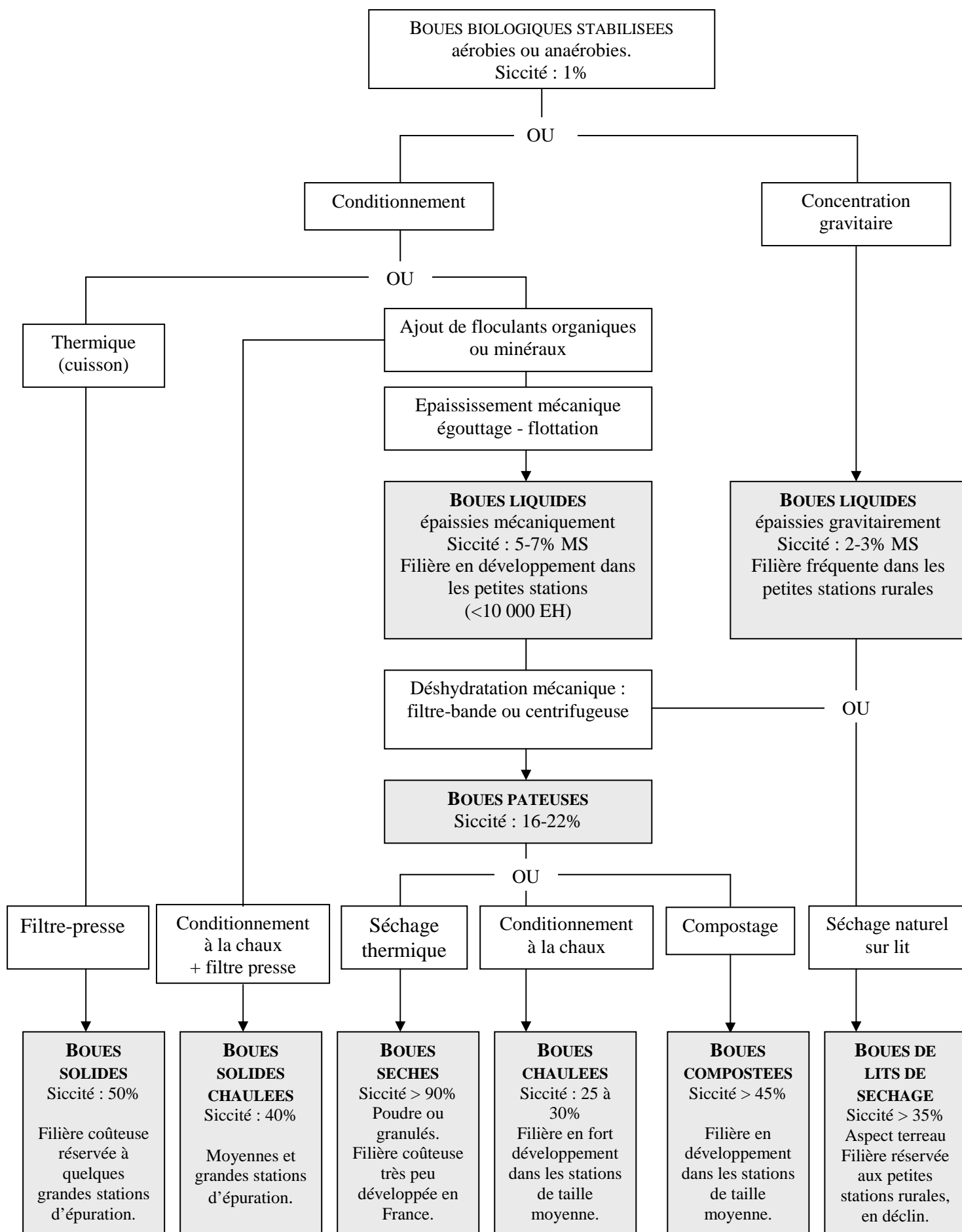
3-2-5 Conclusion	23
3-6 Biodisponibilité des éléments traces	23
3-6-1 Phytodisponibilité des éléments traces	23
a) Absorption racinaire des éléments traces	24
b) Variabilité de la phytodisponibilité et de la phytoaccumulation	25
3-6-2 Biodisponibilité des éléments traces pour les organismes animaux.....	27
3-6-3 Effet du chaulage sur la biodisponibilité des éléments traces	28
3-6-4 Conclusion	29
3-7 Toxicité des éléments traces	30
4-Les CTO et les organismes pathogènes dans les boues résiduaires urbaines.....	32
4-1 Les composés traces organiques dans les boues résiduaires urbaines	32
4-2 Biodégradabilité et transfert des CTO dans le système sol-plante	33
4-2-1 La biodégradation des CTO.....	33
4-2-2 La mobilité des CTO	34
4-2-3 La biodisponibilité des CTO.....	34
4-3 Les organismes pathogènes dans les boues résiduaires urbaines.....	34
Conclusion.....	36
Bibliographie.....	38
Glossaire.....	40

ANNEXES

SOMMAIRE

Annexe 1 : Les différents types de boue selon les traitements complémentaires appliqués.....	1
Annexe 2 : les différents types de boue ainsi que les aspects techniques relatifs à leur utilisation (ADEME, 2001).....	2
Annexe 3 : Les modalités techniques adaptées aux situations, aux cultures et aux types de boues (ADEME, 2001).....	3
Annexe 4 : Organisation simplifiée et gestion des épandages (ADEME, 2001).....	4

Annexe 1 : Les différents types de boue selon les traitements complémentaires appliqués
(ADEME, 2001)



Annexe 2 : les différents types de boue ainsi que les aspects techniques relatifs à leur utilisation (ADEME, 2001)

Décret du 8 décembre 1997, article 7; arrêté du 8 janvier 1998, article 12

- **Boues traitées** : boues ayant fait l'objet d'un traitement physique, biologique, chimique ou thermique, par entreposage à long terme ou par tout autre procédé approprié de manière à réduire, de façon significative, leur pouvoir fermentescible et les risques sanitaires liés à leur utilisation. Le traitement des boues avant épandage est obligatoire. Toutefois, il peut être dérogé à l'obligation de traitement lorsque les deux conditions suivantes sont simultanément remplies :

- matières de vidange ou boues de petites stations (< 120 kg DBO₅/j),
- boues enfouies immédiatement après épandage.

- **Boues solides** : boues déshydratées qui, entreposées sur une hauteur de 1 mètre, forment une pente égale au moins à 30°.

- **Boues stabilisées** : boues qui ont subi un traitement de stabilisation.

- **Stabilisation** : traitement qui conduit à une production de boues dont la fermentation est soit achevée, soit bloquée entre la sortie du traitement et la réalisation de l'épandage. La notion de stabilisation renseigne sur le niveau d'odeur de la boue (absence d'odeur, ou odeur faible, moyenne, forte). A noter qu'une boue peut être traitée, tout en n'étant pas stabilisée au sens défini ci-dessus (circulaire du ministère de l'environnement du 16 mars 1999).

- **Boues hygiénisées** : boues qui ont subi un traitement qui réduit à un niveau non détectable les agents pathogènes présents dans les boues. Une boue est considérée comme hygiénisée quand les concentrations suivantes sont respectées :

Salmonelles	Entérovirus	Œufs d'helminthes pathogènes viables
< 8 NPP/10 g MS	< 3 NPPUC/10 g MS	< 3/10 g MS

(NPP : nombre le plus probable - NPPUC : nombre le plus probable d'unités cytopathiques)

En routine, seule l'analyse des coliformes thermotolérants est demandée tous les 15 jours pendant la période d'épandage, en faisant référence aux valeurs obtenues lors du contrôle de mise en service du dispositif d'hygiénisation.

Annexe 3 : Les modalités techniques adaptées aux situations, aux cultures et aux types de boues (ADEME, 2001)

Décret du 8 décembre 1997 et arrêté du 8 janvier 1998 (notamment annexe II)

TYPE DE MODALITE	CONTENU À OBSERVER
Zones particulières	Interdiction d'épandage : <ul style="list-style-type: none"> - dans les zones d'infiltration en communication reconnue avec des ressources en eau utilisées pour l'alimentation en eau potable, - sur des terrains autres que régulièrement exploités.
Contraintes météorologiques	Interdiction d'épandre : <ul style="list-style-type: none"> - en période de forte pluie, - sur sol gelé ou enneigé, sauf pour les boues solides.
Délais à respecter	Délai minimum de réalisation des épandages : <ul style="list-style-type: none"> - 18 mois avant la récolte, et pendant la récolte elle-même, de produits en contact avec le sol et susceptibles d'être consommés crus, après épandage de boues non hygiénisées, - 10 mois avant la récolte, et pendant la récolte elle-même, de produits en contact avec le sol et susceptibles d'être consommés crus, après épandage de boues hygiénisées, - 6 semaines pour le pâturage ou la récolte de fourrages après épandage de boues non hygiénisées, - 3 semaines pour le pâturage ou la récolte de fourrages après épandage de boues hygiénisées.
Distances à respecter	Épandage interdit : <ul style="list-style-type: none"> - < 35 m pour les points de prélèvement d'eau, les systèmes de conduction d'eau et les berges d'un plan/cours d'eau, si le terrain a une pente < 7 %, - < 100 m pour les points de prélèvement d'eau, les systèmes de conduction d'eau et les berges d'un plan/cours d'eau, si le terrain a une pente > 7 % en cas de boues solides et stabilisées, - < 100 m pour les habitations et zones de loisir, en cas de boues non hygiénisées, - < 200 m pour les points de prélèvement d'eau, les systèmes de conduction ou les berges d'un plan/cours d'eau, si le terrain a une pente > 7 %, en cas de boues non solides ou non stabilisées. - < 500 m si zones conchylicoles, sauf si boues hygiénisées et dérogation liée à la topographie.
Exécution de l'épandage	Aérodispersion interdite pour les boues liquides si risque de brouillards fins. Enfouissement : <ul style="list-style-type: none"> - immédiat après épandage de boues non traitées, - avant 48 heures après épandage de boues non stabilisées.

Annexe 4 : Organisation simplifiée et gestion des épandages (ADEME, 2001)

Phase 1 : L'étude préalable, imposée par la réglementation française de 1997-1998

Elle définit le périmètre concerné par l'épandage de boues, le choix des équipements pour le stockage, le transport et l'épandage. Elle comprend également un examen de la composition de la boue à épandre ainsi qu'une étude de sol (boue et sol devant être conformes à la réglementation).

Phase 2 : La gestion du suivi

Elle vise à établir annuellement un « programme prévisionnel » correspondant à un calendrier :

- précisant les périodes d'épandage retenues pour chaque parcelle concernée,
- rappelant les analyses de boue et de sol à effectuer.

Elle assure aussi la coordination des opérations et la diffusion des informations et données aux agriculteurs, qui sont alors consignées dans un registre des épandages. Un bilan agronomique est rédigé par le producteur de boues à la fin de l'année d'épandage.

A noter que la place des exploitants agricoles pour les moyennes et grandes stations est moins importante que pour les petites stations :

- pour les petites stations d'épuration, les boues produites généralement liquides sont épandues avec une tonne à lisier par l'exploitant lui-même ou par le biais d'une C.U.M.A. (Coopératives d'Utilisation du Matériel Agricole) ou d'une E.T.A. (Entreprise de Travaux Agricoles),

- pour les moyennes et grandes stations d'épuration, l'organisation se complexifie et l'implication des exploitants agricoles dans les opérations d'épandage diminue. En général, celles-ci sont confiées à des prestataires privés disposant de matériels de transport et d'épandage spécialisés. Depuis 1994, un Syndicat des Professionnels du Recyclage en Agriculture (S.Y.P.R.E.A.) regroupe les principaux bureaux d'ingénierie opérant dans ce domaine en France.