



■ **SOLS ET TRANSFERTS**

Contamination des sols

Transferts des sols vers les plantes

Anne Tremel-Schaub et Isabelle Feix



Agence de l'Environnement
et de la Maîtrise de l'Energie



Contamination des sols

Transferts des sols vers les plantes

Anne Tremel-Schaub et Isabelle Feix

EDP Sciences/ADEME

ISBN : 2-86883-793-X

Tous droits de traduction, d'adaptation et de reproduction par tous procédés, réservés pour tous pays. La loi du 11 mars 1957 n'autorisant, aux termes des alinéas 2 et 3 de l'article 41, d'une part, que les « copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé du copiste et non destinées à une utilisation collective », et d'autre part, que les analyses et les courtes citations dans un but d'exemple et d'illustration, « toute représentation intégrale, ou partielle, faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite » (alinéa 1er de l'article 40). Cette représentation ou reproduction, par quelque procédé que ce soit, constituerait donc une contrefaçon sanctionnée par les articles 425 et suivants du code pénal.

© 2005, **EDP Sciences**, 17, avenue du Hoggar, PA de Courtaboeuf, 91944 LesUlis Cedex A

et

ADEME Éditions, 2, Square Lafayette, 49004 Angers Cedex.

Sommaire

Remerciements	1 ■
Résumé	3 ■
Introduction	5 ■

1. Rappels sur les éléments-traces

9

1.1. Terminologie	9 ■
■ Définition des métaux et métalloïdes	9 ■
■ Définition des éléments-traces	10 ■
■ Définition des métaux lourds, micro-polluants métalliques, oligo-éléments, contaminants stricts	10 ■
1.2. Cycles bio-géochimiques des éléments-traces	12 ■
■ Généralités sur les cycles bio-géochimiques des éléments-traces	12 ■
■ Influence des activités humaines sur les cycles bio-géochimiques des éléments-traces	13 ■
1.3. Exposition des êtres vivants aux éléments-traces	13 ■
■ Notions de dose et de temps d'exposition	13 ■
■ Exposition de l'homme aux éléments-traces	14 ■

2. Généralités sur les transferts sol-plante des éléments-traces

17

2.1. Pénétration des éléments-traces par les parties aériennes	18 ■
2.2. Prélèvement des éléments-traces par les racines	20 ■
■ Mécanismes de prélèvement des éléments-traces	21 ■
■ Facteurs contrôlant le prélèvement des éléments-traces	29 ■

2.3. Devenir des éléments-traces dans la plante	46 ■
■ Mécanismes de transport des éléments-traces au sein du végétal	47 ■
■ Concentrations en éléments-traces dans les différents organes de la plante	49 ■
■ Les excréations des éléments-traces par la plante	53 ■
■ Formes chimiques des éléments-traces dans la plante et leurs implications dans la toxicité vis-à-vis des animaux et de l'homme	54 ■
2.4. Particularités des éléments	57 ■
■ As	57 ■
■ Cd	58 ■
■ Co	58 ■
■ Cr	59 ■
■ Cu	59 ■
■ Hg	60 ■
■ Mo	61 ■
■ Ni	61 ■
■ Pb	62 ■
■ Se	62 ■
■ Tl	63 ■
■ Zn	64 ■

3. Prévision du transfert sol-plante des éléments-traces

65

3.1. Généralités	65 ■
■ Modèles	67 ■
■ Tests et analyses	70 ■
3.2. Utilisation dans les réglementations et guides de bonnes pratiques	81 ■
■ Mise en place d'une réglementation visant à protéger la qualité d'un sol	81 ■
■ Un premier modèle : le coefficient de répartition plante-sol	85 ■
■ Un deuxième modèle : l'utilisation d'extractions chimiques sélectives et de modèles régressifs	97 ■
■ Un troisième modèle : le flux exporté par la plante, les bilans entrées-sorties	102 ■

4. Aliments d'origine végétale et éléments-traces

105

4.1. Estimation de l'exposition journalière de l'homme aux éléments-traces via les aliments d'origine végétale en France	105 ■
■ Teneurs en éléments-traces dans les végétaux en France	105 ■
■ Teneurs en éléments-traces dans les aliments d'origine végétale en France	106 ■
■ La notion de dose : carences et excès	117 ■

■ Méthodes d'estimation de l'exposition aux éléments-traces par l'alimentation	118 ■
■ Exposition aux éléments-traces par l'alimentation en France	121 ■
4.2. Exposition des animaux d'élevage aux éléments-traces par l'alimentation d'origine végétale en France	128 ■
■ Teneurs des fourrages et des aliments pour le bétail	128 ■
■ La notion de dose : carences et excès	129 ■
■ Exposition aux éléments-traces des animaux d'élevage	129 ■
4.3. Les seuils pour l'alimentation végétale dans les réglementations et guides de bonnes pratiques nationaux et internationaux	131 ■
■ Les seuils dans l'alimentation humaine	131 ■
■ Les seuils dans l'alimentation animale	133 ■

5. Conclusion

5.1. Complexité des mécanismes de transfert des éléments-traces du sol vers la plante et nombre élevé de facteurs les contrôlant	135 ■
5.2. Difficultés pour prévoir le transfert des éléments-traces du sol vers le végétal	136 ■
5.3. Quelques méthodes (quasi) opérationnelles pour évaluer la probabilité de transfert	136 ■
■ Coefficient de répartition plante/sol	136 ■
■ Autres modèles régressifs	137 ■
■ Extraction chimique sélective en séquentielle	137 ■
■ Tests	138 ■
■ Essais in situ	138 ■
5.4. Modifications des concentrations en éléments-traces lors de la transformation du produit agricole récolté en aliment directement consommable	139 ■
5.5. Rôle des quantités d'aliments consommées	139 ■
5.6. Les maillons d'une chaîne complexe	140 ■

Références bibliographiques	141 ■
------------------------------------	--------------

Annexe 1 - Fiches bibliographiques relatives à des essais de plein champ	157 ■
---	--------------

Annexe 2 - Teneurs naturelles dans les plantes cultivées et dans les aliments à base de végétaux	335 ■
---	--------------

Annexe 3 - Seuils nationaux et internationaux dans les aliments d'origine végétale	373 ■
---	--------------

Annexe 4 - Effets toxiques des éléments-traces en excès sur l'homme	389 ■
--	--------------

Annexe 5 - Lexique de définitions	403 ■
--	--------------

Annexe 6 - Noms latins des plantes cultivées à vocation alimentaire	407 ■
--	--------------



Remerciements

Ce travail de collecte de documents et de synthèse de connaissances scientifiques n'aurait pas pu être réalisé sans la collaboration de nombreuses personnes. Qu'elles en soient vivement remerciées.

Nous exprimons particulièrement notre reconnaissance aux personnes qui ont fait partie du comité de relecture du document : Serge Bourgeois (INA-PG), Françoise Decloître (CNRS-CNERNA, Paris), Frédéric Dor (ADEME, Paris), Brigitte Enriquez (ENV, Maisons-Alfort), Anne Fayolle, Sabine Huet, Thierry Moulin & Nathalie Valentin (MRA Haut-Rhin, Colmar), Alain Gomez & Michel Mench (INRA, Bordeaux), Vincent Houben (CA Maine et Loire), Rémi Koller (ARAA, Strasbourg), Christophe Schwartz (ENSAIA, Nancy), Michel Sentex (MVAB, Toulouse), Thibault Sterckeman (INRA, Arras), Jean-Marc Mérimot & Jacques Wiart (ADEME, Angers).

Nous sommes aussi redevables à toutes les personnes qui ont contribué à ce travail : Domy C. Adriano (Université de Géorgie, États-Unis), Valérie Amans (CA, Besançon), Jean-Yves Baliteau (SADEF, Aspach-le-Bas), Jean-Philippe Bernard (APCA, Paris), Corinne Bitaud (SCPA, Aspach-le-Bas), Jean-Marie Bodet (ITCF, Varades), Roseline Bonnard (INERIS, Verneuil-en-Halatte), Klara Bujtas (Académie des Sciences hongroise, Budapest), Philippe Cambier (INRA, Versailles), J.D. Caseley (ministère de l'Agriculture, Londres), Pierre Castillon (ITCF, Baziège), Fredi Célardin (Laboratoire Cantonal d'Agronomie de Jussy, Suisse), Andrew C. Chang (Université de Californie, États-Unis), Christian Charbonnier (CA, Oraison), Rémi Chaussod (INRA, Dijon), Jean-Pierre Clément (OFEFP de Berne, Suisse), Pierre Coullery (École Polytechnique fédérale de Lausanne, Suisse), M. De Borde (Laboratoire Interrégional de la Répression des Fraudes d'Illkirch-Graffenstaden), Édith Degans (CREID, Dunkerque), Christelle Dehaine (CA, Amiens), Sergio Facchetti (Joint research Centre Environment Institut d'Ispra, Italie), Damien François (Soufflet Agriculture, Nogent sur Seine), Dominique Frelet (CA, Bois Guillaume), C. Grasmick (ministère

du Travail et des Affaires Sociales), Agnès Grimal (ENSIA, Massy), Éric Guillemot (SNDF, Paris), Gilles Hamelin (Proval, Bihorel), Xavier Hédevin (TVD, Voiron), Päivi Kopponen (Université de Kuopio, Finlande), Michel Lamand (INRA, Saint-Genès Champanelle), Michel Leuillet (ITCF, Paris), J. Lucbert (Institut de l'Élevage, Paris), Jean Madelon (CETIOM, Paris), Ritva Mäkelä-Kurtto (Centre de recherche en Agriculture de Jokioinen, Finlande), Steve McGrath (IACR de Rothamsted, Royaume-Uni), Guy Milhaud (ENV, Maisons-Alfort), Jean-Louis Morel (ENSAIA, Nancy), Sandrine Moro (CA, Troyes), Catherine Motte (CA, Auxerre), Sylvain Ouettet (Environnement Canada, Québec), T. Pauwels (Moulins Soufflet, Pantin), Brigitte Pilard-Landeau (ONF, Compiègne), Daniel Plénet (INRA, Bordeaux), Florence Pouessel (CA, Privas), Dominique Poulain (ENSAR, Rennes), André Pouzet (CETIOM, Paris), Yvan Pruvot (Soufflet Alimentaire, Valenciennes), M. Rauls (ministère de l'Environnement du Saarland, Saarbrücken, Allemagne), Clotilde Renard (APCA, Paris), Gerda Rentschler (Institut Supérieur International de Zittau, Allemagne), Ants Roberts (Ruakura Agricultural Research Centre d'Hamilton, Nouvelle Zélande), Christian Ruer (CA, Châlons-en-Champagne), Pierre Six (CA, Lille), Martine Tercé (INRA, Versailles), Henk Van Latesteijn (Scientific Council for Government Policy de den Haag, Pays-Bas), Jaco Vangronsveld (Université du Limbourg, Belgique), György Varallyay (RISSAC, Budapest), Sylvie Venague (CA, Dijon), Umweltbundesamt de Berlin.



Résumé

Un des aspects de la sécurité alimentaire est le contrôle des teneurs en éléments-traces des aliments d'origine végétale (pour l'homme et le bétail). Pour assurer de ce point de vue la qualité des denrées, il est nécessaire de connaître les facteurs régissant le transfert des éléments-traces du sol vers la plante – en amont –, puis ceux qui ont une incidence sur la teneur finale de l'aliment – en aval – et donc sur l'exposition des consommateurs aux éléments-traces. L'objectif principal de cette brochure est de faire l'état de l'art sur le transfert de douze éléments-traces (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Tl et Zn) des sols vers les plantes à vocation alimentaire et d'aborder rapidement l'aspect alimentation d'origine végétale. La phytodisponibilité d'un élément est définie comme la quantité d'élément qui peut être prélevée par la plante durant son développement. Elle résulte de processus successifs qui contribuent au transfert de l'élément de la phase solide du sol aux tissus de la plante : l'offre du sol, le transport vers les racines, le prélèvement par les racines, le transport de l'élément vers les différents organes végétaux. La phytodisponibilité est sous l'influence de facteurs liés au sol (pH, potentiel d'oxydo-réduction, capacité d'échange cationique), à la plante et aux micro-organismes du sol (espèce, variété, stade de développement, excréctions racinaires), au climat (température, humidité), aux techniques culturales, aux caractéristiques de l'élément et aux interactions entre éléments. D'une façon générale, les teneurs sont plus importantes dans les organes végétatifs (feuilles et tiges) que dans les organes reproducteurs (grains et fruits). Cette répartition est aussi fonction de l'espèce végétale.

Les scientifiques ont mis au point des méthodes de prévision de la phytodisponibilité, afin de prévenir les carences des récoltes en oligo-éléments, la phytotoxicité, ou les fortes concentrations dans les végétaux à vocation alimentaire. Les personnes chargées d'élaborer les seuils réglementaires dans les sols utilisent parfois certaines de ces méthodes dans leurs calculs de risque. Aucune méthode de

prévision de transfert n'est entièrement satisfaisante pour le moment. Les modèles sont une représentation simplifiée de la réalité complexe du transfert, qui prévoient, à l'aide d'équations, le transfert de façon chiffrée. Les modèles mécanistes ne sont actuellement pas applicables de façon simple à des situations concrètes où l'on attend une réponse rapide aux questions de risque de transfert d'un élément-trace vers la chaîne alimentaire. Les modèles fonctionnels peuvent, quant à eux, être utilisés dans des modèles d'évaluation des risques liés à la pollution des sols, dans le cadre notamment de la gestion des sites pollués.

Enfin, que ce soit dans le cadre de la gestion des sites pollués ou dans celui des sols agricoles, les tests et les analyses sont simples à mettre en œuvre et opérationnels, même si les réponses obtenues manquent de précision : analyse de végétaux récoltés à maturité sur le terrain ou cultivés en pots en conditions contrôlées, extractions chimiques sélectives par des complexants organiques (ex. : EDTA, DTPA) ou des solutions salines (ex. : CaCl_2 , NaNO_3 , NH_4NO_3). Les analyses de terre ne peuvent être utilisées que si un référentiel d'interprétation des résultats est disponible pour de nombreux types de sols et de plantes, pour la solution utilisée et l'élément étudié, et si les protocoles sont normalisés, ce qui reste à concrétiser en France. Une autre méthode opérationnelle est l'utilisation de coefficients de répartition moyens, quotients de la concentration en un élément-trace dans la plante et dans le sol. Ces coefficients, spécifiques d'un couple élément/espèce végétale, donnent un ordre de grandeur du transfert rapidement et à moindre frais. Ils permettent de dégager des priorités quant aux choix des éléments-traces ou des espèces pour des études plus poussées. Ils ne sont cependant pas suffisants pour estimer un risque de façon satisfaisante.

La teneur d'un aliment en éléments-traces ne reflète pas toujours celle de la matière première. Il peut y avoir perte ou enrichissement pendant la cueillette, le transport, la transformation du végétal en aliment dans l'usine, le stockage, puis la préparation culinaire. L'agriculteur n'est pas le seul acteur de la qualité d'un aliment. L'estimation des expositions de la population française au Pb, Cd, Hg et Tl par l'alimentation montre qu'elles sont très inférieures aux doses maximales admissibles. Pour maintenir cette sécurité alimentaire, il faut surveiller les teneurs des aliments végétaux les plus consommés. L'estimation des expositions au Cu, Se et Cr indique que la population française est légèrement déficiente. Le Mo, le Cu, le Pb et le Cd sont surtout apportés par des denrées d'origine végétale, le Hg, le Zn, l'As et le Se par des denrées d'origine animale. Le Co, le Ni et le Cr proviennent autant de la consommation de produits végétaux que de produits animaux. Les animaux d'élevage étaient globalement carencés en oligo-éléments. Aujourd'hui, les compléments pallient ces insuffisances.

Un autre objectif de cette brochure est de servir de manuel de référence pratique dans les domaines suivants : teneurs courantes en éléments-traces dans les organes consommés des végétaux, seuils réglementaires ou recommandés en éléments-traces dans les aliments d'origine végétale, expérimentations de plein champ ayant pour but d'étudier le transfert sol-plante des éléments-traces. Ces sujets sont traités sous forme d'annexes synthétiques.



Introduction

La France est incontestablement une grande puissance agricole, elle occupe la première place européenne pour de nombreux indicateurs :

- surface agricole utile (21 % de la SAU de l'Union européenne des 15 et 18 % des 25),
- 23 % de la production agricole de l'Union européenne des 15,
- 2nd exportateur mondial de produits agricoles et alimentaires,
- production de l'Union européenne des 15 (33 % blé, 34 % maïs, 52 % vin, 29 % bovins et 29 % volatiles).

Au sein de l'économie française, l'agriculture et les industries agro-alimentaires tiennent aussi une grande place : 55 % du territoire, et elles contribuent fortement à l'amélioration du solde de la balance commerciale.

La superficie totale de la France (55 millions d'hectares) se répartit comme suit :

- 30 millions d'hectares – surface agricole utile,
- 3 millions d'hectares – territoire agricole non cultivé (parcours, landes, friches, etc.),
- 15 millions d'hectares – bois et forêts,
- 7 millions d'hectares – territoire non agricole (sols bâtis, routes, parcs et jardins, etc.).

Il est donc tout à fait primordial, surtout dans le cadre de la prévention de la pollution diffuse des sols, d'évaluer les risques liés à la présence d'éléments-traces dans les sols agricoles.

Les risques concernent trois types de « cibles » :

- la santé de l'homme (le consommateur des produits agricoles) *via* la contamination de la chaîne alimentaire par les cultures et le bétail (bio-accumulation),

- les écosystèmes très anthropisés que constituent les agrosystèmes (phytotoxicité pour les cultures, zootoxicité pour le bétail et écotoxicité pour les organismes vivants du sol ou la faune et la flore sauvages des écosystèmes terrestres),
- l'outil primaire de production et le patrimoine foncier national que constituent les sols agricoles (risques économiques de dévaluation des terres et des produits agricoles).

La pollution diffuse par les éléments-traces entraîne une lente mais progressive accumulation dans les sols. En raison des surfaces concernées, ses effets, lorsqu'ils seront visibles sur de grandes superficies, seront quasi irréversibles car il ne pourra pas être raisonnablement envisagé de décontaminer tous les sols concernés.

Paradoxalement, les pouvoirs publics français ne se préoccupent de la protection des sols agricoles que depuis peu (comparativement à celle de l'eau et de l'air). C'est également récemment que le monde agricole (propriétaires et fermiers) et les repreneurs de produits agricoles (industries agro-alimentaires, coopératives, grande distribution, etc.) se soucient de la « contamination » des cultures par les éléments-traces. Leurs craintes (principalement économiques) sont la dépréciation des terres (revente de parcelles) et celle des produits agricoles (exportations, etc.). Elles se traduisent, de plus en plus souvent, dans le cas des repreneurs de produits agricoles, par des obligations de type « parcelle n'ayant pas reçu de boues d'épuration », « parcelle se trouvant à plus d'un kilomètre d'un grand axe routier », et dans le cas du monde agricole, par des recommandations de type « ne pas épandre de boues d'épuration ou de composts urbains » (ex. : vigne).

Il est vrai que s'« attaquer » à l'évaluation des risques liés à la pollution des sols agricoles est complexe :

- Il existe de nombreuses sources potentielles de pollution. Outre les boues d'épuration et les composts urbains (qui ne concernent que moins de 5 % de la surface agricole utile), les dépôts atmosphériques au voisinage d'industries ou d'axes routiers, certaines pratiques agricoles courantes (telles que : épandage des effluents d'élevage, engrais phosphatés et bouillie bordelaise) sont susceptibles d'apporter des éléments-traces.
- La spéciation des éléments-traces, qui influe sur leur mobilité et biodisponibilité, dépend de nombreux facteurs (sources de pollution, itinéraires techniques, conditions pédo-climatiques, etc.).
- Les espèces végétales, voire les variétés, présentent des capacités de bioaccumulation très variables.
- Il existe un très grand nombre de voies de transfert du sol vers les écosystèmes et l'homme.
- Etc.

Il est vrai également que le sol a un certain « pouvoir tampon » qui lui permet d'accumuler durant des décennies des éléments-traces amenés de manière diffuse, avant que des effets néfastes ne soient constatés.

Par ailleurs, les recherches sur les éléments-traces (dans les boues essentiellement) et leur évolution, une fois introduits dans les sols, ont été nombreuses depuis 30 ans, tant en France qu'à l'étranger. La majorité des recherches concerne leur comportement dans le sol et leur transfert dans les cultures. En France on dénombre environ 50 sites expérimentaux, essais et observatoires (passés ou en cours). Il est donc apparu indispensable de rassembler les informations à la fois riches, mais dispersées dans de nombreux articles scientifiques souvent en anglais ou, pire dans des rapports « dormant au fond d'armoires », pour les synthétiser, les « vulgariser » et les rendre accessibles par les ingénieurs et techniciens chargés de conseiller les agriculteurs, les « chargés environnement » des instituts techniques agricoles ou agro-alimentaires, voire dans une certaine mesure, les « évaluateurs » des risques liés à la pollution des sols agricoles. Nous espérons que cette brochure établira un pont entre la recherche et la mobilisation de ses résultats par les opérateurs de terrain.

Afin de rédiger cette synthèse, il fallait une personne capable de faire le lien entre ces deux mondes. C'est pourquoi l'ADEME a confié ce travail à Anne Trémel-Schaub, qui a réalisé son doctorat sur le transfert sol-plantes du thallium au sein de l'INRA de Bordeaux et qui travaille depuis au sein de l'Association de Relance Agronomique d'Alsace à Colmar.

Les inquiétudes actuelles portant essentiellement sur la qualité sanitaire des cultures, nous avons choisi de ne traiter dans cette brochure que des transferts vers les plantes cultivées à vocation alimentaire

(homme et bétail), en laissant provisoirement de côté les plantes « sauvages » (qui relèvent plus de problèmes de bioaccumulation et biomagnification dans les écosystèmes naturels terrestres). Nous avons également choisi de traiter en priorité les éléments-traces (par rapport aux micro-polluants organiques) pour deux raisons :

- les connaissances scientifiques sur ces éléments sont les plus nombreuses,
- ce sont les polluants qui posent le plus de problèmes à long terme puisqu'ils ne se dégradent pas et tendent à s'accumuler progressivement dans la biosphère et plus particulièrement dans les agro-systèmes.

Douze éléments-traces sont pris en compte : l'As, le Cd, le Co, le Cr, le Cu, le Hg, le Mo, le Ni, le Pb, le Se, le Tl et le Zn. Ils ont été choisis en raison de la fréquence élevée des effets toxiques de ces éléments pour l'homme ou le bétail et de leur présence dans les réglementations protégeant ces organismes vis-à-vis du risque de leur transfert du sol vers les cultures.

D'un point de vue réglementaire en France :

- les teneurs en Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se et Zn dans les boues et/ou les sols doivent être contrôlées lors de l'épandage de boues urbaines (Arrêté du 8 janvier 1998) ; des boues, effluents et déchets industriels provenant des installations classées pour la protection de l'environnement (Arrêté 17 août 1998),
- les teneurs en Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn, As et Mo doivent être contrôlées pour la mise sur le marché d'amendements organiques, d'amendements calciques ou magnésiens, d'amendements organiques avec engrais et d'engrais (Arrêté du 21 décembre 1998 et guide pour la constitution des dossiers de demande d'homologation de 2001),
- les teneurs en As, Cd, Hg et Pb doivent être contrôlées dans l'alimentation animale (Arrêté du 12 janvier 2001).

Le Tl était présent dans l'ordonnance suisse sur la protection des sols contre les atteintes (Osol de 1986). Il a été éliminé en 1997 de la liste des éléments potentiellement à risque, mais nous avons choisi de l'inclure dans cette synthèse bibliographique en raison de sa forte toxicité pour l'homme et du peu de données existant sur cet élément en France. Le Cu, le Zn, le Mo, le Co et le Se sont apportés sous forme de granulés ou de pierres à lécher dans les rations alimentaires du bétail pour pallier les carences. Mais en raison de la toxicité de ces éléments pour les animaux à des doses élevées, ils apparaissent dans les réglementations allemande et britannique concernant les teneurs des aliments pour le bétail.

Cette brochure est la toute première d'une nouvelle collection ADEME sur les transferts et modèles liés à la pollution des sols (à venir : état de l'art sur les transferts des composés traces organiques et des éléments-traces des sols vers le bétail). De plus, elle complète utilement la brochure ADEME / INRA « Les micropolluants métalliques dans les boues résiduelles des stations d'épuration urbaines » (collection « valorisation agricole des boues d'épuration ») de Juste *et al.* (1995).

Après un rappel succinct sur les éléments-traces (chapitre 1), il nous a semblé utile de présenter l'état des connaissances scientifiques acquises sur les transferts sol-plantes des éléments-traces (chapitre 2). Ce chapitre explique les mécanismes de prélèvement par les racines et de transport au sein du végétal, en précisant les facteurs contrôlant le prélèvement, la répartition dans les différents organes végétatifs et la spéciation des éléments-traces au sein du végétal. Les particularités de chaque élément y sont également présentées.

Le chapitre 3 présente les différents modèles, tests, analyses et essais permettant de prévoir les transferts sol-plantes (y compris ceux utilisés dans la réglementation et les guides de bonnes pratiques pour la fixation des seuils en éléments-traces dans les sols, dans les produits épandus, etc.). Des recommandations sur l'utilisation de ces outils sont également données dans le chapitre 3 pour tous les opérateurs de terrain qui conseillent les agriculteurs.

La connaissance de la teneur en éléments-traces dans les produits agricoles récoltés (à la parcelle) ne suffit pas pour évaluer leurs teneurs dans les aliments d'origine végétale (dans notre assiette ou dans la mangeoire du bétail), et encore moins pour évaluer l'exposition de l'homme ou des animaux *via* ces aliments. En effet, l'épluchage, la séparation du grain de son enveloppe, la cuisson, le conditionnement, la multiplicité (ou non) des approvisionnements, etc. peuvent concentrer, ajouter ou au contraire diluer les éléments-traces dans les aliments. Afin de sensibiliser le « technicien ou ingénieur agricole » plus proche

de la culture que du contenu de l'assiette, le chapitre 4 est consacré à l'exposition de l'homme et des animaux d'élevage, aux éléments-traces *via* les aliments d'origine végétale en France. Ce chapitre fait également le point sur les seuils pour l'alimentation végétale tant en France qu'à l'étranger.

Dans le souci de valoriser les expérimentations effectuées, essentiellement *in situ*, en France ou en Suisse, l'annexe 1 rassemble près de 20 fiches (une par expérimentation). Outre la présentation de toutes ces expérimentations selon un même plan et de manière synthétique, ces fiches offrent l'avantage de contenir une analyse critique et de présenter des résultats de traitement comparables (certains ont été calculés *a posteriori* à partir des données brutes des documents). Tous les sites français n'ont malheureusement pas pu être traités, faute de temps ou parce que certaines expérimentations n'étaient pas terminées. Néanmoins, tous ceux qui mettent en place ou qui gèrent déjà des sites expérimentaux pourront puiser des conseils et des idées dans l'annexe 1 et pourront comparer leurs résultats avec ceux des fiches.

L'annexe 2, qui constitue un référentiel des teneurs « naturelles » (ou du moins habituelles) dans les plantes cultivées et dans les aliments à base de végétaux, complète le chapitre 4. Elle montre la grande variabilité tant inter- qu'intra-espèces.

L'annexe 3 détaille les seuils nationaux et internationaux dans les aliments d'origine végétale et complète également le chapitre 4. Elle permettra de répondre aux nombreuses questions que le monde agricole se pose vis-à-vis de l'exportation de ses produits.

Un très bref rappel sur les effets toxiques des éléments-traces sur l'homme est fait dans l'annexe 4. Cette annexe, qui n'a pas la prétention de remplacer les nombreux traités de médecine sur le sujet, n'est là que pour sensibiliser et informer le lecteur.

Un lexique est disponible en annexe 5. Il définit les termes scientifiques ou techniques utilisés dans la brochure.

Enfin, les noms latins des principales cultures à vocation alimentaire (pour l'homme et le bétail) sont listés en annexe 6. Elle permettra à ceux qui désirent en savoir (toujours) plus, de consulter plus aisément certains documents scientifiques.

Cette brochure est issue de la lecture d'environ 200 documents, et n'est donc pas exhaustive sur le sujet. Les ouvrages consultés sont en majorité français, allemands, britanniques, scandinaves, américains et australiens, pays qui ont plus particulièrement étudié ce domaine. Seul le transfert sol-plante a été traité. La contamination des végétaux par la voie atmosphérique existe, mais son importance par rapport au prélèvement par les racines étant controversée, nous avons choisi de ne pas traiter en détail cet aspect.

Le lecteur pressé pourra ne lire que les encadrés « Les bases... » figurant dans les chapitres 2 et 3 et ceux « À retenir sur... » figurant à la fin des chapitres 2, 3 et 4. Quant au lecteur curieux ou dont le besoin de connaissance n'a pas été complètement assouvi, il pourra se reporter à la bibliographie et procéder à une analyse plus fouillée sur les points qui l'intéressent. Les références listées sont pour la plupart consultables au Centre national de documentation de l'ADEME à Angers, ouvert au public (prendre RDV).

Isabelle Feix
Département Gestion biologique et Sols – ADEME

Rappels

sur les éléments-traces I

1.1. Terminologie

1.1.1. Définition des métaux et métalloïdes

Les éléments chimiques sont désignés par des symboles chimiques (C pour carbone, Pb pour plomb) et classés dans la table périodique, encore appelée tableau de Mendeleïev (Figure 1.1). Comme les lettres de l'alphabet se combinent pour former des mots, les éléments chimiques se combinent pour former des molécules, base de toute matière.

La table périodique est constituée de 7 lignes horizontales (périodes ou séries) et 16 colonnes verticales (groupes ou familles). Les éléments d'un même groupe se ressemblent généralement du point de vue comportement chimique, tandis que dans une période donnée, les éléments varient progressivement, avec des caractères très électropositifs (éléments métalliques) sur le côté gauche du tableau, jusqu'à des caractères très électronégatifs (éléments non métalliques) sur le côté droit. **Les métaux** sont caractérisés par l'existence d'un réseau métallique à l'état solide (des ions positifs dans une mer d'électrons) et par une tendance à céder des électrons (s'oxyder).

Les 6 gaz rares inertes (He, Ne, Ar, Kr, Xe, Rn) plus les halogènes (F, Cl, Br, I, At), l'H, le B, le C, l'N, l'O, le P et le S sont des non-métaux. Si, Ge, **As, Se**, Sb et Te sont des **métalloïdes** (qui ont un caractère métallique partiel ou peuvent exister sous des formes métalliques ou non métalliques). Les 68 éléments naturels restants sont des métaux et ont, sous leur forme élémentaire pure, des caractères physiques communs : bonne conductivité électrique et thermique, haute densité, malléabilité et ductilité (Bargagli, 1998).

À la différence des produits phytosanitaires ou du nylon, qui sont des molécules de synthèse produites par l'homme, les éléments sont tous présents de façon naturelle et normale dans la croûte

terrestre. Ils se combinent avec d'autres éléments chimiques pour former des composés minéraux et organo-minéraux plus ou moins stables.

1.1.2. Définition des éléments-traces

Les éléments sont dits *traces* par rapport à leur concentration massique dans un certain milieu. Lorsque leur teneur est inférieure à un pour mille en moyenne dans la croûte terrestre, ce sont des éléments-traces de la croûte. Lorsque leur concentration est inférieure à 0,1 pour mille dans les êtres vivants (certains auteurs donnant une limite de 1 % dans les plantes), ils sont qualifiés d'éléments-traces des êtres vivants. Certains métaux sont des éléments majeurs (Ca, Mg, K), d'autres des éléments-traces (Zn, Cd, Cu, Co, Cr, Ti, Hg, Ni, Mo, Pb). Certains métalloïdes ou non-métaux sont des éléments majeurs (C, O), d'autres des éléments-traces (Se, As).

Le carbone et l'azote sont des éléments-traces dans la croûte terrestre, mais des éléments majeurs chez les animaux et les végétaux. À l'inverse, le fer, le manganèse et l'aluminium sont des éléments majeurs dans la croûte terrestre, alors qu'ils sont présents à l'état de traces dans les êtres vivants.

1.1.3. Définition des métaux lourds, micro-polluants métalliques, oligo-éléments, contaminants stricts

La dénomination élément-trace est parfois confondue avec celles de métal lourd, de micro-polluant métallique ou encore d'oligo-élément.

Le terme de **micro-polluant métallique** implique trois notions :

- élément-trace,
- qui pollue (c'est-à-dire dont l'accumulation, au-delà d'un certain seuil dans le milieu, revêt un danger pour les organismes),
- métallique.

Les **oligo-éléments** sont des éléments-traces indispensables aux êtres vivants. Ceux-ci sont carencés si la concentration de ces éléments dans leurs tissus est inférieure à un seuil. Les oligo-éléments ne sont pas les mêmes pour les animaux et pour les plantes.

Les éléments dont le caractère essentiel pour les êtres vivants n'a pas été démontré sont appelés **contaminants stricts**. Il en résulte la classification suivante pour l'homme (Tableau 1.1).

Tableau 1.1 : Classification des oligo-éléments et des contaminants stricts.

Pour l'homme (étudiés dans ce document) Oligo-éléments à risque élevé de carence Oligo-éléments à faible risque de carence (non prouvée chez l'homme) Contaminants stricts	Cu, Zn, Se, Cr, Mo Ni, Co, As Pb, Cd, Hg, Ti
Pour les plantes supérieures (Bargagli, 1998) Éléments essentiels Éléments bénéfiques Contaminants stricts	B, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Zn Cl, Cr, F, I, Li, Na, Ni, Rb, Se, Si, Sr, Ti, V Br, Cd

Les **métaux lourds** sont des métaux formant des précipités insolubles avec les sulfures. D'autres définitions existent : métaux dont la masse volumique est supérieure à 6 g.mL⁻¹ (parfois la définition donne une limite de 4,5 ou 5,0 g.mL⁻¹) ; métal dont le numéro atomique est supérieur à 20.

Les métaux lourds sont réputés toxiques, alors que certains sont des oligo-éléments (Cu, Zn, Fe). C'est pourquoi le terme de métal lourd est souvent appliqué à tort à des éléments en raison de leur toxicité. De plus, certains éléments sont déclarés métaux lourds alors qu'ils sont des métalloïdes (Se, As) ou qu'ils ne sont pas « lourds » (Be, Al). De fait, il est préférable de ne pas utiliser ce vocable, devenu ambigu.

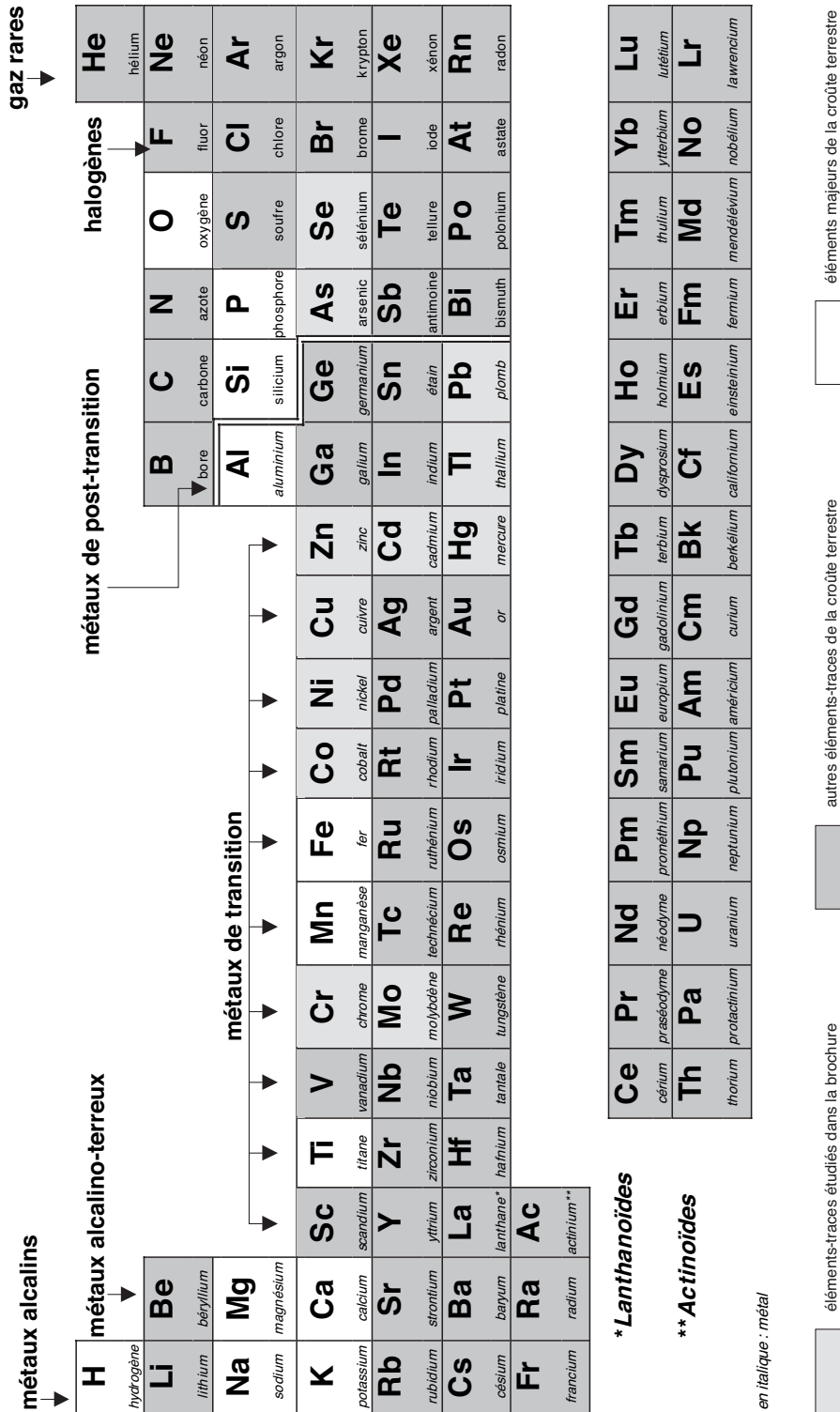


Figure 1.1 : Classification périodique des éléments.

teneurs locales dans les sols, l'air, les eaux et les êtres vivants) ou autour des usines chimiques fabricant du Pb tétra-éthyle, qui à son tour sera dispersé par la combustion de l'essence plombée. Les sols sont également enrichis par le transport sur de longues distances, qui peuvent être soit d'origine naturelle (par exemple des retombées des éruptions volcaniques), soit d'origine anthropique.

Il y a donc un véritable cycle des éléments-traces, comme il existe un cycle des éléments majeurs comme le phosphore, au cours duquel les éléments changent de compartiment et de forme chimique sous l'influence de processus naturels ou des activités humaines.

À l'échelle de l'écosystème, le cycle des éléments-traces peut être schématisé comme sur la figure 1.2.

Les agrosystèmes sont des écosystèmes particuliers. Il est possible d'établir un bilan des entrées et des sorties des éléments-traces à l'échelle de l'exploitation agricole (Tableau 1.2).

Tableau 1.2: Bilan des entrées et des sorties de Cd sur trois types d'exploitations agricoles en Suisse.

	Apports (g.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	Exportations (g.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	Accumulation dans le sol (g.ha ⁻¹ .an ⁻¹)
Élevage avec production fourragère	1,9	0,9	1
Exploitation mixte	2,8	1	1,8
Exploitation céréalière – élevage de porcs	2,7	0,4	2,3

(OFEFP, 1996)

1.2.2. Influence des activités humaines sur les cycles bio-géochimiques des éléments-traces

On sépare traditionnellement les éléments-traces dont l'origine est naturelle (fond géochimique ou, dans le cas des sols, fond pédo-géochimique), des éléments naturels mais dispersés dans le milieu par des activités humaines (origine anthropique). Les éléments d'origine anthropique s'ajoutent localement aux éléments d'origine naturelle, et font augmenter d'autant les concentrations dans les sols, les eaux et l'air. Leur forme chimique est souvent plus disponible pour les êtres vivants que celle des éléments d'origine naturelle (qui sont par exemple plus fortement fixés au sol). Ils présentent donc, dans la plupart des cas, davantage de risque pour les écosystèmes.

Certains apports anthropiques d'éléments-traces sont peu ou pas contrôlables car liés à de nombreuses activités humaines (Tableau 1.3). Pour d'autres apports anthropiques, il est possible de faire une évaluation de ce qui entre sur la parcelle (Tableau 1.4).

1.3. Exposition des êtres vivants aux éléments-traces

1.3.1. Notions de dose et de temps d'exposition

Les notions de dose et de temps d'exposition sont fondamentales pour l'étude des éléments-traces.

L'exposition aiguë des organismes vivants à une dose élevée d'élément-trace (qu'il soit oligo-élément ou contaminant strict) ou bien l'accumulation dans les tissus suite à une exposition chronique, entraînent des effets de toxicité. Le passage de la fonction d'oligo-élément à celle d'élément toxique dépend de la nature, de la teneur et de la disponibilité de l'élément et du milieu considéré. L'alchimiste Paracelse, dès le xvi^e siècle, avait pressenti ce phénomène en affirmant : *tout est poison, rien n'est poison, c'est la dose qui fait le poison.*

Tableau 1.3: Entrées anthropiques d'éléments-traces dans des sols accueillants ou proches d'activités humaines passées ou présentes.

infrastructures de transport	air vicié des tunnels routes parkings trafic aérien chemin de fer	Pb, Cd, Zn Pb, Cd, Cu, Zn Pb, Cd, Zn Pb, Cd, Cu, Zn Cu, Cd, Zn
énergie	chauffage à combustibles fossiles usines à gaz entrepôts à charbon réservoirs câbles souterrains	Pb, Cd, Zn, V, Cu, Cr, Ni, Hg, Se, As Pb, Cd, Zn, As Pb, Cd, Zn, Hg Pb, Cd, Zn, Cr Pb, Cd, Cu
élimination des déchets et assainissement des eaux	incinération des ordures ménagères piles, batteries et accumulateurs entrepôt provisoire de scories d'incinération stations d'épuration installations de compostage installations d'infiltration	Pb, Cd, Zn Cd, Cu, Cr, Pb, Ni, Zn, Hg, Se, As Pb, Cd, Zn Cr, Cu, Ni, Zn Pb, Cd, Zn Pb, Cd, Cu, Zn
crématoires		Hg
installations sportives et militaires	stands de tir terrains de tir places d'armes tir au pigeon manèges et paddocks	Pb, Sb, Zn Pb, Sb, Zn Pb, Sb, Zn Pb, Sb, Zn, As Cu, Cd
industrie, artisanat	industrie textile traitement du bois, fabrication de meubles imprimeries peintures traitement du cuir, fabrication de chaussures traitement du plastique construction de machines et de véhicules électrotechnique transformation du verre cimenteries production de fer et d'acier haut fourneau de Cu haut fourneau de Zn haut fourneau de Ni haut fourneau de Pb haut fourneau d'or production de Cd production de ferrochrome production de briques réfractaires	Cu, Cr Cu, Cr, Zn, Hg, As Pb, Cd, Zn Pb, Cd, Zn Cr Cd, Cr, Pb, Zn, Se Pb, Cd, Zn Cu, Cd Cd, Cu, Cr, Pb, Ni, Zn, Se, As Ti, F, Cr, Pb, Zn Cd, Cu, Cr, Pb, Ni, Zn, As, Hg Cu, Zn, As Cd, Cu, Pb, Zn Cd, Cu, Pb, Ni, As Pb, As As Cd, Pb, Zn Cr Cr

entretien de la protection contre la corrosion	ponts en fer pylônes de lignes à haute tension réservoirs constructions en bois belvédères, émetteurs radio-TV glissières de sécurité clôtures, panneaux de signalisation, éclairage	Pb, Zn, Cr, Cd Pb, Zn, Cr, Cd Pb, Zn, Cr Pb, Cr Pb, Zn, Cr, Cd Pb, Zn, Cr, Cd Pb, Zn, Cr, Cd
matières fertilisantes*	engrais minéraux, engrais tirés des roches engrais minéraux, scories boues compost engrais de ferme (lisier, etc.) cendres fauche des banquettes et talus	Cd V, Cr Cd, Cu, Mo Pb, Cd, Zn Cu, Zn Pb, Cd, Zn Pb, Cd, Zn
protection des cultures*	agriculture viticulture cultures fruitières cultures maraîchères plantes ornementales	Cu Cu Pb, Cu, As, Zn Cu Cu, As
récupération, stockage	boues de dragage routes construites avec des matériaux recyclés	Pb, Sn Pb, Cd, Zn
aires de pique-nique avec foyer		Pb, Cd, Zn

* Les flux d'éléments-traces peuvent être gérés à la parcelle.

(DPPR, 1995; OFEFP, 1996; Bourrelier & Berthelin, 1998)

Tableau 1.4: Estimation des entrées anthropiques de Cd et Zn dans les sols agricoles par quelques intrants agricoles; données annuelles moyennes pour les parcelles recevant les intrants cités.

	Concentration en Cd (mg.kg ⁻¹ MS)	Apports de Cd (g.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	Concentration en Zn (mg.kg ⁻¹ MS)*	Apports de Zn (g.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	Apports de Cu (g.ha ⁻¹ .an ⁻¹)
supertriple	70	11,7	997	166	
boue urbaine recyclée en agriculture					
moyenne Haut-Rhin 97	1,9	5,7	950	2850	1 500
fumier	0,7	2,1	150	450	
lisier					
bouillie bordelaise	0,25	0,21	90*	6 300	1 000-8 000 4 000

* sauf lisier: 90 g Zn.m⁻³

(d'après Juste, 1990; Juste, 1993; Mäkelä-Kurtto & Kemppainen, 1993; Bourrelier & Berthelin, 1998; Mission Recyclage Agricole du Haut-Rhin, communication personnelle)

1.3.2. Exposition de l'homme aux éléments-traces

L'homme est exposé aux éléments-traces par inhalation, par ingestion et par voie cutanée. L'exposition moyenne quotidienne au Cd est de 22-35 µg par personne en Norvège, dont 20-30 µg par l'alimentation, 1-5 µg par la cigarette, et 0,02-0,03 µg par l'air respiré (Singh, 1991). La voie cutanée est négligeable, sauf pour les personnes en contact avec le Cd par leur profession. L'ingestion de nourriture est donc la voie prédominante pour le Cd.

Étant donné l'importance de la voie alimentaire, il est important de surveiller l'entrée des éléments-traces par les produits agricoles, pour leur assurer une qualité acceptable, de façon à préserver la santé publique (population ni déficiente en oligo-éléments, ni contaminée par un excès d'éléments-traces).

Généralités

sur les transferts sol-plante des éléments-traces I

Les bases ...

Les plantes sont exposées de deux façons aux éléments-traces : par les parties aériennes et par les racines.

Les éléments-traces peuvent être déposés à la surface des feuilles et des racines (dans ce cas un lavage à l'eau en enlève une partie) ou pénétrer dans la plante.

Ils peuvent y pénétrer par les **parties aériennes** (feuilles, tiges, fruits), à partir de particules en suspension dans l'air, de composés gazeux (notamment pour le Hg et le Se) ou de composés dissous dans l'eau de pluie ou d'irrigation.

Ils peuvent pénétrer par les **racines** à partir du sol.

Une fois prélevés par la plante, les éléments-traces peuvent être piégés et ne pas circuler dans la plante, ou alors être transportés du lieu de l'absorption vers un autre organe végétal.

Dans les zones de forte pollution atmosphérique, comme à proximité d'une industrie de fabrication d'alliages de métaux ou à côté d'une autoroute, les retombées atmosphériques de métaux sur les parties aériennes des plantes, par les pluies ou par les poussières (projections de terre polluée ou poussières émanant des industries), sont importantes. Dans ce cas, la contamination des feuilles, tiges et fruits est élevée. Une partie de cette

contamination peut être enlevée par simple lavage à l'eau, ce qui montre qu'elle reste à la surface des parties aériennes en un dépôt superficiel. Une autre partie reste piégée dans les feuilles par exemple. Il est vraisemblable qu'une troisième partie des éléments-traces peut être transportée dans la plante, mais son importance est controversée.

Dans les zones de faible pollution, les avis des scientifiques divergent sur l'importance de l'entrée d'éléments-traces par les parties aériennes.

...dans la suite de la brochure, nous parlerons essentiellement du transfert des éléments-traces depuis le sol vers la plante, *via* les racines.

Les plantes supérieures prélèvent les éléments-traces de l'eau ou de l'air *via* leurs parties aériennes et les éléments-traces du sol *via* leurs racines. De plus, les tissus des plantes peuvent relâcher les éléments-traces dans le sol et les feuilles peuvent le faire dans l'air (les éléments-traces sont alors sous forme gazeuse). Ainsi, l'accumulation des éléments-traces dans les plantes dépend à la fois du prélèvement dans les tissus et du relâchage dans le milieu environnement.

2.1. Pénétration des éléments-traces par les parties aériennes

Les éléments-traces entrent dans la composition des matériaux minéraux et organo-minéraux qui composent les fines poussières présentes dans l'air, lesquelles se déposent sur les feuilles, les tiges et les fruits.

La contamination par voie aérienne est généralement faible, sauf lorsque les retombées atmosphériques sont importantes: dans certains lieux comme les zones industrielles ou pour certains éléments comme le Pb, à cause des résidus de combustion de l'essence plombée.

Les éléments-traces essentiels, ainsi que les non-essentiels, peuvent être prélevés par les feuilles. Sous forme gazeuse (e.g. Se_g , As_g , Hg_g) (pouvant, entre autres, émaner du sol), ils rentrent dans les feuilles à travers les stomates; sous forme d'ions, ils rentrent surtout à travers les cuticules des feuilles (Figure 2.1) (Prasad & Hagemeyer, 1999).

Les éléments-traces sous forme de poussière ou de gaz peuvent entrer directement par les stomates des feuilles. Une partie des retombées atmosphériques, solubilisée par l'eau de pluie ou d'irrigation, peut traverser la cuticule des feuilles et des fruits. Constituée d'un réseau imprégné de cires (Figure 2.1), la cuticule recouvre les organes aériens des plantes et n'existe pas sur les racines (Ferrandon & Chamel, 1989). Elle fonctionne comme un faible échangeur de cations. Un gradient de la plus basse à la plus forte densité de charge se met en place à partir de la surface externe vers les parois des cellules, la pénétration des ions à travers la cuticule s'en trouvant favorisée le long de ce gradient (Prasad & Hagemeyer, 1999). La perméabilité de la cuticule est ainsi supérieure pour les cations par rapport aux anions. Le passage des cations est inversement proportionnel à la taille du cation hydraté (Ferrandon & Chamel, 1989). La perméabilité de la cuticule est plus élevée au niveau des cellules stomatiques (Ferrandon & Chamel, 1989).

La majeure partie du Cd ou du Pb ainsi prélevée par la plante est stockée dans la cuticule et les parois cellulaires, sous forme insoluble et ne migre pas dans le végétal (OFEFP, 1996).

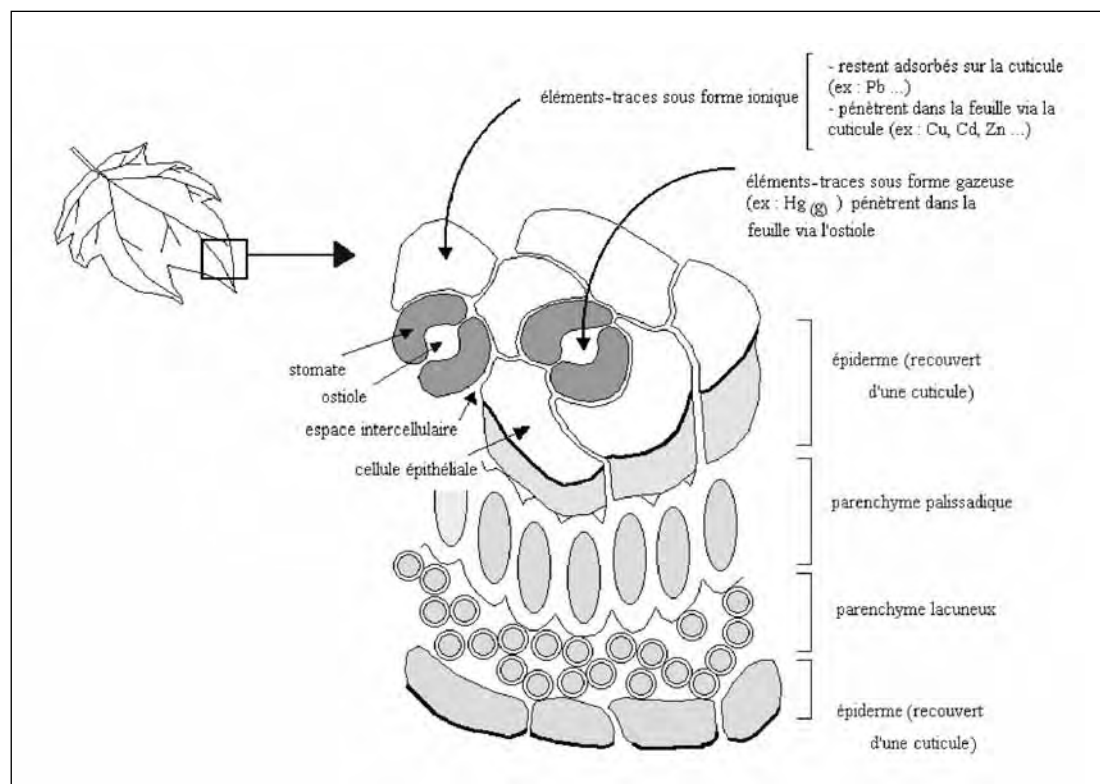
Plusieurs paramètres ont une influence sur le prélèvement foliaire des éléments-traces:

- Le prélèvement des ions métalliques peut être favorisé par une forte densité des stomates (Prasad & Hagemeyer, 1999).
- Les dépôts humides seraient moins contaminants que les dépôts secs (Bargagli, 1998).
- Une humidité relative haute accentue le prélèvement des métaux à travers la cuticule, cette dernière étant alors la plus ouverte et la plus gonflée. *A contrario*, lorsque l'humidité relative est faible, la cuticule se contracte et les dépôts de lipides épicuticulaires (cires) sont comprimés, gênant ainsi le passage des métaux hydro-solubles (Prasad & Hagemeyer, 1999).

- Une humidité excessivement basse cause également des précipitations immobiles des métaux à la surface des feuilles (Prasad & Hagemeyer, 1999).
- Les éléments-traces sont absorbés par les feuilles à des degrés divers, selon les espèces métalliques impliquées. Par exemple, le Cd, le Zn et le Cu pénètrent plus facilement dans la feuille que le Pb qui est surtout adsorbé aux lipides épicuticulaires à la surface (Prasad & Hagemeyer, 1999).
- Le taux de prélèvement dépend aussi des espèces végétales considérées, qui présentent différentes cuticules avec des compositions diverses de lipides épicuticulaires et intracuticulaires et donc des perméabilités différentes. Par exemple, le Cd est plus prélevé par les feuilles de pois que par celles de betteraves sucrières (Prasad & Hagemeyer, 1999).
- Les stress environnementaux affectent également la perméabilité et donc le prélèvement des métaux par les feuilles. Un pH bas, par exemple, diminue le prélèvement de Cd par les feuilles (Prasad & Hagemeyer, 1999). Les effets toxiques des éléments-traces sur la plante peuvent aussi influencer le prélèvement des métaux par les feuilles. Le Cd prélevé par les racines affecte par exemple la formation de la cuticule, induisant une augmentation de la perméabilité et une diminution du prélèvement du Cd par les feuilles (Prasad & Hagemeyer, 1999).

Le passage des éléments-traces par voie foliaire est encore mal connu et son importance est controversée.

En effet, comme les contributions atmosphériques en éléments-traces ne sont presque jamais mesurées dans la plupart des expérimentations, il n'est pas possible de déterminer si les teneurs en



(d'après Bargagli, 1998 & Soltner, 1999)

Figure 2.1: Coupe transversale d'une feuille schématisée montrant les voies de pénétration des éléments-traces.

éléments-traces dans les plantes ne reflètent que ce qui provient du sol ou si une part provient de dépôts atmosphériques (Bargagli, 1998). On peut toutefois avancer que (Bargagli, 1998) :

- la contamination des feuilles est surtout due aux dépôts de surface qui peuvent être partiellement enlevés par lavage ;
- malgré tout, il a été montré (surtout pour Pb et Cd) que, même dans les zones rurales, les dépôts atmosphériques peuvent contribuer de manière significative à la concentration en éléments-traces des tissus internes des plantes.

En effet :

- Zwickert (1992) rapporte que la voie atmosphérique représenterait entre 40 et 97 % de l'origine du Pb présent dans la racine de carotte.
- Harrison & Johnston (1987) ont estimé dans les zones rurales que 10 % à plus de 60 % du Pb et du Cd (chez plusieurs espèces de plantes) peuvent être attribuées aux dépôts atmosphériques, ces pourcentages variant avec la taille des particules, la solubilité des métaux de ces particules, le temps, les conditions environnementales et les caractéristiques de la surface des plantes.
- Harrison & Chirgawi (1989a) montrent, en cultivant des légumes dans des chambres de culture dont l'air est purifié ou non (air ambiant), que le transfert *via* les feuilles est potentiellement aussi important que celui *via* les racines pour Cd, Cr, Ni et Pb (qui sont transférés aux autres organes des plantes). Ces mêmes auteurs ont obtenu des résultats similaires (1989b) lors d'expérimentations, sur 3 sites (avec des concentrations en éléments-traces atmosphériques différentes) et pendant 3 ans, visant à évaluer la quantité d'éléments-traces d'origine atmosphériques dans des plantes cultivées dans des conditions de terrain normales.

Le Cu, le Cd et le Zn pénètrent plus à l'intérieur de la feuille que le Pb (Kabata-Pendias & Pendias, 1992). Pour les éléments autres que le Pb, les avis sont partagés sur l'importance de la voie foliaire. Certains pensent que c'est négligeable pour les végétaux lavés (OFEFP, 1996), d'autres que c'est parfois plus important que la voie racinaire (14-65 % pour le Cd selon Singh, 1991). Cependant, les engrais foliaires au Cu, Zn et Mo sont efficaces, signe que l'absorption foliaire existe et peut être importante si l'on ajoute des additifs favorisant l'entrée des éléments dans la feuille.

2.2. Prélèvement des éléments-traces par les racines

La disponibilité de éléments-traces est dépendante du temps, de la plante, de la biomasse et des autres composantes du sol. Seule une petite fraction de la teneur totale en cet élément dans le sol est disponible pour les racines des plantes et cette fraction montre généralement une variabilité spatio-temporelle bien plus importante que la concentration en élément total. La phase liquide est essentielle pour que les ions puissent se déplacer vers la surface des racines ; la fraction d'élément dans la solution est celle disponible. Quand on compare les concentrations en élément dans les plantes à celles dans la solution du sol, ces dernières sont plus basses de 1 à 3 ordres de grandeur (Bargagli, 1998). Les mécanismes d'absorption des éléments-traces par les racines de plantes sont encore mal compris, mais il apparaît que la plupart des prélèvements d'éléments-traces par les plantes impliquent seulement des espèces ioniques libres. Une exception est constituée par les sidérophores amino-acides, produits par des bactéries et des champignons et qui ont une forte propension à fixer les ions de Fe et de Cu (Bargagli, 1998).

Les bases ...

La **phytodisponibilité** d'un élément-trace peut être définie comme la quantité d'élément qui peut être transférée (« prélevée ») dans la plante durant son développement (Bourrelier & Berthelin, 1998).

Elle est la résultante d'un ensemble de processus successifs qui contribuent au transfert de l'élément de la phase solide du sol à la solution du sol puis aux tissus de la plante : l'**offre du sol**, le **transport** vers les racines, et le **prélèvement** par les racines en lui-même.

Les éléments-traces se trouvent sous deux formes dans le sol : **soluble ou solide**. Les formes solides sont très majoritaires en quantité. Sur la phase solide, un élément peut être réparti en deux compartiments : celui des ions pouvant passer en solution et celui des éléments non mobilisables. Les formes solubles, bien que minoritaires, ont un rôle prépondérant, puisque les racines des plantes prélèvent les éléments-traces uniquement dans la solution du sol (c'est-à-dire l'eau du sol : composée d'eau, d'éléments et de molécules dissous) (Bourrelier & Berthelin, 1998).

Plus la concentration d'un élément (sous une forme chimique absorbable par la plante) est importante dans la solution du sol, plus la plante peut prélever cet élément.

La répartition des éléments-traces entre la phase solide et la phase liquide du sol change constamment. Il s'agit d'une suite d'équilibres chimiques, modifiés par les conditions physiques et chimiques du sol, entre autres par l'intervention des organismes vivants. L'homme notamment peut exercer une influence sur ces équilibres, en chaulant, en épandant des matières organiques, en apportant des éléments sous forme soluble (engrais avec Cu), en acidifiant les sols par les retombées atmosphériques des activités industrielles, etc.

La fourniture de l'élément à la solution du sol par la phase solide peut être qualifiée d'« **offre** » du sol (Morel, 1997 ; Bourrelier & Berthelin, 1998). L'offre du sol n'est pas forcément plus importante quand la concentration totale de l'élément dans le sol est élevée (Figure 2.2).

En effet, la probabilité pour qu'un élément-trace soit prélevé par une plante est fonction de la capacité de l'élément à recharger la solution du sol à partir de la phase solide. Il est clair que d'enfouir un lingot de plomb dans le sol ne conduit pas à un transfert important, car le métal sous cette forme est peu réactif avec la solution du sol.

Dans le même ordre d'idée, l'origine de l'élément est importante, car elle influe sur sa forme chimique (Merian, 1991). Quand il s'agit d'un élément « naturel », il se trouve en grande majorité sous forme solide non assimilable par les plantes car très fortement fixée au sol. Au contraire, quand il s'agit d'un sel, que l'on a généralement apporté lors d'une expérimentation pour étudier le transfert, ou lors de la fertilisation, ou bien par l'activité industrielle, une partie importante est très assimilable par les plantes. Plus le temps passe, et plus l'élément apporté par le sel se fixe dans le sol. Il devient de moins en moins assimilable. Les éléments-traces apportés par les boues d'épuration ou les déjections animales sont généralement moins assimilables que ceux apportés par les sels, mais plus que les éléments d'origine « naturelle ». Leur disponibilité diminue aussi avec le temps.

Les éléments-traces de la solution du sol sont **transportés** vers la rhizosphère, qui est la zone de sol proche de la racine, en interaction avec elle.

Une fois dans la rhizosphère, ils sont **prélevés** par la racine.

Presque tous les éléments absorbés par la racine sont sous forme minérale (Barber, 1995). Les cellules végétales sont constituées d'une paroi, perméable à la solution du sol, entourant la membrane plasmique (Figure 2.3). La plante prélève essentiellement l'élément sous forme ionique, mais les complexes inorganiques semblent pouvoir être absorbés (CdCl^+ par exemple) bien que ne passant généralement pas la membrane cytoplasmique des cellules racinaires.

La paroi peut être considérée comme une éponge pouvant fixer les éléments-traces, mais qui ne fait pas partie du milieu intérieur de la plante. Quand on récolte une plante racine, type carotte, une bonne partie des éléments-traces contenus dans le légume sont en réalité dans la paroi. Ceci explique que de nombreuses plantes ont tendance à accumuler les éléments-traces plutôt dans les racines que dans les parties aériennes.

Une partie des éléments-traces peut pénétrer réellement dans les cellules des racines par des voies plus ou moins spécifiques et plus ou moins régulées. Dans ce cas, il s'agit d'une réelle absorption, qui permet aux éléments-traces de migrer dans le végétal vers d'autres organes. Le prélèvement du Zn, oligo-élément, se fait par le biais de transporteurs membranaires spécifiques et actifs. Le Cd, élément non essentiel, semble pénétrer dans les cellules racinaires en empruntant les voies d'autres cations, comme les transporteurs du Fe, du Mn, du Zn.

La simple fixation dans la paroi et l'absorption sont regroupées sous le terme général de « prélèvement » par la plante.

2.2.1.1. « Offre » du sol en éléments-traces

Lorsque l'élément est **dissous** dans la solution du sol, il n'a aucune liaison chimique avec la phase solide du sol. Les concentrations en éléments-traces de la solution sont toujours extrêmement faibles, par exemple $1\text{--}8 \times 10^{-8} \text{ mol.L}^{-1}$ (Cu), $2\text{--}8 \times 10^{-8} \text{ mol.L}^{-1}$ (Mo) ou $3 \times 10^{-8}\text{--}3 \times 10^{-6} \text{ mol.L}^{-1}$ (Zn) (Juste, 1983). Différentes formes chimiques coexistent dans la solution du sol :

- des cations libres (exemple : Zn^{2+} , CdCl^+ , Cd^{2+});
- des anions libres (exemple : $\text{As}_2\text{O}_4^{2-}$, SeO_4^{2-});
- des complexes minéraux neutres (exemple : CuCO_3 , CdSO_4);
- des complexes organo-métalliques solubles (avec des acides fulviques, des acides organiques simples, des acides aminés, des acides phénols, des sidérophores). L'affinité des éléments avec les acides fulviques est par ordre décroissant : Cu, puis Ni et enfin Zn (Paulin, 1995);
- des formes méthylées, c'est-à-dire contenant CH_3 , pour As, Se et Hg (exemple : $(\text{CH}_3)_2\text{As(III)H}$ ou $(\text{CH}_3)_2\text{Se(II)}$). Ces formes sont généralement volatiles et partent vers l'atmosphère.

La plupart des ions métalliques peuvent exister dans la solution du sol avec divers états d'oxydation. Généralement (pH modéré et conditions oxydantes), + 1 à + 3 sont les états d'oxydation les plus courants (Tableau 2.1). On notera toutefois quelques exceptions, telles que Mo^{6+} et V^{4+} (Prasad & Hagemeyer, 1999).

Tableau 2.1 : Spéciation chimique de quelques métaux dans la solution du sol.

Métal	Sol	Additionnel dans	
		Sol acide	Sol alcalin
Cd(II)	Cd^{2+} CdSO_4 CdCl^+		CdHCO_3^+
Cr(III)		CrOH^{2+}	Cr(OH)_4^-
Cu(II)	Cu-org	Cu^{2+}	CuCO_3 CuB(OH)_4^+ $\text{Cu[B(OH)}_4]_4$
Mo(VI)	HMoO_4^-	H_2MoO_4	MoO_4^{2-}
Mn(II)	Mn^{2+} MnSO_4	Mn-org	MnCO_3 MnHCO_3^+ MnB(OH)_4^+
Ni(II)	Ni^{2+} NiHCO_3^+	NiSO_4 Ni-org	NiCO_3 NiB(OH)_4^+
Pb(II)	Pb-org PbHCO_3^+	Pb^{2+} PbSO_4	PbCO_3 $\text{Pb(CO}_3)_2^{2-}$ PbOH^+
Zn(II)	Zn^{2+} ZnSO_4 Zn-org		ZnHCO_3^+ ZnCO_3 ZnB(OH)_4^+

(Spósito, 1989)

Toutes ces formes chimiques solubles ne sont pas disponibles pour les plantes avec la même intensité. Par exemple, les complexes organiques solubles de Cd sont moins prélevables par les racines que les ions Cd libres.

Sous forme **solide**, l'élément entre dans la constitution de la phase solide du sol. Il peut être :

- Lié faiblement au sol par des liaisons électrostatiques, c'est-à-dire une attraction entre des charges positives et négatives, comme lorsque les éléments-traces sont adsorbés sur le complexe d'échange argilo-humique ou sur les oxydes. Dans ce cas, on dit aussi que l'élément est sous forme échangeable, c'est-à-dire qu'il peut facilement passer dans la solution du sol, par échange ionique avec un autre cation, et être prélevé par la plante. Ces éléments-traces faiblement liés aux composants du sol peuvent être mesurés au laboratoire par des extractions chimiques sélectives (cf. 3.1.2.2 et 3.2.2).
- Plus ou moins fortement lié au sol par des liaisons de type ionique ou moléculaire, de force variable selon les composés, mais toujours plus fortes que les liaisons électrostatiques. Les éléments-traces entrent dans des combinaisons minérales ou organiques : carbonate de Cd (CdCO_3) aux pH élevés, complexe organique insoluble avec les acides humiques, etc. Une partie de l'élément sous cette forme peut passer en solution lors d'une modification physico-chimique du milieu (exemple : dissolution d'un précipité avec une diminution de pH) ou biochimique (exemples : intervention de

micro-organismes, mise en solution par des exsudats racinaires) et être prélevé par la plante. L'affinité des éléments pour les acides humiques est dans l'ordre décroissant : Cu, Pb, Zn et Ni, Co, Cd (Paulin, 1995).

Les métaux ont des affinités différentes pour les autres éléments, ce qui influence la formation des complexes et leur fixation sur différentes macromolécules. Les métaux montrent des aptitudes variables à former des composés stables (Prasad & Hagemeyer, 1999) :

- Ceux qui forment les composés les plus stables sont peu polarisables et présentent une électro-négativité basse et une densité de charge importante. On peut citer Al^{3+} , Cr^{3+} , Co^{3+} , Fe^{3+} , voire Mn^{2+} . Ils forment des complexes forts avec N, O et F.
- En ce qui concerne ceux qui forment les composés les moins stables, on peut citer Cu^+ , Ag^+ , Au^+ , Hg^{2+} , Pt^{2+} , voire Cd^{2+} . Ils forment des complexes forts avec P, S, Cl, Br et I.
- Les éléments-traces ayant des comportements intermédiaires sont Fe^{2+} , Co^{2+} , Ni^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+} , Cr^{2+} , voire Mn^{2+} et Cd^{2+} .

Alors qu'il existe différentes spéciations inorganiques des éléments-traces, certains d'entre eux forment aussi des complexes organo-métalliques (e.g. Hg et Pb). Le Hg peut se trouver à l'état de $R-Hg^+$ et R_2-Hg , où $R = CH_3$, CH_3CH_2 , C_6H_5 ; il est retenu par les sols principalement dans des complexes organiques peu mobiles (Prasad & Hagemeyer, 1999) et peut également se retrouver sous forme gazeuse.

Dans les sols, certains éléments-traces sont plus mobiles que d'autres (e.g. Cd et Zn), tandis que d'autres sont immobiles (e.g. Cu et Pb) (cf. Tableau 2.2) et forment facilement des complexes organiques avec les acides fulviques (Prasad & Hagemeyer, 1999).

La répartition des éléments-traces entre la phase solide et la phase liquide change constamment puisque les éléments se dissolvent/précipitent, se désorbent/s'adsorbent, se complexent/décomplexent, la plante en prélève, l'humidité du sol se modifie, etc. (Farago, 1994). La répartition entre les phases liquide et solide est étroitement dépendante du temps (Figure 2.2).

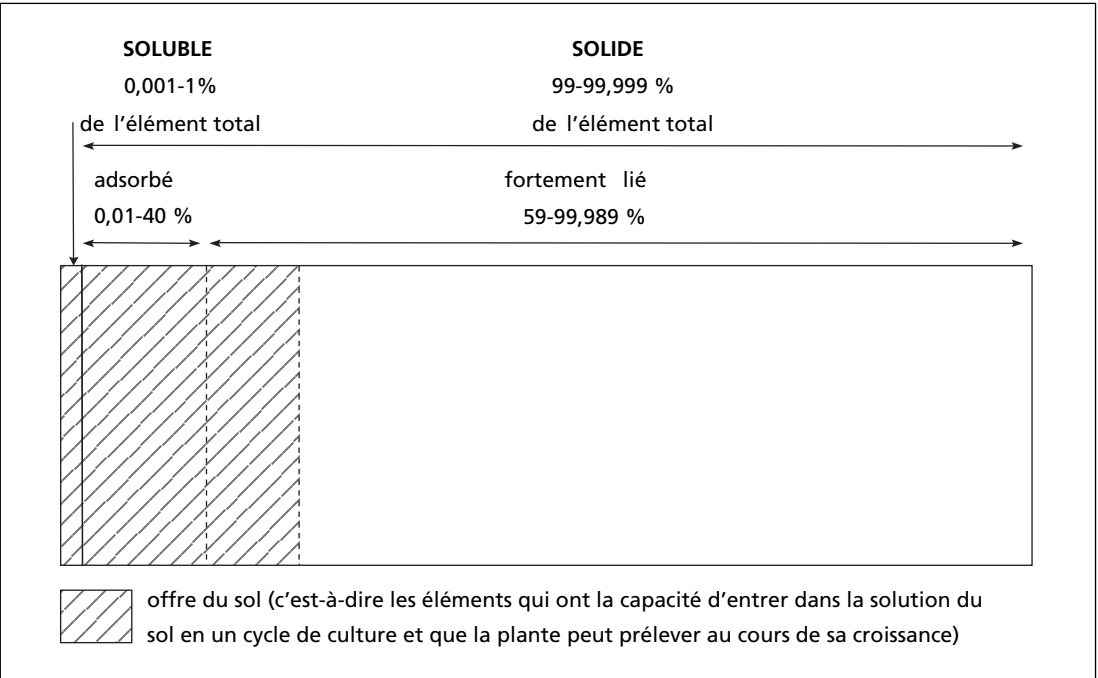


Figure 2.2: Répartition des éléments-traces dans les différentes phases du sol à un instant t.

2.2.1.2. Transport des éléments-traces vers la rhizosphère

Les éléments en solution sont transférés vers la rhizosphère par deux processus, la diffusion et le flux de masse (Figure 2.3).

■ Diffusion (transfert passif)

La plante, en prélevant un élément, conduit à une diminution de la concentration de cet élément dans la solution du sol proche de la racine, donc à la création d'une différence de concentration entre la rhizosphère et le sol plus lointain. L'élément va se déplacer spontanément vers la racine, c'est-à-dire vers la zone où la concentration est plus faible. Ce transport s'exerce sur de petites distances (0,1-15 mm). C'est le principal processus pour les éléments-traces, sauf lorsque la concentration de la solution du sol est élevée, comme c'est le cas en sols pollués sur des sites industriels (Barber, 1984 ; Morel, 1985).

■ Flux de masse (convection ou advection)

La plante a de gros besoins en eau et absorbe les solutés en même temps que l'eau. Le prélèvement de l'eau produit une différence de potentiel hydrique entre la rhizosphère et le sol plus lointain, conduisant à des mouvements d'eau, accompagnés des éléments solubles, du sol vers la racine. Ce transport des éléments s'effectue sur de plus longues distances que la diffusion (quelques cm).

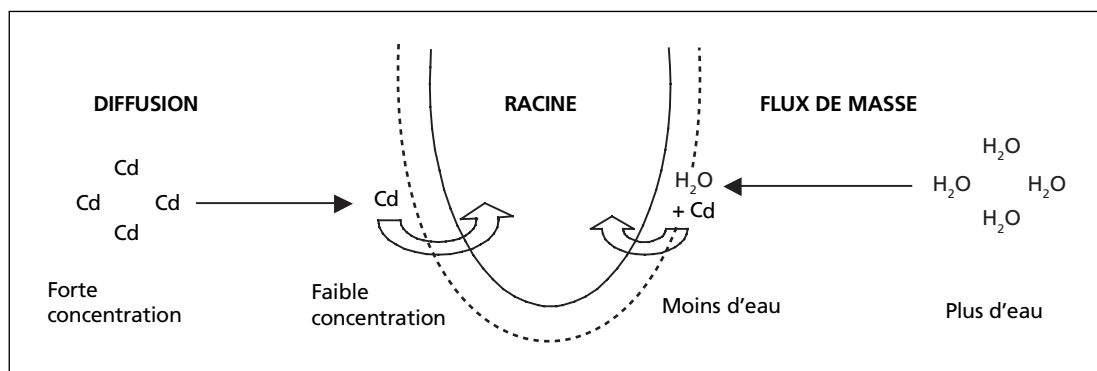


Figure 2.3: Transport des éléments-traces vers la racine, par diffusion et par flux de masse (exemple du Cd).

2.2.1.3. Prélèvement des éléments-traces par la racine

La membrane plasmique est une barrière aux mouvements passifs des ions et sépare l'intérieur de la cellule (cytoplasme, vacuoles et noyau) du milieu extérieur. Son rôle est de concentrer les éléments nutritifs et, de manière incomplète, d'exclure les éléments toxiques. Comme certains métaux sont essentiels, le prélèvement de ceux-ci doit, *a minima*, être régulé.

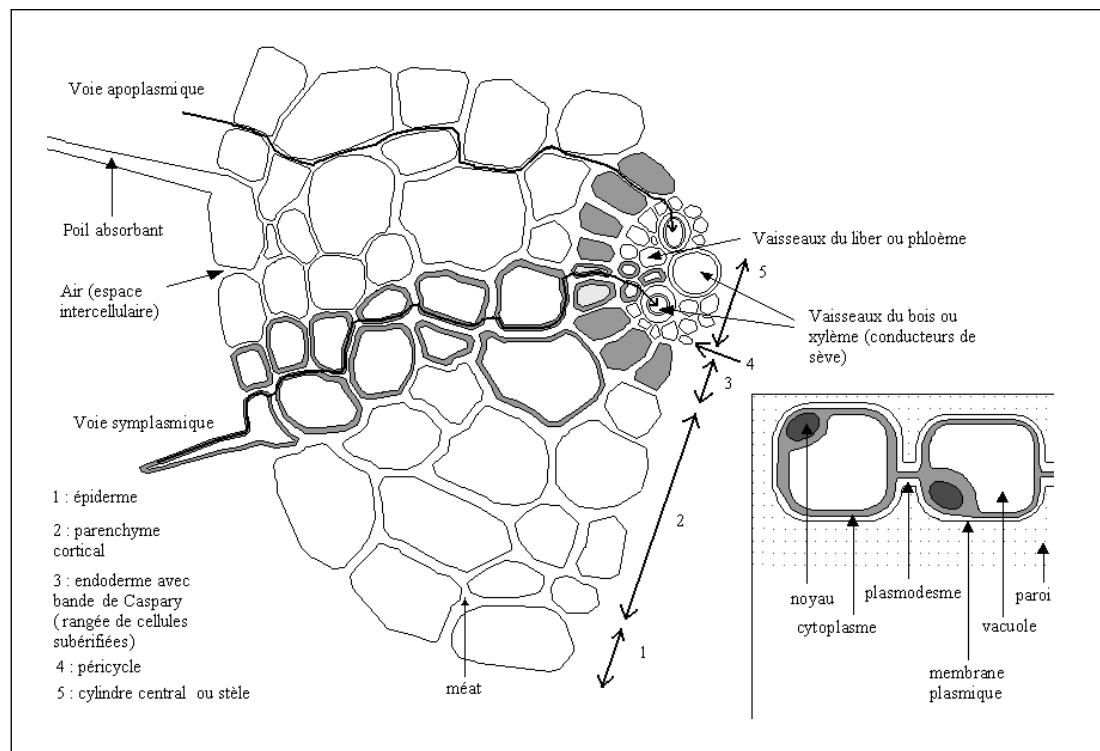
Le cytoplasme des cellules accolées les unes aux autres communique par des plasmodesmes, véritables « tunnels » de membrane plasmique (Figure 2.4).

Les éléments-traces sont prélevés sous des formes cationiques, sauf le Mo qui l'est sous forme d'anion (molybdate). Ils sont d'abord véhiculés dans l'apoplaste des racines, puis (Prasad & Hagemeyer, 1999) :

- une partie est transportée plus loin à l'intérieur des cellules,
- une partie est transportée plus loin dans l'apoplaste,
- une partie se fixe aux substances des parois cellulaires.

La façon dont la quantité totale d'éléments-traces prélevés est distribuée entre ces 3 compartiments dépend de l'élément-trace et du génotype de la plante (Prasad & Hagemeyer, 1999).

Les éléments-traces peuvent circuler dans la racine de deux façons, par la voie symplasmique et par la voie apoplastique (Barber, 1995).



(d'après Bargagli, 1998, modifié)

Figure 2.4: Coupe transversale d'une racine montrant le transport des éléments-traces d'une cellule à l'autre dans le végétal, par voie symplasmique et par voie apoplasmique.

■ Voie symplasmique (intérieur de la cellule)

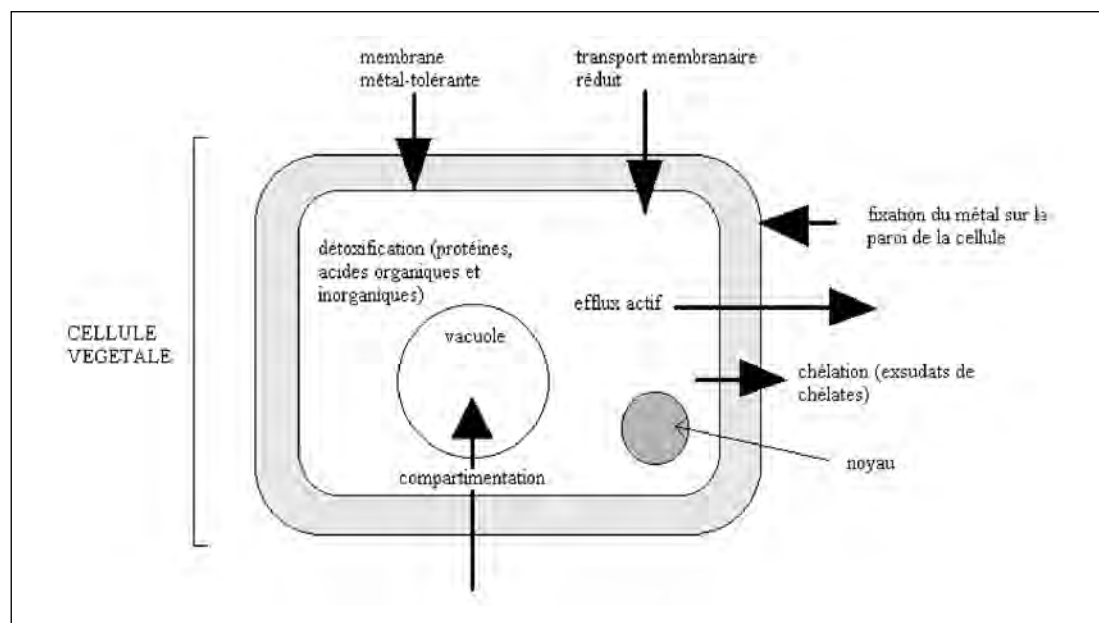
Le symplasma est défini comme ce qui se trouve à l'intérieur de la membrane plasmique. Les métaux traversent la paroi, puis la membrane plasmique, et se déplacent de cellule en cellule par les plasmodesmes. Il s'agit dans ce cas d'une réelle absorption de l'élément par la cellule végétale, puisqu'il se trouve dans le milieu intérieur de la cellule. L'absorption se fait de trois manières (Barber, 1995).

- La première est une **absorption passive**, i.e. le long d'un gradient électrochimique des ions (spontanément d'un endroit où la solution est chargée plus positivement vers un endroit où elle est chargée moins positivement), et **ne requérant pas d'énergie**. Ce type de transport existe quand la solution de sol est très chargée en cet élément, ce qui est rare.
- La deuxième est une **absorption passive demandant une dépense d'énergie** de la part de la cellule, par exemple le fonctionnement d'une pompe à protons, excréant des ions H^+ vers l'extérieur de la cellule quand des cations sont absorbés, et maintenant ainsi le gradient électrochimique (intérieur de la cellule négatif par rapport à la solution de sol extérieure).
- La dernière est une **absorption active** (contre un gradient électrochimique) **avec dépense d'énergie et transporteur** impliquant une sélection des ions absorbés. Par exemple, le transport des ions négatifs est actif et couplé à une sortie de OH^- (HCO_3^-) (Barber, 1995). Certains de ces transporteurs, ayant une faible spécificité, seraient capables de véhiculer les ions indésirables (de Haan & Visser-Reyneveld, 1996). Ainsi, les métaux non essentiels (Cd^{2+} , Tl^+ , etc.) auraient les mêmes sites de prélèvement que les métaux essentiels (Zn^{2+} , K^+ , etc.) (Cataldo et al., 1987).

Le prélèvement de certains métaux semble être aussi bien passif, partiellement passif qu'actif (Prasad & Hagemeyer, 1999). Certains auteurs suggèrent que 30 % du Cd est prélevé de manière passive,

tandis que le reste est prélevé de manière active, probablement couplé à H^+ -ATPase (Prasad & Hagemeyer, 1999).

La figure 2.5 illustre quelques mécanismes impliqués dans la tolérance aux métaux des plantes supérieures. Dans les racines, les éléments-traces peuvent être fixés dans les membranes cellulaires et/ou les précipitats amorphes de métaux, tels que carbonates ou phosphates, sont retrouvés dans l'espace interfibrillaire de la membrane cellulaire. Certaines espèces végétales peuvent inhiber le transport des ions à travers les membranes ou augmenter les mécanismes d'exclusion. *Silene vulgaris* et *Mimulus guttatus* montrent des capacités de résistance au Cu, dues à des changements structuraux dans la membrane plasmique, tandis que la détoxification par rapport au Zn a lieu à l'intérieur de la cellule (Prasad & Hagemeyer, 1999).



(d'après Bargagli, 1998)

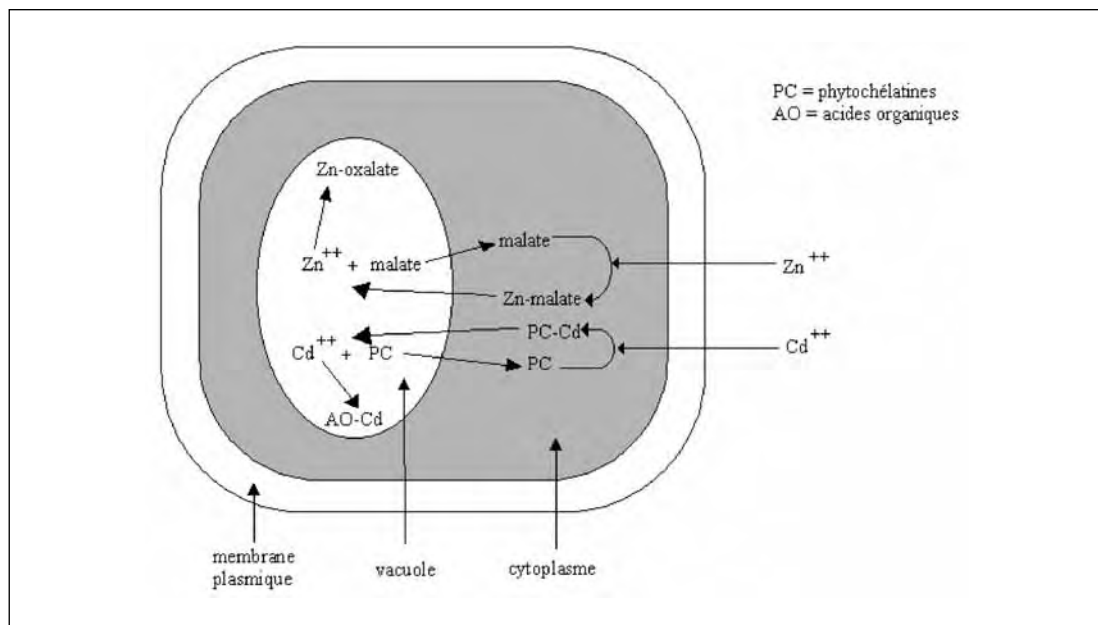
Figure 2.5: Quelques mécanismes impliqués dans la tolérance aux métaux des plantes supérieures.

Dans le cytoplasme, les métaux se fixent aux charges négatives dans des macromolécules variées qui sont solubles ou qui font partie des structures cellulaires. Ainsi, les métaux peuvent être accumulés dans le cytoplasme, la quantité de métal accumulé dépendant de l'espèce végétale et du métal (Prasad & Hagemeyer, 1999).

Les plantes peuvent opérer une détoxification cytosolique par rapport au Zn, au Cd et au Pb, en les transportant dans certains compartiments de la cellule telles que les vacuoles, où ils ne peuvent plus interférer avec les processus métaboliques essentiels (Prasad & Hagemeyer, 1999).

Les molécules solubles dans le cytoplasme telles que des acides organiques ou des polypeptides riches en S (comme les phytochélatines) forment des complexes avec les métaux et peuvent également fonctionner comme des « navettes » (transporteurs) pour faciliter le transport des métaux au travers le tonoplaste jusqu'à la vacuole (Prasad & Hagemeyer, 1999) (Figure 2.6).

Le malate, souvent présent en grandes concentrations dans les plantes résistantes au Zn, agit probablement comme un transporteur du Zn durant le transport tonoplastique jusqu'à la vacuole. Une fois dans la vacuole, le Zn se lie à des composés tels que le citrate, les phytates ou l'oxalate, tandis que le malate retourne dans le cytoplasme (Figure 2.6). (Prasad & Hagemeyer, 1999).



(adapté de Prasad & Hagemeyer, 1999)

Figure 2.6: Transport d'éléments-traces dans la cellule (exemples du Cd et du Zn).

Une détoxification similaire est décrite pour le Cd et le Cu dans des complexes avec des phytochélatines. Le complexe phytochélatine-Cd entre dans la vacuole où il se dissocie, la phytochélatine retournant alors dans le cytoplasme tandis que le Cd peut fixer un acide organique dans la vacuole (Figure 2.6). Cette dissociation est probablement due à un pH bas dans la vacuole, et au fait que le complexe phytochélatine-métal ne se forme pas aux pH 3,5-5,0. Ces systèmes de « navettes » sont probablement utilisés pour réguler le besoin et l'homéostasie des éléments indispensables comme le Zn et le Cu, en permettant leur stockage dans la vacuole pour une utilisation future (Prasad & Hagemeyer, 1999). Comme les complexes ne sont pas uniquement formés avec des éléments essentiels et comme ce mécanisme n'est pas spécifique, ces voies de transport sont également utilisées pour les métaux non essentiels (Prasad & Hagemeyer, 1999).

Quel que soit le mécanisme en jeu, la séquestration du Zn dans les vacuoles des cellules des racines joue un rôle clé chez les espèces tolérantes aux métaux, car comme pour les plantes sensibles, le métal est transporté de manière réduite aux parties aériennes et ainsi, ne peut pas interférer avec les processus métaboliques essentiels telle que la photosynthèse (Prasad & Hagemeyer, 1999).

■ Voie apoplasmique (extérieur de la cellule)

L'apoplasme est constitué de la paroi perméable et des espaces entre les cellules. Il représente 10-15 % du volume de la racine. Il ne s'agit pas d'une véritable absorption de l'élément, puisqu'il n'est pas, en réalité, *dans* la cellule végétale. On dit que l'élément est *prélevé* par la plante, mais non *absorbé*.

Ce type de transport est arrêté après 5 à 10 cellules par une rangée de cellules dont la paroi est subérisée, c'est-à-dire recouverte d'une substance lipidique imperméable (Morel, 1997) (Figure 2.4). La suite du transport vers les vaisseaux conducteurs de sève brute, le xylème, se fait donc par l'intérieur des cellules et nécessite donc une absorption réelle. Une fois dans le xylème, les éléments peuvent être transportés vers les parties aériennes de la plante.

La voie apoplasmique n'est pas à négliger. Elle peut être prépondérante pour certains éléments-traces chargés positivement qui entrent difficilement *dans* la cellule ou qui se lient fortement à des

composés de la paroi, globalement chargée négativement. On peut définir la notion de capacité d'échange cationique (CEC) de la paroi des cellules végétales. Ceci pourrait expliquer pourquoi certains cations ont tendance à s'accumuler dans les racines : parce qu'ils restent fixés dans les parois des cellules des racines, comme le Pb, le Cu, le Cd, et le Zn (Morel, 1997). D'une façon générale, les monocotylédones, comme le maïs, ont moins de charges négatives à la surface de leur paroi métalliques (CEC plus faible) que la majorité des dicotylédones, comme le concombre, et donc accumulent moins les métaux à cet endroit (de Haan & Visser-Reyneveld, 1996).

2.2.2. Facteurs contrôlant le prélèvement des éléments-traces

Les bases ...

Le prélèvement des éléments-traces par les racines est sous l'influence de facteurs liés au **sol**, à la **plante**, au **climat**, et aux **interactions entre les éléments** eux-mêmes.

Parmi les facteurs liés au **sol**, le pH, le potentiel d'oxydo-réduction et la capacité d'échange cationique sont les plus importants. Leurs effets sur le prélèvement sont résumés dans le tableau 2.2.

La modification de ces facteurs influe notamment sur l'offre du sol en changeant la forme chimique des éléments-traces.

En général, le chaulage diminue le transfert vers les végétaux pour Cd, Cu, Pb, Cr, Co, Zn, Hg, Ni, Tl et As, mais l'augmente pour Mo et Se. Il est recommandé de chauler les sols acides contenant des quantités trop élevées d'éléments-traces disponibles, afin de relever le pH et diminuer le transfert vers les végétaux. Mais cette technique est non sélective et parfois difficile à maîtriser pour l'agriculteur. Par exemple le chaulage visant à diminuer le flux de Cd peut entraîner une carence en Zn ou en Cu ou bien une élévation trop importante du transfert de Mo, avec une toxicité en Mo des fourrages pour les bovins (Mench, 1993).

Pour une même offre du sol, différentes **plantes** ne prélèvent pas les mêmes quantités d'éléments-traces.

Il existe un effet espèce végétale, avec des espèces qui accumulent certains éléments-traces et d'autres qui ne les prélèvent que peu (Tableau 2.3). Généralement, les légumes-feuilles (tels que épinards et laitues) accumulent plus que les grains de graminées et les légumes-racines, qui eux-mêmes accumulent plus que les fruits et les légumes-fruits.

De la même façon, il existe un effet variété (Tableau 2.7).

Dans les sites contaminés par les éléments-traces, il est conseillé de cultiver des plantes qui accumulent peu dans les parties consommées les éléments toxiques présents dans le sol.

Enfin, l'âge de la plante et son stade de développement ont une importance. La concentration de la plante en éléments-traces diminue au cours de sa croissance.

Notons qu'offre du sol et demande de la plante ne sont pas totalement indépendantes. En particulier, la plante peut modifier l'offre du sol en changeant, par exsudation métallique de composés divers (protons, molécules organiques complexantes par exemple), les conditions physico-chimiques qui régissent la solubilité de l'élément sur la phase solide et sa spéciation dans la solution. Cet effet en retour de la plante sur la disponibilité des éléments-traces est actuellement difficile à quantifier, mais peut être considéré comme relativement faible dans la plupart des cas.

Les facteurs **climatiques** modifient l'offre du sol et la physiologie de la plante. Le prélèvement augmente avec la température, jusqu'à une température optimale. L'humidité du sol a également une influence sur le prélèvement et l'accumulation des éléments-traces. Cette influence est indirecte (l'humidité joue sur l'enracinement de la plante, sa vitesse de croissance, l'activité biologique du sol et sur les conditions redox), elle est positive ou négative selon les cas.

Le prélèvement d'un élément est influencé par la présence d'autres éléments ou molécules dans la solution du sol. Les **interactions** sont positives ou négatives selon les éléments et selon les conditions physico-chimiques du sol (Tableau 2.10).

Les éléments-traces doivent être sous une forme disponible pour que les plantes puissent les prélever ou les plantes doivent présenter des mécanismes permettant de rendre les métaux disponibles (Prasad & Hagemeyer, 1999). Les interactions entre les composants du sol jouent un rôle probablement plus important que les caractéristiques chimiques propres à chaque élément (à quelques exceptions près) dans la détermination du rôle du sol sur le prélèvement des éléments-traces par les plantes. La nature de la roche-mère, la matière organique, la biomasse du sol et le climat jouent également un rôle primordial (Bargagli, 1998).

Le prélèvement des éléments-traces, qu'il se fasse par les racines ou par les feuilles, augmente quand la concentration du métal dans le milieu extérieur augmente. Toutefois, ce prélèvement n'est pas corrélé de façon linéaire avec cette dernière (Figure 2.7 A) (Prasad & Hagemeyer, 1999). Ceci est dû au fait que les métaux sont fixés dans les tissus, induisant une saturation qui dépend également du taux d'évacuation du métal.

Cette « efficacité » de prélèvement (ou facteur d'accumulation) est plus grande quand les concentrations externes sont plus basses (Figure 2.7 B) (Prasad & Hagemeyer, 1999). Ce phénomène, démontré pour le Cd dans les sols, est dû à des concentrations en métal par surface d'absorption basses. Dans ce cas il y a peu de compétitions entre les ions pour les sites de prélèvement, tandis qu'il y en a beaucoup lorsque les concentrations dans le milieu externe sont élevées.

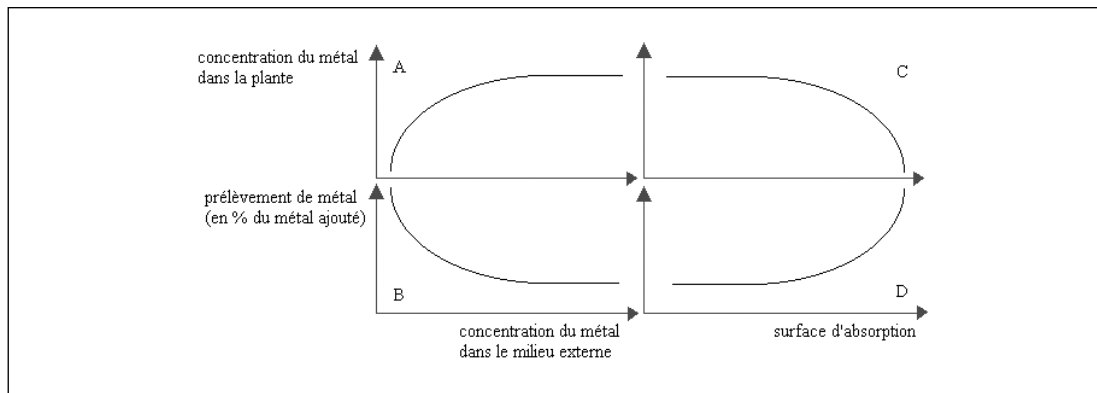
Cette influence de la surface d'absorption sur le prélèvement de Cd est visible sur les parties C et D de la figure 2.7, qui montrent le prélèvement à partir d'une seule et même concentration en métal dans le milieu externe avec une surface d'absorption (masse racinaire) qui augmente. Ainsi, plus cette masse racinaire est importante, plus le prélèvement sera important (Figure 2.7 D).

Toutefois, cette remarque n'est plus vraie lorsque plusieurs plants poussent dans un volume donné de sol et que la masse racinaire devient trop importante, car alors les plants rentreront en compétition pour le prélèvement des métaux et l'efficacité du prélèvement diminuera (Prasad & Hagemeyer, 1999).

Enfin, et même si cela peut paraître contradictoire, la concentration du métal dans le tissu d'une plante tend en même temps à diminuer quand la biomasse racinaire augmente (Figure 2.7 C) (Prasad & Hagemeyer, 1999) car des phénomènes de dilution biologique rentrent alors en jeu.

2.2.2.1. Facteurs liés au sol

La partition des éléments-traces entre les phases solides et liquides dans le sol est fortement influencée par les propriétés du sol telles que le pH, la teneur en matière organique, la force ionique de la solution du sol, les oxydes de Mn et Fe, le potentiel Redox et la nature des surfaces de sorption du sol. Les facteurs connus pour affecter la solubilité et la phytodisponibilité des éléments-traces incluent les caractéristiques chimiques de éléments-traces, leurs teneurs, le pH, la CEC, le potentiel Redox, la texture du sol, sa teneur en argile et en matière organique. La température du sol peut également avoir une influence sur l'accumulation des éléments-traces dans les cultures (Prasad & Hagemeyer, 1999).



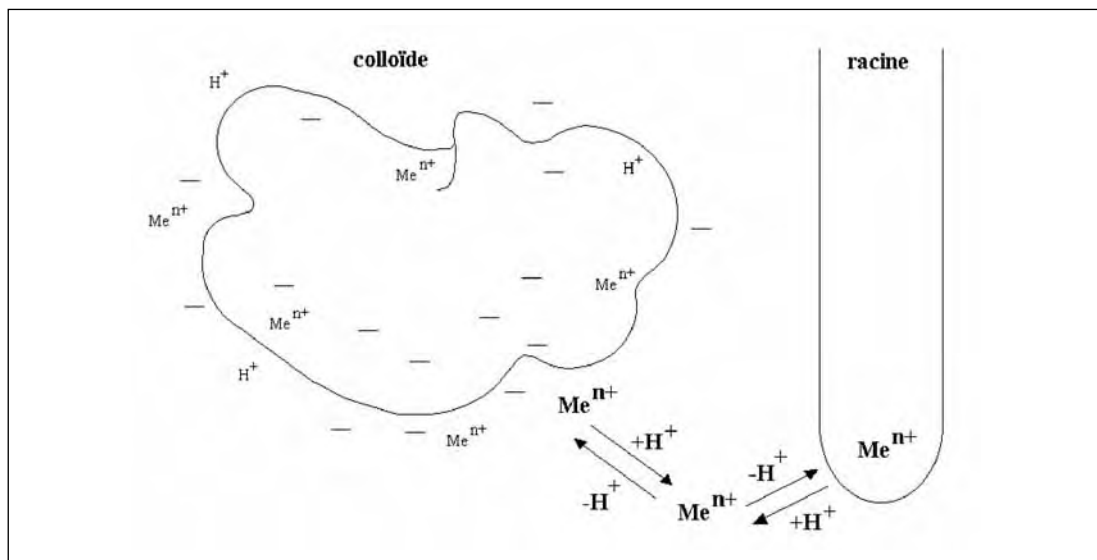
A Concentration du métal dans la plante. B Efficacité de prélèvement (concentration du métal dans la masse totale de la plante en fonction du métal total ajouté) après culture de plantes ayant des surfaces d'absorption métalliques identiques dans des milieux ayant des concentrations différentes en métal. C Concentration du métal dans la plante. D Efficacité de prélèvement, après culture de plantes ayant des surfaces d'absorption métalliques différentes dans des milieux ayant des concentrations en métal identiques.

(d'après Prasad & Hagemeyer, 1999)

Figure 2.7: Prélèvement de métaux dans le tissu végétal en fonction de la concentration du métal dans le milieu externe et de la surface d'absorption.

■ pH

La solubilité d'un élément-trace dépend tout d'abord du pH. Un pH bas augmente généralement la phytodisponibilité de éléments-traces, car l'ion H^+ a une plus grande affinité pour les charges négatives sur les colloïdes, et rentre alors en compétition avec les ions métalliques vis-à-vis de ces sites, ce qui induit un relâchement de éléments-traces dans l'eau des pores du sol (Figure 2.8).



(d'après Prasad & Hagemeyer, 1999)

Figure 2.8: Influence du pH sur le prélèvement d'un métal dans le sol.

Plus le sol est acide, plus le transfert de Cd, Cu, Pb, Cr, Co, Zn, Hg, Ni, Tl, As vers la plante est important, car ces éléments sont plus solubles (Tableau 2.2). En effet, les réactions de précipitation et d'adsorption augmentent avec le pH. Les fertilisations acidifiantes, comme un apport d'azote sous forme d'ammonium, provoquent un accroissement du transfert vers la plante (Wu, 1989). De même l'apport de soufre en tant que fongicide conduit à l'acidification du sol, et à un transfert accru des éléments-traces vers les végétaux (Loué, 1986).

Le transfert du Cd et du Zn est principalement contrôlé par le pH (de Haan & Visser-Reyneveld, 1996). Le prélèvement de ces éléments-traces n'augmente pas de manière significative quand le pH diminue de 6,5 à 6, mais par contre augmente fortement en dessous de 6 (US-EPA, 1989).

La solubilité du Cu est moins affectée par le pH que celle des autres éléments, car deux tendances inverses se contrecarrent. D'un côté le Cu est un métal qui a tendance à être plus soluble en milieu acide, et de l'autre il est complexé par les matières organiques solubles pour des pH supérieurs à 6,5 (Barber, 1995).

Quand le pH du sol est supérieur à 7, la solution du sol contient surtout des carbonates et des bicarbonates et la plupart des éléments-traces ne sont pas biodisponibles pour les plantes (Bargagli, 1998).

Quand le pH est proche de 4, toutefois, les argiles se dégradent et l'Al domine la solution du sol, l'activité microbienne est inhibée et le phosphate réagit avec les hydroxydes d'Al et les ions ferriques, les phosphates devenant alors indisponibles pour la plante, d'où des problèmes nutritionnels pour celle-ci (Bargagli, 1998).

Le Mo et le Se par contre, sont moins disponibles pour la plante aux pH faibles (Morel, 1997) (Tableau 2.2) car au lieu d'être sous forme de cations, ils sont sous forme d'anions. L'As, le Mo, le Se et certaines formes du Cr sont plus mobiles (et donc phytodisponibles) dans des conditions de sol alcalines et calcaires (Bargagli, 1998). C'est ainsi qu'il a été rapporté des cas de carence en Mo pour des choux-fleurs bretons, cultivés dans des parcelles où le type de rotation adopté comporte la pomme de terre. Le pH de ces parcelles a en effet été maintenu à une valeur inférieure ou égale à 6 afin d'éviter le développement de la gale commune de la pomme de terre (Duval *et al.*, 1992).

■ *Eh (potentiel d'oxydo-réduction)*

Les conditions, lorsqu'elles sont soit réductrices (Eh faible : par exemple un sol hydromorphe, gorgé d'eau), soit oxydantes (Eh élevé : par exemple en sol bien aéré), ont un effet sur la solubilité des éléments et donc sur leur disponibilité pour les végétaux. Un essai de synthèse est présenté dans le Tableau 2.2. Cependant, il est difficile de dégager de grandes tendances, car de nombreux facteurs interagissent. Il en résulte que la disponibilité des éléments-traces augmente ou diminue selon les cas avec le potentiel d'oxydo-réduction.

Action directe d'Eh : les anions oxygénés (As, Mo, Se), le Cr et le Hg changent de degré d'oxydation (de valence) selon le potentiel d'oxydo-réduction du sol et donc changent de solubilité. Par exemple, la forme As(III) réduite est soluble, alors que As(V) oxydée ne l'est pas (Morel, 1997).

Action indirecte d'Eh : le Cd, le Cu, le Co, le Ni, Pb et le Zn sont divalents (II) dans les conditions classiques de sol, et le Tl est monovalent (I). Pour ces derniers, les effets du Eh sont indirects, par action sur les oxydes de Fe et Mn et sur la matière organique par exemple. Pour ces éléments, la phytodisponibilité peut augmenter ou diminuer selon les cas avec le Eh.

En conditions très réductrices, *i.e.* Eh très faible, il y a formation de sulfures d'éléments-traces, qui sont insolubles ; le transfert est donc diminué (Siberlin, 1996). La circulation de l'eau peut donc modifier la solubilité des éléments-traces en agissant sur le Eh. Le fait de drainer une parcelle qui était auparavant hydromorphe (milieu très réducteur, donc insolubilisation de nombreux éléments-traces) peut rendre les éléments-traces plus solubles et augmenter le transfert vers les racines.

Par contre, en conditions réductrices modérées, *i.e.* Eh faible, en milieu peu aéré comme lors d'un excès d'eau dans le sol, les oxydes de fer et de manganèse sont réduits et solubilisés, libérant les éléments qu'ils piègeaient, comme le Cu, le Cd, le Ni, le Pb (Siberlin, 1996).

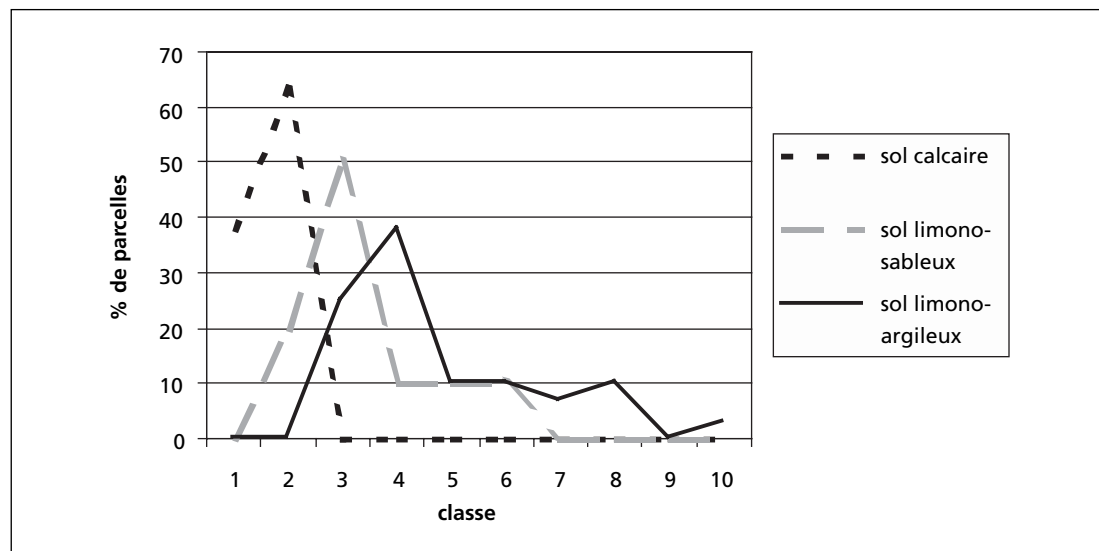
■ Capacité d'échange cationique (CEC)

La capacité d'échange cationique est un paramètre global, qui représente la quantité maximale de cations de toutes sortes qu'un poids déterminé de sol est capable de retenir ou, autrement dit, le total des charges négatives du sol disponibles pour la fixation de cations métalliques ou d'ions H^+ . Pour les pays tempérés (telle que la France métropolitaine), les cations dissous dans la solution du sol sont attirés par des composants chargés négativement (principalement, les argiles, les oxydes de métaux et la matière organique qui sont les contributeurs les plus importants à la CEC du sol) (Bargagli, 1998). Une CEC élevée veut dire que la possibilité de fixation sur les charges négatives augmente. Plus la CEC est élevée, plus les cations métalliques (Cd, Pb, Cr, Co, Zn, Hg, Cu, Tl) sont adsorbés ou complexés par les matières organiques, les argiles et les oxydes, donc moins assimilables par les plantes (Tableau 2.2). C'est pourquoi la quantité et la nature des matières organiques, des argiles et des oxydes dans le sol conditionnent la métalliques des éléments-traces.

Les sols sableux permettent donc un transfert des éléments-traces vers les plantes plus élevé que les sols plus lourds (plus argileux). Le transfert du Cu et du Ni vers les racines est principalement contrôlé par la CEC (de Haan & Visser-Reyneveld, 1996).

Dans le cadre d'une étude sur l'impact de l'épandage de boues d'épuration urbaines sur la qualité des betteraves (Affret *et al.*, 1999), 30 couples de parcelles de référence ont été constitués dans le nord-est du Bassin Parisien. Chaque couple était constitué d'une parcelle ayant reçu des boues et d'une parcelle n'en ayant pas reçu. Pour un couple donné, le type de sol est identique. L'étude statistique montre que la classe granulométrique du sol est le paramètre qui a le plus d'influence sur la teneur en Cd, Cu et Zn des racines de betterave, tandis que le paramètre présence / absence de boues n'intervient pas (Cd, Cu, Pb) ou peu (Zn). D'où un classement (par ordre croissant des teneurs en éléments-traces des betteraves) suivant (Figure 2.9) :

Sols calcaires < Sols limono-sableux < Sols limono-argileux



(Affret *et al.*, 1999)

Figure 2.9: Analyse fréquentielle des teneurs des racines de betteraves en Cu pour les parcelles de référence en fonction de la nature du sol.

L'épandage de matières organiques peut être conseillé sur d'anciens sols de vignes qui, suite aux traitements à la bouillie bordelaise, contiennent de fortes concentrations en Cu dans l'horizon de surface,

dans le but de piéger le Cu et de diminuer son transfert vers la culture, en particulier lors de l’implantation de jeunes vignes ou d’une culture autre que la vigne.

Tableau 2.2: Principaux facteurs liés au sol contrôlant le transfert des éléments-traces du sol vers le végétal.

		Transfert très faible	Transfert faible	Transfert moyen	Transfert élevé	Transfert très élevé
pH	neutre-alcalin	Cr, Hg, Cu, Ni, Co	Pb, Zn, Cd, Tl, As			Se, Mo
	acide	Se, Mo		Cu, Pb, Cr, As	Zn, Cd, Hg, Co, Ni, Tl	
Eh	oxydant	Cr	Pb	Cu, Co, Hg, Ni, Zn, Cd, As	Mo, Se	
	réducteur	Cr, Hg, Cu, Se, Mo, Cd, Pb, As	Zn, Co, Ni			
CEC	élevée	Cu, Ni, Pb	As, Co, Cr, Hg, Ni, Tl, Cd, Mo, Se, Zn			
	faible				As, Co, Cr, Hg, Ni, Tl, Cd, Mo, Se, Zn	Cu, Ni, Pb

(Leschber et al., 1984; Rose et al., 1979)

2.2.2.2. Facteurs liés à la plante et aux micro-organismes du sol

■ Espèce végétale

Des végétaux d’espèces différentes, cultivés dans les mêmes conditions, n’absorbent pas les mêmes quantités d’éléments-traces, et ne les stockent pas dans les mêmes organes (Tableau 2.3). Il semble qu’en général, les légumes contiennent plus d’éléments-traces que les plantes monocotylédones (Bargagli, 1998).

Il semble par ailleurs, que les concentrations en Zn, Cd, Ni et Cu dans les parties aériennes du trèfle blanc sont mieux corrélées aux teneurs dans le sol que le sont celles des feuilles de graminées (Bargagli, 1998).

Tableau 2.3: Importance de l’accumulation d’éléments-traces chez les végétaux les plus cultivés en France.

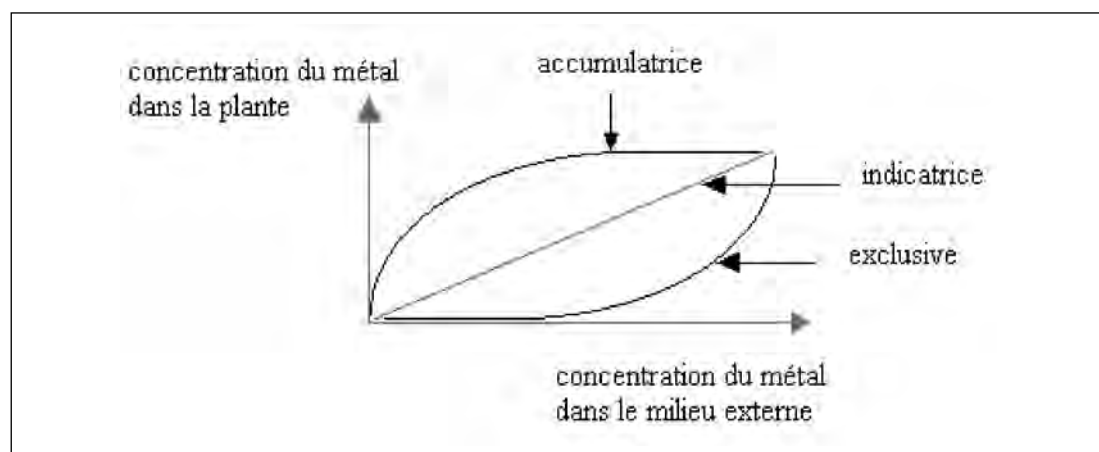
Espèce végétale	Organe	Accumulateur	Moyennement accumulateur	Faiblement accumulateur	Très faiblement accumulateur
blé tendre	paille grain		Cu, Zn Cu, Zn, Se	Cd, Pb, Hg, Tl	Cr Cd, Pb, Hg, Tl, Cr
blé dur	paille grain		Se	Cd	Cr Cr
orge	paille grain		Se		Cr Cr
maïs	tige et feuilles grain		Cu, Zn Cu, Zn, Se	Cd, Ni	Cr, Pb Cr, Ni, Cd, Pb
triticale	paille grain		Se		Cr Cr

Espèce végétale	Organe	Accumulateur	Moyennement accumulateur	Faiblement accumulateur	Très faiblement accumulateur
colza	graine	Tl	Cd		Se
tournesol	graine		Ni, Cu		Cr, Se
pois fourrager			Ni		Cr, Se
betterave	racine		Cu, Ni, Zn		Cd, Cr, Se, Pb
chou	pomme	Tl, Cd	Se, As, Hg, Ni	Cr, Cu	Pb
ray-grass	tige et feuilles		Cd		Cr, Se
luzerne	tige et feuilles		Ni, As		Cr, Se
pomme de terre	tubercule		Cr	Cu, Ni	Cd, Se, Pb, Zn
chou-fleur	pomme				Cr, Se
endive	feuilles		Cd		Cr, Se
épinard	feuilles	Cd, Zn	Cr, Hg	Cu	Se, Pb
laitue	pomme	Cd, Zn	Cu		Se, Cr, Pb
concombre	fruit				Cd, Hg, Pb, Tl, Cr, Se
courgette	fruit				Cd, Hg, Pb, Tl, Cr, Se
melon	fruit				Cd, Hg, Pb, Tl, Cr, Se
tomate	fruit				Cd, Hg, Pb, Tl, Cr, Se
carotte	racine		Cd, Cu, Zn		Hg, Pb, Tl, Cr, Se
oignon	bulbe		As, Zn		Cd, Hg, Pb, Tl, Cr, Se
haricot	grain		Ni		Cd, Hg, Pb, Tl, Cr, Se
maïs doux	grain				Cd, Hg, Pb, Tl, Cr, Se
petit pois	grain		Ni		Cd, Hg, Pb, Tl, Cr, Se
poireau	tige et feuilles		Cr	Ni, Zn	Cd, Hg, Pb, Tl, Se
abricot	fruit				Cd, Hg, Pb, Tl, Cr, Se
pêche	fruit				Cd, Hg, Pb, Tl, Cr, Se
nectarine et brugnon	fruit				Cd, Hg, Pb, Tl, Cr, Se
prune	fruit				Cd, Hg, Pb, Tl, Cr, Se
pomme	fruit		Co		Cd, Hg, Pb, Tl, Cr, Se
poire	fruit		Co		Cd, Hg, Pb, Tl, Cr, Se
raisin	baie				Cd, Hg, Pb, Tl, Cr, Se

(synthèse de différents auteurs)

Le prélèvement des métaux peut différer selon les différents géotypes de plantes, en relation avec la concentration externe du métal. Trois grandes stratégies existent (Figure 2.10) :

- Certaines plantes dites « exclusives » prélèvent très peu les métaux, même quand ils sont à des concentrations élevées dans le sol. Ces plantes possèdent des barrières empêchant le prélèvement, mais quand les concentrations en métaux deviennent trop élevées, ces barrières perdent de leur efficacité, probablement à cause de l'action toxique des métaux, et le prélèvement augmente alors massivement.
- D'autres, dites « accumulatrices », présentent de fortes accumulations de métaux même à de très faibles concentrations de métaux dans le sol. Ces plantes présentent certains mécanismes de détoxification dans leurs tissus, qui leur permettent d'accumuler. Toutefois, lorsque la concentration de métaux dans le sol augmente, ces plantes n'augmentent plus leur prélèvement, probablement à cause de compétitions entre ions métalliques pour les sites de prélèvement.
- Les dernières, dites « indicatrices », ont des concentrations de métaux dans leurs tissus qui reflètent la concentration du métal dans le sol et qui augmentent de façon linéaire avec elle.



(Prasad & Hagemeyer, 1999)

Figure 2.10: Réponse des plantes à la présence de métaux dans le sol.

Parmi les plantes accumulatrices, certaines le sont pour un élément spécifique (comme le colza pour le TI), et d'autres ont tendance à accumuler plusieurs éléments (comme le tabac, la laitue ou le thym).

Le thym ramassé dans la vallée de l'Orbiel (Aude), sur des sols pollués par la mine d'or de Salsigne, est provisoirement interdit à la mise sur le marché par l'Arrêté du 31/12/97. Le préfet a également fait interdire (Arrêté préfectoral du 06/03/1997, remplacé par l'Arrêté inter-ministériel du 30/05/1997) la mise sur le marché des légumes-feuilles (salade, chou, etc.) cultivés sur les terrains inondables irrigués ou arrosés par les eaux en provenance de l'Orbiel et de ses affluents dans les zones soumises aux rejets du site de Salsigne. Le thym et les salades présentaient en effet des teneurs en As très importantes (pour les salades : $1,63 \text{ mg.kg}^{-1}$, soit plus de 100 fois le seuil admissible).

Une décision analogue a été prise par les Arrêtés préfectoraux du 09/03/1998 et 31/03/1998, interdisant la mise sur le marché de thym produit dans quatre communes du Val d'Oise en raison de teneurs anormales en Pb, Cd et Hg (il s'agit de zones maraîchères sur lesquelles ont été épandues depuis un siècle les eaux usées du syndicat intercommunal d'assainissement de l'agglomération parisienne).

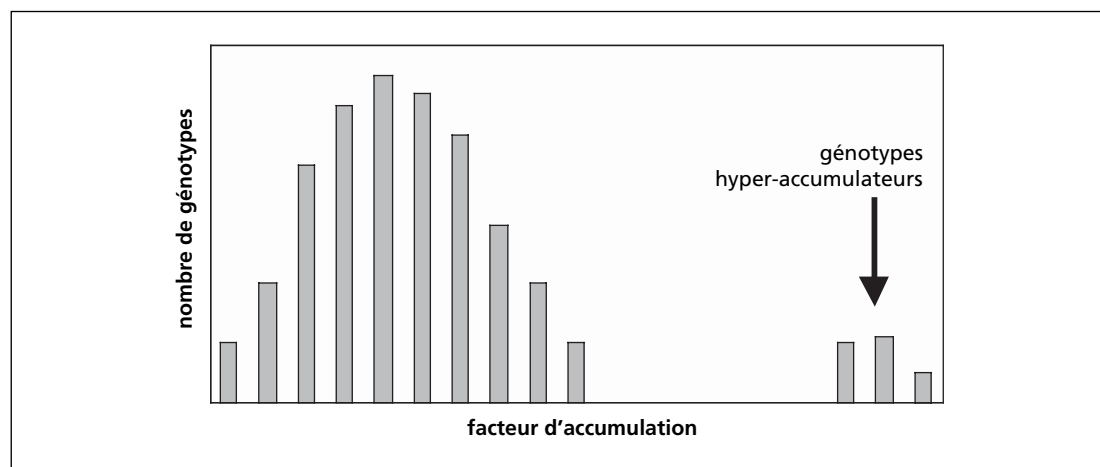
Citons le cas de certaines espèces, dites hyperaccumulatrices, qui colonisent les sites miniers (exemples : sols développés sur une serpentinite riche en Ni, Cr et Co ou sols sur les zones oxydées de gîtes plombo-zincifères à calamine, riches en Zn, Pb et Cd) et qui présentent des teneurs en métaux de 1 à 25 % sur la base de la matière sèche. À titre d'exemples (Schwartz, 1997) :

- *Thlaspi caerulescens* peut, dans certaines conditions, accumuler 3 % de Zn dans la MS foliaire.
- *Thlaspi alpestre* peut accumuler 0,03 % de Cd dans la MS foliaire.
- *Alyssum bertolonii* peut accumuler 0,2 % de Ni dans les racines et plus de 1 % dans la MS foliaire.

La variation de l'accumulation d'un métal à l'intérieur d'une espèce a souvent une distribution normale. Parfois, la distribution est bimodale avec une population à droite de la population principale (Figure 2.11). Les génotypes de cette seconde population sont dits hyperaccumulateurs. Leur concentration en métaux peut être très haute et pour être appelées hyperaccumulatrices, les plantes doivent présenter des concentrations supérieures ou égales à celles indiquées dans le tableau 2.4.

Les plantes hyperaccumulatrices ont une production de biomasse faible car elles utilisent leur énergie dans les mécanismes de défense face à ces hautes concentrations de métaux dans les tissus (Prasad & Hagemeyer, 1999).

On notera néanmoins que ces plantes hyperaccumulatrices sont très rares (1 seule espèce connue en 1998 dans le monde pour le Cd, 28 pour le Co, 37 pour le Cu, 14 pour le Pb, 9 pour le Mn, 317 pour le Ni et 11 pour le Zn) (Baker *et al.*, 1998; Reeves & Baker, 1998). De plus il ne s'agit pas de plantes cultivées à valeur alimentaire (bétail ou homme).



(Prasad & Hagemeyer, 1999)

Figure 2.11 : Distribution des génotypes en relation avec leur capacité d'accumuler un métal.

Tableau 2.4: Définition d'une plante hyper-accumulatrice (plus basse concentration en métaux dans les feuilles).

Métal	Concentration dans les feuille (mg.g ⁻¹ MS)
Cd	> 0,1
Pb	> 1
Co	> 1
Cu	> 1
Ni	> 1
Mn	> 10
Zn	> 10

(Baker *et al.*, 1998; Reeves & Baker, 1998)

Comme on vient de le constater, les différentes plantes ont des capacités de prélèvement des éléments-traces différentes et il est donc difficile de savoir si ce prélèvement est bas, normal ou élevé. Markert (1994) a tenté de donner les valeurs de concentrations en métal d'une « plante normale », avec lesquelles on peut comparer les prélèvements d'une espèce donnée (Tableau 2.5).

Tableau 2.5: Teneur « normale » en métaux dans les plantes.

Élément-trace	µg.g ⁻¹
Al	80
Cd	0,05
Cr	1,5
Co	0,2
Cu	10
Au	0,001
Fe	150
Pb	1,0
Mn	200
Hg	0,1
Mo	0,5
Ni	1,5
Ag	0,2
Zn	50

(Markert, 1994)

■ Variétés végétales et individus

Les différences de prélèvement et de répartition observées entre les espèces existent de la même façon entre les variétés d'une même espèce (Tableau 2.6). Par exemple la concentration en Cd des tubercules de pommes de terre cultivées dans les mêmes conditions peut varier du simple au double selon la variété (McLaughlin *et al.*, 1994).

Tableau 2.6: Influence de la variété sur la concentration en Cd des végétaux.

Laitue		Maïs		
Variété	mg Cd.kg ⁻¹ MS	Variété	mg Cd.kg ⁻¹ MS graine	mg Cd.kg ⁻¹ MS feuille
Romaine	1,8	R 805	0,1	2,5
Valmaine	3,8	H 96	0,2	5,0
Belmay	5,2	OH 43	0,2	11
Butter head	6,2	H 98	2,4	49
Summer Bibb	8,1	B 37	3,9	63

(Mench, 1993)

Des essais variétaux, réalisés par l'ITCF sur les sites de Boigneville et de Villers-Saint-Christophe sur 13 variétés de pomme de terre en 1998, montrent que le site et la variété ont une influence sur les teneurs en éléments-traces. Toutefois, l'effet variété n'est significatif que pour le Cu (*P* < 0,01, Samba a une teneur significativement inférieure à celle de Monalisa) et pour le Zn (*P* < 0,05, Samba a une teneur significativement inférieure à celle de BF15, Belle de Fontenay et Bintje) (Gravouelle, 1999) (Tableau 2.7).

Tableau 2.7: Influence de la variété sur la concentration en Cu et Zn de pommes de terre françaises.

Variété	mg Cu.kg ⁻¹ MS	mg Zn.kg ⁻¹ MS
Sirtema	0,69	2,40
Ostara	0,79	2,29
Émeraude	0,73	2,07
Bintje	0,88	2,54
Monalisa	0,91	2,35
Estima	0,81	1,94
Samba	0,63	1,66
Naturella	0,89	2,13
Charlotte	0,84	2,30
Nicola	0,86	2,18
BF15	0,85	2,50
Belle de Fontenay	0,67	2,46
Francine	0,83	2,22

(Gravouelle, 1999)

Lors de l'enquête ONIC-ITCF 1997 sur la qualité du blé français, 56 échantillons de blé tendre, issus de 15 régions ONIC et représentatifs des 16 principales variétés cultivées en France, ont fait l'objet d'analyse en éléments-traces (Raimbault, 2001). Les résultats montrent qu'il existe également un effet variété. Toutefois, pour les variétés Ritmo, Sidéral, Soissons et Trémie (seules à présenter un nombre suffisant d'échantillons pour des tests statistiques), cet effet n'est significatif à 0,05 que pour le Cd (Soissons a une teneur supérieure à celle de Ritmo), le Cu (Soissons a une teneur supérieure à celles de Ritmo, Sidéral et Trémie), le Mo (Trémie a une teneur supérieure à celle de Sidéral) et le Zn (Soissons a une teneur supérieure à celle de Trémie) (Tableau 2.8).

Tableau 2.8: Influence de la variété sur la concentration moyenne en Cu et Zn de blé tendre français.

Variétés	mg Cd.kg ⁻¹ MS	mg Cu.kg ⁻¹ MS	mg Mo.kg ⁻¹ MS	mg Zn.kg ⁻¹ MS
Ritmo	0,060	2,891	0,282	22,534
Sidéral	0,079	3,120	0,192	20,645
Soissons	0,087	3,722	0,253	22,120
Trémie	0,086	3,002	0,296	19,296

(Raimbault, 2001)

Chez le blé dur, il a été montré que la concentration en Cd dans le grain était contrôlée par un seul gène, et le gène faible-accumulation est dominant. Cette transmission simple, et la grande héritabilité de la concentration en Cd du grain, devraient faciliter la sélection de cultivars de blé dur à faible accumulation de cadmium (Clarke *et al.*, 1997).

En ce qui concerne le blé tendre d'hiver, l'étude INRA-ITCF de Jadé (1999) a porté sur 2 sites français de plein champ, sur lesquels 38 variétés (dont 26 communes aux 2 sites) ont été implantées. Les 26 variétés communes sont Altria, Apache, Atoll, Aztec, Baltimor, Bourbon, Cabestan, Cezanne, Charger, Cokpit, Dinghy, Elephant, Folio, Hynoseha, Hynovalea, Isengrain, Ormil, Ornicar, Pauillac, Rapor, Record, Sidéral, Soissons, Taldor, Texel et Trémie. Les variétés uniquement présentes sur le site de Thizay sont Allant, Bellovac, Critérium, Cyrano, Oracle, Oratorio, Picard, Rialto et Somme, alors que celles uniquement présentes sur le site d'Yrouerre sont Camp Rémy, Orqual et Rubens. Le sol du premier site (Thizay – Indre) est un calcosol argileux caillouteux sur calcaire dur oxfordien de Champagne berrichonne et celui du

deuxième site (Yrouerre – Yonne) est un rendosol argileux caillouteux sur calcaire dur oxfordien des plateaux de Basse Bourgogne. Les résultats statistiques ont montré qu'il existe un effet variété et un effet site sur la teneur en éléments-traces des grains de blé :

- Sur les 2 sites, Pauillac, Trémie, Rapor, Soissons et Sédéral sont les variétés (communes aux 2 sites) classées parmi les 6 variétés les plus accumulatrices en Cd et Atoll est la variété commune la moins accumulatrice en Cd. Sur le site d'Yrouerre, Orqual est la variété (cultivée uniquement sur ce site) qui est la plus accumulatrice en Cd; Picard l'est sur le site de Thizay. Sur le site d'Yrouerre, Hynoseha et Baltimor sont les variétés fortement accumulatrices en Cr et Ni, alors que Camp Rémy et Ornica sont les variétés fortement accumulatrices en Zn et aussi en Mg et Mn. Sur le site de Thizay, Trémie, Taldor et Folio sont les variétés fortement accumulatrices en Cr et Ni, alors que Bourbon et Ornica sont les variétés faiblement accumulatrices en Zn.
- Entre les variétés possédant la plus faible concentration en Cd et celle possédant la plus forte concentration en Cd, on note un facteur multiplicatif de 4 sur le site d'Yrouerre et de 3 sur le site de Thizay. De plus, d'un site à l'autre, pour une même variété, les concentrations en Cd du grain peuvent être multipliées par un facteur allant de 0,6 à 2. Entre la variété à teneur la plus faible en autres éléments-traces et la variété à teneur la plus forte, le facteur multiplicatif s'échelonne entre 1,4 (Zn sur le site de Thizay) et 26,9 (Ni sur le site d'Yrouerre).
- Les variétés dites faiblement et fortement accumulatrices en Cd communes aux 2 sites d'étude ne se retrouvent pas systématiquement parmi les variétés à faible ou forte teneur en un autre élément-trace et elles ne sont pas conservées d'un site à l'autre.
- Suivant la variété, le changement de site provoque une augmentation, une diminution ou un maintien de la teneur en Cd des grains. Les variétés dont le phénotype est le plus stable (capacité à toujours accumuler les mêmes gammes de teneurs en éléments-traces quel que soit l'environnement) sont pour le Cd Atoll, Apache et Cokpit et la moins stable est Ormil. Hynoseha, Baltimor, Cabestan et dans une moindre mesure Bourbon sont des variétés pour lesquelles les facteurs environnementaux ont un poids important sur la teneur en éléments-traces. Toutes les variétés n'expriment pas le même phénotype en fonction du site d'étude, ainsi les variétés dites fortement accumulatrices ont toutes une teneur en Cd dans les grains plus élevée sur Yrouerre que sur Thizay.

Enfin, l'étude montre que sur le site de Thizay, aucune des 35 variétés cultivées n'a une teneur en Cd dans les grains supérieure à la valeur recommandée par le CSHPF ($0,115 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ MS}$). Par contre sur le site d'Yrouerre, la variété Orqual (avec $0,142 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ MS}$) est la seule des 29 variétés cultivées à dépasser ce seuil.

Enfin, à l'intérieur d'une même espèce, l'accumulation en éléments-traces varie aussi d'un individu à l'autre et ceci même quand les individus sont des clones (expériences menées sur le saule) (Prasad & Hagemeyer, 1999).

■ Influence de la plante sur le sol

La plante modifie la composition physico-chimique et microbienne du sol proche de la racine, en absorbant des nutriments et en excréant des produits. La racine peut ainsi libérer des sécrétions, des métalliques, des mucilages, des cellules mortes, de O_2 et du CO_2 dans leur entourage, ce qui a pour effet de changer le potentiel redox et de faire baisser le pH (Bargagli, 1998). C'est pour cette raison que cette zone sous influence racinaire porte un nom spécifique : la rhizosphère.

L'équilibre entre le prélèvement de cations et d'anions influence le pH de la solution de sol. Quand la quantité d'ions positifs absorbés est supérieure à celle des ions négatifs, la quantité d' H^+ excrétés est plus importante que celle d' OH^- , et le pH du sol diminue jusqu'à quelques millimètres de la racine (Barber, 1995). Le pH peut être ainsi diminué d'une unité à 2 mm environ de la zone racinaire (Prasad & Hagemeyer, 1999). Les ions H^+ excrétés peuvent, par échange, relâcher les métaux des colloïdes du sol et accroître alors leur biodisponibilité et donc leur prélèvement par la plante.

La capacité des plantes à émettre des exsudats racinaires augmentant la solubilité des éléments-traces dans la rhizosphère dépend des espèces et des cultivars (Prasad & Hagemeyer, 1999). Deux types différents de réponse des racines à une carence en Fe ont été identifiés. Le premier est employé par les

espèces dicotylédones et monocotylédones, à l'exception des graminées, et est principalement l'augmentation de l'excrétion de protons. Le deuxième est typique des graminées et se caractérise par l'augmentation de l'excrétion de phytosidérophores dans la rhizosphère et un transport du Fe sous forme chélatée.

Certains acides organiques exsudés par les racines (*i.e.* citrate et malate) peuvent agir en tant qu'agent chélatant pour l'Al, le rendant non phytotoxique et en réponse à des concentrations en Al phytotoxiques, les racines de blé et de maïs Al-résistants, sont connus pour excréter rapidement de grandes quantités d'acides organiques de petit poids moléculaire.

La racine excrète aussi des exsudats organiques et minéraux. Certains, acides organiques ou acides aminés, sont de petite taille et peuvent favoriser le prélèvement des éléments-traces par la racine. D'autres, comme les mucilages, polysaccharides de très grosse taille, sont capables d'empêcher leur absorption par la plante. Ainsi, le mucilage (un composé contenant divers hydrocarbures) est surtout sécrété dans la coiffe racinaire et les zones apicales et possède une grande capacité à fixer et complexer les métaux (comme par exemple l'Al), ce qui prévient de leur prélèvement. Les exsudats produits sont dépendants de l'espèce, de la variété et des conditions du milieu. Par exemple, en condition de déficience en Fe ou Zn, certaines graminées excrètent des phytosidérophores (acides aminés particuliers) capables de complexer et solubiliser le Fe, le Zn, mais aussi le Cd, le Cu et le Mn. Seules les graminées produisent les phytosidérophores, et certaines variétés sont incapables d'en excréter. Par exemple la variété d'avoine Coker 227 excrète des phytosidérophores, mais pas la variété TAM 0-312.

La rotation des cultures peut être pensée aussi dans cette optique. Un précédent lupin fait augmenter la concentration en Cd des grains de blé, en partie car les racines du lupin acidifient le sol (Oliver *et al.*, 1993). Sur la base d'une revue bibliographique, Prasad & Hagemeyer (1999) ont schématisé les effets majeurs des associations plantes-microbes sur le devenir des éléments-traces dans la rhizosphère (Figure 2.12).

Les plantes, telles que le riz, vivant dans des environnements à bas potentiel redox, peuvent transporter l'oxygène produit par photosynthèse vers les racines et le relâcher dans la rhizosphère, où il relève le potentiel redox. Les métaux qui étaient sous forme de sulfures pourront alors être prélevés par la plante (Prasad & Hagemeyer, 1999). L'As et le Zn peuvent s'accumuler dans la rhizosphère des terrains marécageux, en se liant aux plaques d'oxydes de Fe formées à cause des conditions oxydantes à proximité des racines (Prasad & Hagemeyer, 1999).

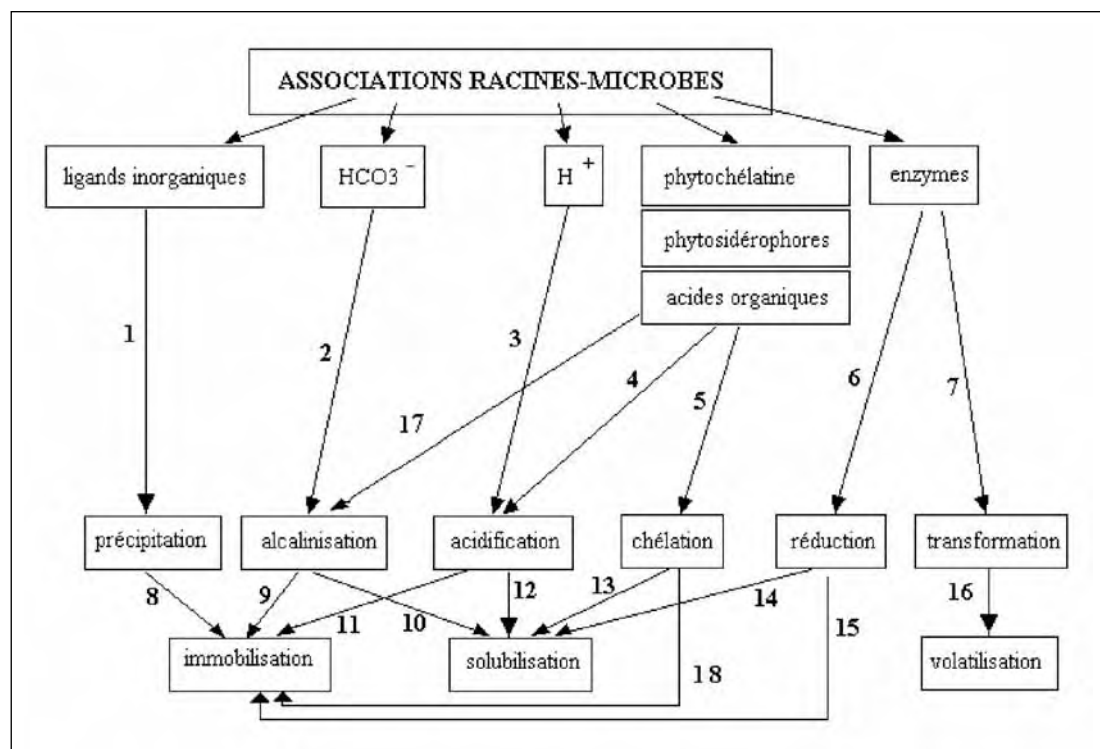
■ Influence des micro-organismes

La présence de carbone dans les exsudats racinaires multiplie le nombre de micro-organismes dans la rhizosphère (*cf.* Figure 2.12). Ces micro-organismes influencent les flux et le cycle des éléments-traces, car ces éléments peuvent être mobilisés, complexés et/ou accumulés par les processus bactériens (Bargagli, 1998). Les micro-organismes modifient le statut des éléments-traces autour de la racine, en minéralisant la matière organique, en complexant les éléments, en changeant le pH du sol, etc. Ils peuvent modifier la solubilité des éléments-traces et augmenter ou diminuer leur absorption par les racines. Certains excrètent des ligands organiques qui maintiennent les métaux en solution, les sidérophores.

Les mycorhizes sont des champignons qui forment une symbiose avec les racines. La plupart des plantes cultivées (plus de 80 %) vivent en symbiose avec des endomycorhizes, dont les filaments se trouvent dans la rhizosphère et à l'intérieur des cellules de la racine. Elles permettent d'augmenter la surface d'échange entre le sol et la racine, et favorisent l'absorption de P, mais aussi de certains éléments-traces comme le Cu et le Zn (Barber, 1995). Li *et al.* (1991) ont observé que 53 à 62 % du Cu prélevé par le trèfle blanc étaient dus aux mycorhizes.

Les champignons métalliques peuvent, dans certains cas, ralentir le transfert des éléments-traces du sol vers la plante, notamment lorsque les teneurs en éléments-traces dans le sol sont élevées sur un site pollué. Le mycélium peut diminuer le prélèvement de métaux dans les tissus racinaires (par fixation aux parois cellulaires, grains de polyphosphates, acides organiques et peptides de type métallothionine dans le mycélium) (Prasad & Hagemeyer, 1999).

Le fait que le prélèvement d'un métal décroisse ou augmente lors de la présence de mycorhize dépend de l'espèce et du métal.



Exemples d'éléments-traces concernés par les différentes voies :

1+8: Pb	6+15: Cr	13: Cu, Pb, Mn, Zn, Cd
3+11: Mo, Cr, As, Se	7+16: Se, Hg, As	14: As, Cu(II), Mn
3+12: Cd, Fe	9: Cd, Zn, Ni, Mn, Pb, Cu	15: Cr
5+13: Zn, Fe, Cu, Mn, Pb, Cd	10: As, Cr, Mo, Se	17+10: Se, As
6+14: As, Cu, Mn, Fe	12: Cd, Zn, Ni, Mn, Pb, Cu	

(Prasad & Hagemeyer, 1999, modifié)

Figure 2.12: Effets majeurs des associations racines-microbes dans les processus biogéochimiques influençant le devenir des métaux et métalloïdes dans la rhizosphère.

Les micro-organismes détruisent la matière organique et libèrent les éléments-traces chélatés par les acides humiques, qui entrent alors dans la solution du sol (Lamand, 1991a). D'autres micro-organismes entrent en compétition avec la plante pour l'absorption de certains éléments, comme le Zn (Loué, 1986).

■ Stade et âge de la plante

La quantité d'élément prélevée diminue avec le développement de la plante (Barber, 1995). La concentration dans les tissus diminue aussi, c'est ce qu'on appelle l'effet de dilution. Chez le maïs, il apparaît que le transfert de Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb et Zn vers la plante est interrompu en fin de cycle végétatif (Gomez *et al.*, 1992).

La proportion de Cu dans les racines et dans les feuilles diminue au cours du développement du maïs, au profit des épis, et dans une moindre mesure, des tiges (Jarausch-Wehrheim *et al.*, 1996).

Chez le ray-grass, sur une même parcelle, les teneurs diminuent entre le stade herbacé et le stade épiaison (Tableau 2.9).

Tableau 2.9: Concentrations en éléments-traces du ray-grass à deux stades différents

	Stade herbacé concentration (mg.kg ⁻¹ MS)	Stade épiaison concentration (mg.kg ⁻¹ MS)
Zn	50	20
Cu	6	4
Mo	1,1	0,8
Co	0,11	0,06
Se	0,05	0,035

(Coïc & Coppenet, 1989)

2.2.2.3. Facteurs climatiques

Les facteurs externes, telles que température et lumière, influencent non seulement la croissance des plantes, mais aussi leur prélèvement d'éléments-traces. Les facteurs climatiques changent l'offre du sol en jouant sur la forme chimique des éléments et modifient la physiologie de la plante et l'activité des micro-organismes.

■ Lumière

Le prélèvement d'éléments-traces par les plantes tend à augmenter quand la lumière augmente (Prasad & Hagemeyer, 1999).

■ Température

Le prélèvement augmente avec la température du sol, jusqu'à une température optimale dépendante de l'espèce végétale (Gomez *et al.*, 1988; Barber, 1995).

La température a, par ailleurs, un effet sur le sol. Elle joue sur les constantes d'équilibre des réactions qui dirigent la spéciation des éléments-traces dans le sol (Paulin, 1995).

Elle a aussi un effet sur la physiologie des plantes. Par exemple, une augmentation de la température sur les feuilles de la plante provoque un surcroît de transpiration, donc une augmentation du flux de masse et, dans certains cas, le prélèvement. Elle provoque aussi la croissance de nouvelles racines.

Il est bien connu que la carence en Zn sur le maïs se manifeste surtout les années à printemps froid. Des températures plus chaudes augmentent le prélèvement du Cd chez la morelle (*Solanum nigrum*) et celui du Cd et du Pb chez le ray-grass (*Lolium perenne*) (Prasad & Hagemeyer, 1999).

L'élévation de la température racinaire de 15 °C à 20 °C entraîne un accroissement de la concentration de Cd et Ni de plantules de maïs en solution nutritive. Pour le Cd, le phénomène est particulièrement important, puisque l'augmentation de la teneur est de 40 à 65 % (Gomez *et al.*, 1988).

■ Humidité

Elle intervient indirectement :

- en favorisant l'activité biologique, et donc la production de substances susceptibles de mobiliser les éléments,
- ou en modifiant le potentiel d'oxydo-réduction du sol (en général un excès d'humidité favorise des conditions réductrices),
- ou bien en influant sur la profondeur d'enracinement.

En années sèches, les racines descendent plus profondément dans le profil du sol, et prélèvent moins d'éléments-traces qu'en années humides si les éléments sont d'origine anthropique. À l'inverse, le prélèvement est plus important si les éléments ont une origine naturelle.

2.2.2.4. Facteurs liés aux techniques culturales

Les techniques culturales modifient les conditions du milieu et agissent donc sur les facteurs liés au sol, à la plante et les facteurs climatiques qui contrôlent le prélèvement. Certaines pratiques, comme le travail du sol, agissent à plusieurs niveaux. Le choix du labour, du non-labour ou du travail superficiel du sol a de multiples conséquences sur l'état d'aération du sol, son pH, la profondeur d'enracinement des racines. Lors d'un semis direct, la quantité de racines qui reste en surface est plus importante que lors d'un labour profond, modifiant la quantité d'éléments-traces prélevés, puisque la concentration en éléments-traces en surface et en profondeur sont différentes (Oliver *et al.*, 1993).

2.2.2.5. Facteurs liés aux caractéristiques des éléments et aux interactions entre éléments

Les macro-éléments et les éléments-traces qui possèdent des charges ioniques faibles et des rayons ioniques grands (*i.e.* K, Ca, Mg, Na, Rb, Fe, Sr, Ba, Pb, Cu, Zn, Mn, Co et Ni) sont plus solubles (donc plus phytodisponibles), tandis que les autres tendent à former des hydrolysats ou des complexes ioniques (Bargagli, 1998).

Les interactions entre éléments-traces sont assez complexes, et la croissance et la reproduction optimum des plantes ne nécessitent pas seulement une absorption adéquate d'éléments-traces mais ces éléments doivent également être dans les bonnes proportions (Bargagli, 1998).

Les racines des plantes sont exposées simultanément à une multitude d'éléments dans le sol et ces éléments interagissent de différentes manières. L'absorption d'un ion est influencée par la présence d'autres éléments ou molécules dans la solution du sol ou dans la plante. Les influences peuvent être positives ou négatives (Tableau 2.10). Par exemple, un élément peut stimuler ou inhiber l'absorption d'autres éléments, tandis que le manque d'un autre peut aggraver la toxicité de certains autres. Par ailleurs, l'effet physiologique combiné de 2 ou plus éléments peut être plus grand (interactions synergiques) ou plus petit (interactions antagonistes) que la somme des effets physiologique séparés de chaque élément (Bargagli, 1998).

Le prélèvement des éléments-traces est souvent inhibé par les macronutriments (surtout Mg, Ca et P) et les éléments-traces peuvent à leur tour inhiber l'absorption des macronutriments. Les deux groupes peuvent rentrer en compétition pour des mécanismes de transport communs dans les membranes et sur les protéines de transport. Par exemple et en vertu de leurs caractéristiques chimiques similaires (Bargagli, 1998) :

- Mg^{2+} et Mn^{2+} préfèrent des donneurs d'électrons tels que des phosphates ou des carboxylates pour former des liens stables;
- Se et Te peuvent être incorporés à la place de S et TI;
- K et AsO_4^{3-} peuvent être incorporés à la place de PO_4^{3-} .

Certains éléments, ayant une charge et une taille proches, peuvent être en compétition pour un même site d'absorption et la forte concentration en solution de l'un diminue l'absorption de l'autre (Barber, 1995). C'est le cas de :

- Tl^+ et K^+ ;
- MoO_4^{2-} et SO_4^{2-} ;
- SeO_4^{2-} et SO_4^{2-} .

D'autres éléments inhibent l'absorption pour des raisons encore peu connues. Par exemple, les phosphates en grande quantité inhibent l'absorption du Zn et du Cd, peut-être par précipitation de phosphates de Zn et de Cd insolubles dans la rhizosphère. La présence de P interfère également avec le prélèvement d'Al, et certaines expériences montrent qu'un complexe Al-phosphate se forme dans les parois cellulaires des apex racinaires de l'oignon (*allium cepa*) (Prasad & Hagemeyer, 1999).

On notera que si l'ajout d'éléments nutritifs affecte le prélèvement des éléments-traces suite à des phénomènes de compétition, cette influence n'est pas toujours très claire. En effet (Prasad & Hagemeyer, 1999), certains auteurs n'observent pas d'effets du Ca sur le prélèvement racinaire du Cd chez la betterave sucrière, tandis que la présence du Ca induit soit une augmentation du prélèvement du Cd chez d'autres espèces (bouleau), soit une diminution (saules et pois).

Le Zn diminue le prélèvement de Cd. C'est ainsi qu'une fertilisation zincique est préconisée en Australie en sol déficient pour diminuer la concentration en Cd du grain de blé.

Mais, par ailleurs, la teneur en Zn chez certaines plantes décroît lorsque le prélèvement de Cd, Pb et Cu augmente (Prasad & Hagemeyer, 1999).

La possibilité de diminuer le prélèvement d'un métal par addition de Se a aussi été discutée, car le Se précipite avec les métaux tels que Hg. Toutefois, aucun effet du Se sur le prélèvement du Cd ou du Cu n'a pu être montré pour le pois et la betterave sucrière, seul un relâchage de Cd des racines moindre en présence de sélénite ou de sélénate a été constaté (Prasad & Hagemeyer, 1999).

Dans les boues d'épuration, la forte teneur en Fe et en Zn joue probablement un rôle non négligeable sur la faible phytodisponibilité du Cd pour les plantes (Bourrelier & Berthelin, 1998).

Parmi les éléments-traces, Cd et Hg peuvent être en compétition avec Zn pour les radicaux -SH, le déplaçant des métallo-enzymes contenant du Zn. En conséquence et comme les éléments présentant des caractéristiques chimiques similaires peuvent être impliqués dans des processus biochimiques divers, certains éléments peuvent être à la fois antagonistes et synergiques par rapport à un autre élément (Bargagli, 1998), ces interactions étant variables (positive ou négative) selon les conditions. Ainsi, les interactions entre éléments affectent l'étendue et l'expression des stress environnementaux et il est connu que Ca peut augmenter les effets d'Al et d'autres métaux toxiques. De plus, la teneur de Ca²⁺ dans le cytoplasme peut signaler des toxicités métalliques (Bargagli, 1998).

Tableau 2.10: Interactions positives et négatives entre éléments présents dans le sol.

Élément	Interaction négative (inhibition du transfert)	Interaction positive ou négative selon conditions	Interaction positive (stimulation du transfert)
Ca	Cd, Co, Cr, Ni, Pb	Cu, Zn	
Mg	Cr	Zn	
P	As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, Se, Fe	Cu, Mo, Zn	
K	Hg, Cd, Cr, Mo, Tl		
S	As, Mo, Pb, Se, Zn		
N		Cu	Mo, Cd N, Cu
Cd	Zn, Fe, Ca, P, K, Mn		
Al	Cu		
W	Mo, Se		
Mn	Cu, Zn, As, Cr, Mo, Cd		
Fe	Zn, Cr, Mo, Cd, P		
Al	Cu		
Cu	Mo, Zn, Al, Mn	Cd, Ca, P, N	Cd
Co	Ca		
Cr	Ca, Mg, P, K, Mn, Fe		
Ni	Ca, P		
Pb	Ca, P, S		
Zn	S, Mn, Fe	Ca, Mg, P	
As	P, S, Mn		
Hg	P, K		
Se	P, S, W		
Mo	K, S, W, Mn, Fe	P	N
Tl	K		

2.3. Devenir des éléments-traces dans la plante

Les bases ...

Une fois entrés dans la racine de la plante, les éléments-traces peuvent circuler dans le végétal.

Une partie des éléments-traces **reste immobilisée** dans les parois des cellules racinaires.

Une autre partie entre dans les cellules racinaires et **se trouve piégée** par des acides organiques (exemple : acide citrique) ou d'autres molécules et stockée dans les vacuoles. Pour la plupart des espèces végétales, les racines retiennent la majeure partie des éléments-traces prélevés, ce qui explique que les teneurs y soient souvent plus élevées que celles dans les parties aériennes.

Enfin, une dernière partie **est transportée** par les parois cellulaires, puis entre dans les cellules et circule de cellule en cellule (voie symplasmique) jusqu'aux vaisseaux conducteurs de la sève brute, le xylème, qui les emmènent vers les parties aériennes. Le passage d'un organe à l'autre se fait *via* des transporteurs qui régulent la migration de l'élément et des mécanismes chimiques (complexation avec des molécules organiques, précipitation) qui en facilitent le déplacement ou le réduisent (séquestration). De ce fait, on observe soit une réduction des teneurs en éléments-traces de la racine à la graine (cas du Ni ou du Pb), soit des concentrations homogènes dans toute la plante, voire croissantes de la racine à certains organes.

Les éléments-traces sont distribués dans les différents organes, puis peuvent être remobilisés, c'est-à-dire changer d'organe ultérieurement en passant par les vaisseaux conducteurs de sève élaborée, le phloème, notamment selon les stades de développement de la plante. Le Zn et le Cu, par exemple, sont en partie remobilisés des feuilles vers les grains lors du remplissage des grains chez les céréales. Ce phénomène touche moins le Cr et le Cd ce qui explique que les quantités de Cr et Cd sont faibles dans les grains, alors que celles en Cu ou Zn sont plus importantes.

D'une façon générale, les teneurs en éléments-traces sont supérieures dans les organes végétatifs (feuilles et tiges) que dans les organes reproducteurs (grains et fruits).

Enfin, les éléments-traces peuvent également être évacués de la plante *via* les racines ou les feuilles. Ce phénomène reste toutefois mineur, ce qui explique que globalement le bilan est positif et que l'on observe une accumulation des éléments-traces dans la plante.

La répartition des éléments-traces au sein de la plante est étroitement liée à l'espèce végétale (Tableau 2.3). Certains pays envisagent de dresser des listes des espèces végétales à cultiver préférentiellement sur les sols pollués : celles qui n'accumulent pas les éléments-traces dans les organes végétaux récoltés (Coullery, 1997).

De la même façon, la variété est un facteur non négligeable dans la répartition des éléments-traces entre les différents organes végétaux. Ainsi, la sélection de cultivars qui excluent les éléments les plus toxiques des parties consommables apparaît une priorité dans la perspective de production végétale sur des sols légèrement contaminés.

De fortes teneurs en éléments-traces dans les végétaux ont deux conséquences :

- la première est une toxicité potentielle directe pour la plante (phytotoxicité), c'est-à-dire un dysfonctionnement pouvant aller jusqu'à une diminution du rendement et de la qualité industrielle des récoltes ;

- la seconde est une toxicité potentielle pour les animaux ou les hommes qui ingèrent les végétaux.

Les concentrations entraînant un effet de toxicité sur la chaîne alimentaire sont la plupart du temps inférieures à celles produisant une phytotoxicité. Dans la majorité des cas, les plantes peuvent contenir trop d'éléments-traces pour être consommées, tout en ne présentant aucun symptôme (ni changement de couleur des feuilles, ni chute de rendement).

Parmi les éléments traités dans cette brochure, le Ni, le Zn et le Co sont des exceptions à cette règle, puisqu'ils sont peu toxiques pour l'homme et les animaux.

Les éléments-traces sont sous forme de composés très divers dans les tissus végétaux, et donc dans les aliments d'origine végétale. Ces composés sont plus ou moins absorbables par le tube digestif selon leur forme chimique et selon la composition des aliments (Tableau 2.16). Leur toxicité est également variable.

En raison de cette diversité, la quantité totale d'élément-trace ingérée ne suffit pas pour définir l'effet toxique. Il faut prendre en compte la quantité qui entre véritablement dans le corps et la toxicité intrinsèque des différents composés présents.

2.3.1. Mécanismes de transport des éléments-traces au sein du végétal

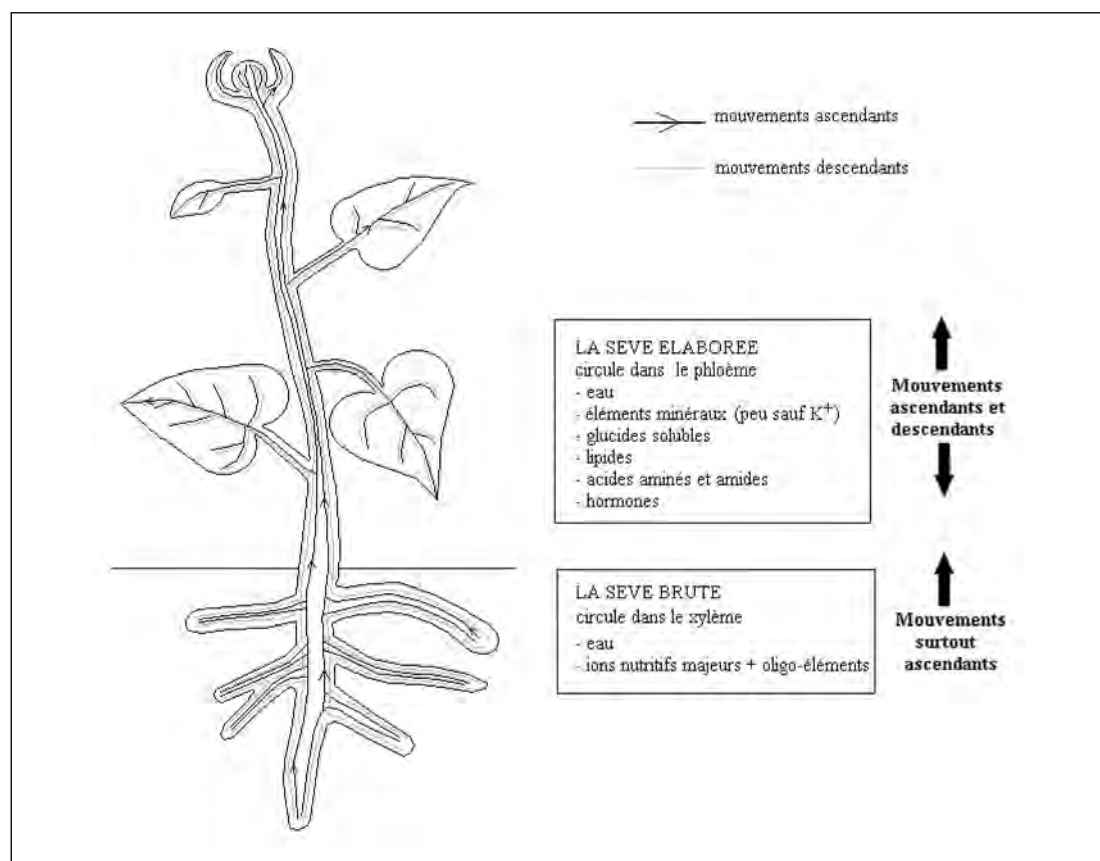
Le prélèvement, puis le transport des éléments-traces peuvent varier considérablement et dépendent non seulement des éléments-traces mais aussi des espèces végétales. Les différents métaux ne présentent pas la même mobilité et, à l'intérieur d'une plante, le Cd et le Zn sont par exemple plus mobiles que le Cu et le Pb. Il peut également y avoir de grandes variations entre espèces et même entre génotypes d'une même espèce végétale (Prasad & Hagemeyer, 1999).

Les éléments-traces sont surtout transportés par voie apoplastique dans les tissus des plantes. Afin d'atteindre les vaisseaux xylémiens des racines, les éléments-traces doivent d'abord traverser l'endoderme et les bandes de Caspary subérifiées, ce qui est difficile (Figure 2.4) (Prasad & Hagemeyer, 1999). En conséquence, la majeure partie du prélèvement des métaux est effectuée par les parties les plus jeunes de la racine où les bandes de Caspary ne sont pas entièrement développées. Par contre, on ne sait pas comment les métaux sont ensuite véhiculés vers les vaisseaux xylémiens (Prasad & Hagemeyer, 1999).

La sève xylémienne représente le principal moyen de transport des racines vers les parties aériennes pour les ions minéraux. La circulation de la sève brute (contenant les ions métalliques) dans le xylème se fait de bas en haut (des racines vers les parties aériennes) par poussée radiculaire et par appel foliaire lors de la transpiration (Soltner, 1999) (Figure 2.13). Dans les vaisseaux xylémiens, les cations métalliques sont probablement transportés, au moins en partie, sous forme de composés cationiques ou anioniques (complexes organiques). Le Zn l'est sous forme chélatée à des acides organiques, le Cu l'est sous forme complexée à des amino-acides, tandis que le Cd l'est probablement sous forme d'ion divalent et le Ni, sous forme d'un complexe Ni-peptide, voire d'un complexe Ni-histidine dans le cas des hyper-accumulateurs (Prasad & Hagemeyer, 1999). Les anions, quant à eux, sont transportés sous formes d'espèces inorganiques (Cataldo *et al.*, 1987). Les éléments-traces peuvent donc être sous forme d'ion libre ou de complexe avec des acides organiques, comme l'acide citrique, des acides aminés, des sucres, des phénols et des peptides (de Haan & Visser-Reyneveld, 1996). La paroi du xylème contient des groupes chargés négativement qui peuvent lier les ions positifs libres de la sève, comme les métaux, et freiner ainsi leur progression. Les éléments peuvent se lier avec des ligands de faible poids moléculaire, de façon à rester en solution pendant le transport. Ils peuvent aussi être incorporés dans les métabolites (Cataldo *et al.*, 1987).

Le transport est rapide. Le Se se déplace de 1 à 2 cm par heure de la racine vers les parties aériennes (Simonoff & Simonoff, 1991). Après 30 min, 15 % du Se absorbé par les racines est sous forme de sélénite ($\text{Se}^{4+} : \text{SeO}_3^{2-}$), et plus de 80 % est incorporé dans les acides aminés, probablement sous forme de séléno-méthionine (Simonoff & Simonoff, 1991).

Le transport des éléments-traces dans le phloème est probablement difficile car ce dernier est constitué de cellules vivantes contenant des substances et des ions sur lesquels il est facile de se fixer. Dans le cas du pois et après un traitement foliaire, le Cd semble être transporté vers les stipules situées à la base des pétioles des feuilles, mais il ne va pas plus loin et, au-delà de 40 h, ni le Cd, ni le Cu, ni le Zn n'atteignent les racines. Ceci a également été montré chez la betterave sucrière (Prasad & Hagemeyer, 1999). Toutefois, d'autres expériences ont montré un transport, limité, du Pb et du Cd des feuilles vers les racines dans des plants de fève et il est possible que les plantes montrent des aptitudes différentes au regard du transport par le phloème vers les racines (Prasad & Hagemeyer, 1999). Le transport par le phloème peut également se faire des feuilles vers les nouveaux organes de la plante ou les graines (par exemple le Zn peut être transporté dans le phloème des limbes foliaires ramollies jusqu'aux grains en cours de maturité du blé, le Zn ayant été transféré du xylème vers le phloème dans le pédoncule du blé) (Prasad & Hagemeyer, 1999). Certains auteurs suggèrent que la nicotinamide, qui a des propriétés de chélation vis-à-vis des métaux, pourrait servir de médiateur pour le chargement ou le déchargement des éléments-traces dans le phloème et prévenir leur précipitation dans la sève alcaline du phloème, et ainsi faciliter le transport des éléments-traces dans ce dernier (Prasad & Hagemeyer, 1999). Les formes chimiques des éléments dans le phloème sont différentes pour chaque élément. Le Zn est presque entièrement lié à des composés organiques, ainsi que le Cd et le Ni (de Haan & Visser-Reyneveld, 1996).



(d'après Soltner, 1999)

Figure 2.13 : Circulation de la sève brute et de la sève élaborée au sein d'une plante verte.

Les éléments-traces ont tendance à rester dans les racines, surtout quand l'apport est suffisant (pour les oligo-éléments). Il existe des « barrières physiologiques » empêchant le transfert de certains éléments (Cu, Zn, Co) des racines vers les parties aériennes. Le Pb est fortement immobilisé dans la paroi des cellules racinaires sous forme de pyrophosphate de Pb (de Haan & Visser-Reyneveld, 1996).

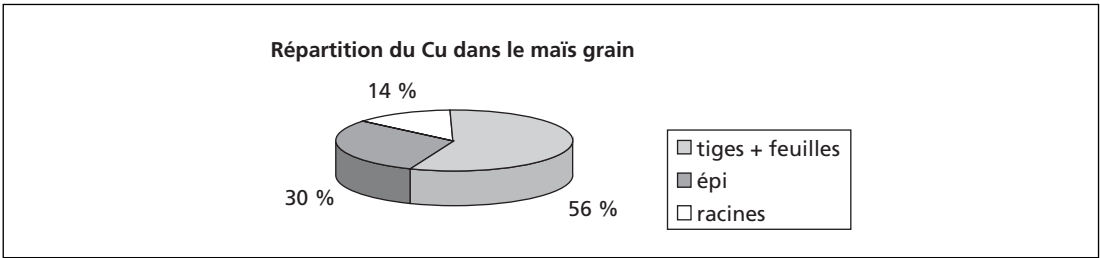
2.3.2. Concentrations en éléments-traces dans les différents organes de la plante

Les différents organes d'une même plante ont des teneurs contrastées (cf. Annexe 2: les teneurs naturelles dans les plantes cultivées et dans les aliments à base de végétaux, Tableau 2.11, Tableau 2.12 et Tableau 2.13). Généralement, les racines ont tendance à accumuler les éléments-traces, tels que Al, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn, et les parties reproductrices à les exclure. Les parties végétatives sont intermédiaires (CEN, 1995). Pendant leur transport dans la plante, les métaux se fixent largement sur les parois cellulaires, ce qui explique pourquoi la plus grande partie des métaux prélevés se retrouve dans les racines (environ 75 à 90 %) et qu'une plus petite partie l'est dans la pousse (Prasad & Hagemeyer, 1999). Les teneurs en Cd vont généralement décroissant dans l'ordre suivant : racines fibreuses > racines de stockage > tiges > feuilles > grains, fruits et tubercules (OFEFP, 1996; Prasad & Hagemeyer, 1999). Cette répartition n'est pas valable pour toutes les espèces végétales. Quelques espèces accumulent les éléments dans les feuilles plus que dans les racines, comme le tabac pour le Cd ou le colza pour le Tl.

Tableau 2.11 : Répartition des quantités de Cu, Cd, Ni, Pb, Zn et Cr présentes dans le maïs à la récolte.

		Parties aériennes	Tiges + feuilles	Épi	Grains	Racines
maïs grain	Cu		56 %	30 %	20 %	14 %
maïs ensilage	Cd	70 %				30 %
maïs ensilage	Cu	83 %				17 %
maïs ensilage	Ni	35 %				65 %
maïs ensilage	Pb	60 %				40 %
maïs ensilage	Zn	88 %				12 %
maïs ensilage	Cr	30 %				70 %

(Gomez et al., 1992; Jarausch-Wehrheim et al., 1996)



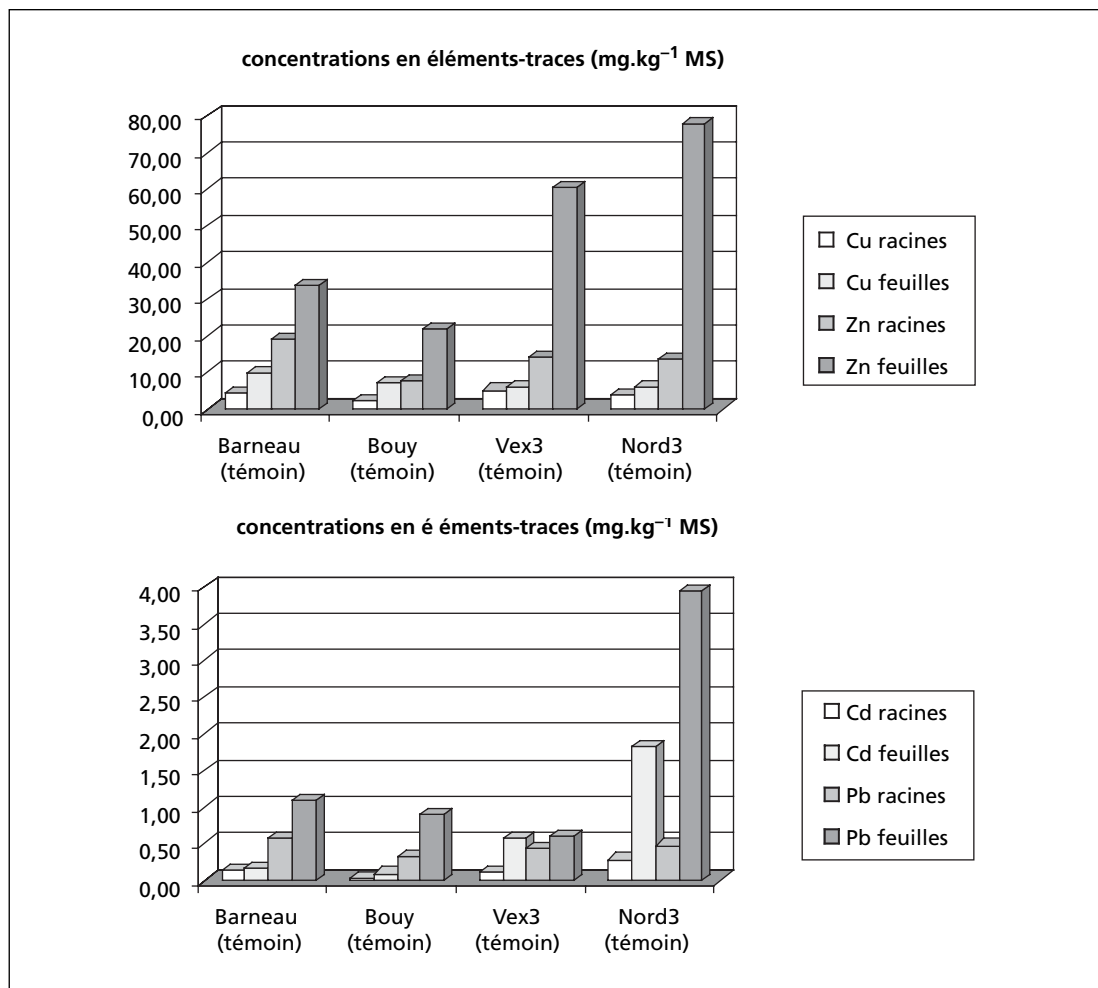


Figure 2.14: Comparaison des teneurs (mg.kg⁻¹ MS) en Cd, Cu, Pb et Zn dans la betterave sucrière sur quatre sites expérimentaux français.

En ce qui concerne les betteraves sucrières, deux études ont été menées en France afin de connaître les transferts d'éléments-traces dans la plante. Dans ce cadre, analysons les résultats obtenus sur les quatre parcelles témoins :

- Barneau (77) – sol limono-argileux (Affret *et al.*, 1999) ;
- Bouy (51) – sol de Craie (Affret *et al.*, 1999) ;
- Vex3 (dans le Vexin, 95) – sol limoneux (Colombé, 1999) ;
- Nord3 (59) – sol limono-argileux ? (Colombé, 1999).

Ces résultats montrent que :

- si on raisonne en concentration d'éléments-traces (mg.kg⁻¹), les feuilles sont systématiquement plus riches que les racines, même s'il existe de fortes variations d'un site à l'autre (Figure 2.14) ;
- si on raisonne en quantités d'éléments-traces prélevées (g.ha⁻¹), la répartition (en %) entre racines et feuilles, pour un élément-trace donné, dépend des caractéristiques du site (conditions pédo-

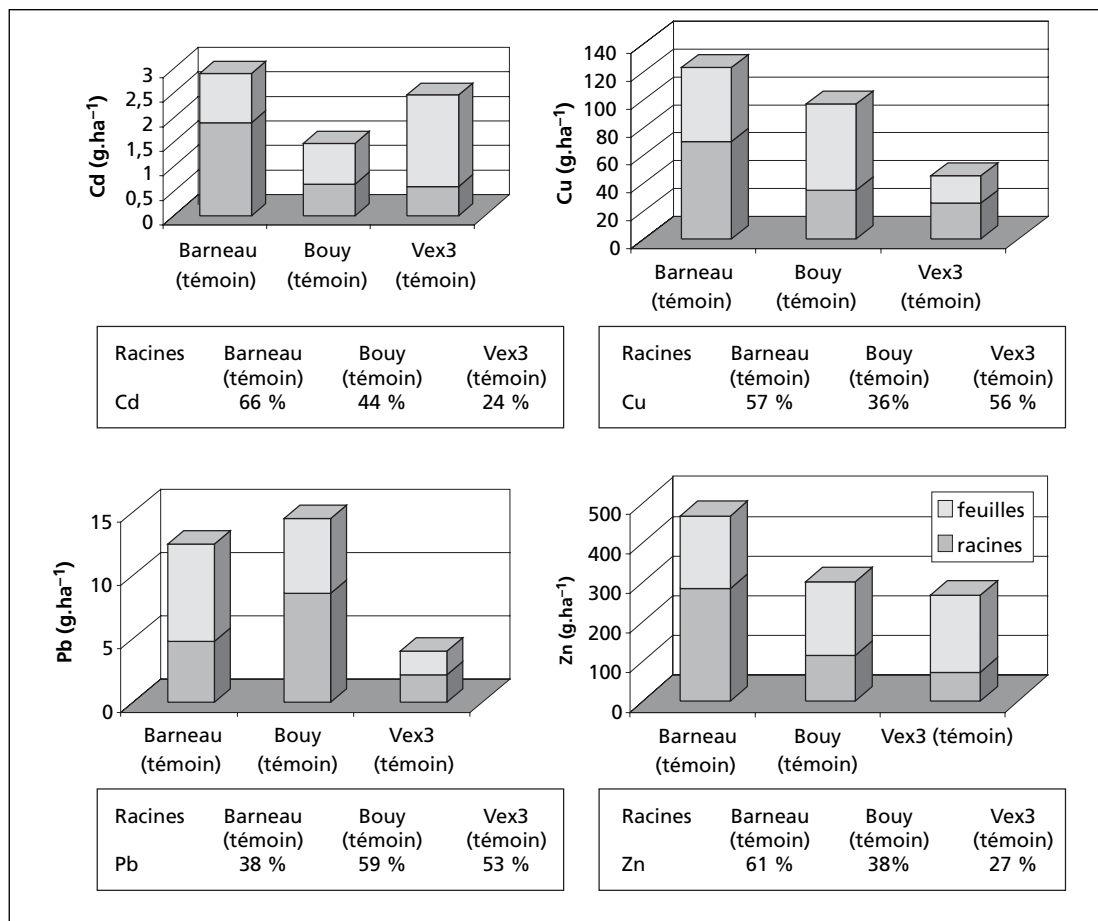


Figure 2.15: Prélèvement (g.ha⁻¹) du Cd, Cu, Pb et Zn par – et répartitions (%) – dans la betterave sucrière sur trois sites expérimentaux français.

climatiques probablement, voire variété de la betterave). Ainsi, si on trouve 66 % du Cd dans les racines de betterave dans le site de Barneau, on n'en trouve plus que 44 % sur le site de Bouy et 24 % sur le site de Vex3 (Figure 2.15). Il est en conséquence prudent d'éviter de généraliser les résultats obtenus sur un seul site expérimental.

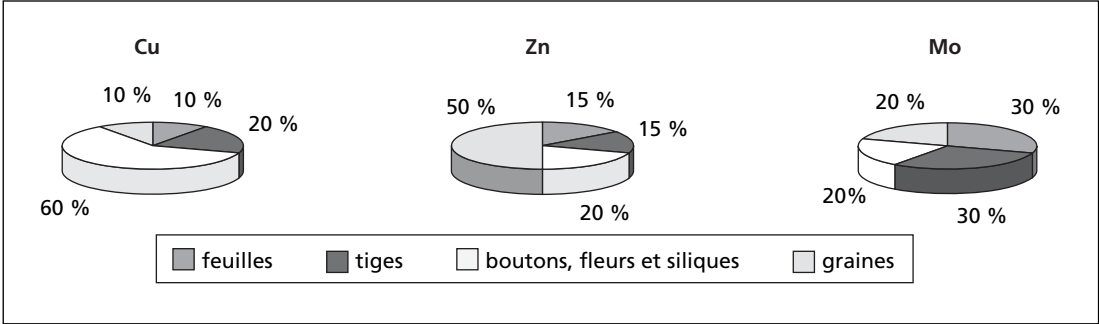
Les grains des céréales cultivées dans des conditions naturelles ont des teneurs en éléments-traces relativement basses et constantes (Bargagli, 1998).

Une enquête, conduite par l'US Department of Agriculture / Food and Drug Administration (l'équivalent du ministère de l'Agriculture aux États-Unis) et l'US-EPA (l'Agence de l'Environnement aux États-Unis), sur des cultures exemptes de contamination, montre que les fruits contiennent les concentrations en métaux les plus basses en Cd (en moyenne 0,005 g.g⁻¹ MS). Les grains et graines (haricots, maïs doux, blé, etc.) contiennent 0,03 g.g⁻¹ de Cd, tandis que les légumes-racines et les légumes-tubercules (carottes, pommes de terre, etc.) en contiennent 0,21 g.g⁻¹ et les légumes-fruits (tomates, concombres, etc.) contiennent 0,24 g.g⁻¹. Les métalliques (laitue, épinard, etc.), quant à eux, montrent généralement les concentrations les plus fortes en Cd. Ce qui donne pour le Cd l'ordre suivant :

Tableau 2.12: Répartition des quantités de Cu, Zn et Mo présentes dans le colza au stade G5.

	Feuilles	Tiges	Boutons, fleurs et siliques	Graines
Cu	10 %	20 %	60 %	10 %
Zn	15 %	15 %	20 %	50 %
Mo	30 %	30 %	20 %	20 %

(Merrien & Maisonneuve, 1989)



métalliques > légumes-fruits > légumes-racines et légumes-tubercules > grains et graines > fruits (Bargagli, 1998).

De plus, les métaux ayant une faible mobilité dans le phloème, comme le Zn, peuvent être stockés dans les graines à maturité. Chez le maïs à maturité, le Cu et le Zn sont notablement localisés dans le grain, alors que le Cd, Cr, Ni, et Pb sont surtout concentrés dans les feuilles (Gomez *et al.*, 1992). Les teneurs en Mo sont plus élevées dans les graines que dans les feuilles (Barber, 1995).

Par ailleurs, Kovács *et al.* (1994) ont montré que les plantes herbacées dicotylédones accumulent plus d'éléments-traces dans leur biomasse aérienne que les plantes herbacées monocotylédones.

Même au sein d'un organe, l'élément est localisé dans certaines parties. Dans le grain de blé, les concentrations en Cu et Zn sont plus élevées dans l'endosperme, l'aleurone et le péricarpe interne; les concentrations en Cd sont moins différenciées, mais sont moins élevées dans le péricarpe externe (Piec-zonka & Rosopulo, 1985). Par exemple, le germe du grain de blé contient 7,4 mg Cu.kg⁻¹, quand l'endosperme en contient moins de 2,0 mg.kg⁻¹. C'est pour cette raison que le raffinage des céréales affecte la concentration en éléments-traces de la nourriture qui en résulte. Par exemple, lorsque le grain de blé est transformé en farine, la concentration en Co chute de 89 % (Reilly, 1991). Dans les grains de céréales, le Se s'accumule plus dans le germe et le son, que dans l'endosperme (Combs, 1988).

Tableau 2.13 : Concentrations typiques (en mg.kg⁻¹ MS) d'éléments-traces dans les différentes parties de cultures (céréales, fourrage et légumes).

Espèce	Organe	Sr	V	Zn	As	B	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb
blé	racine *	12,0	12,0	384	/	< 2,0	54	0,8	3,70	6,00	6,5	/	274	/	8,60	6,40
	tige *	4,2	< 0,5	17	/	2,1	20	< 0,8	< 3,7	< 6,0	2,8	/	15	/	< 1,0	< 6,0
	feuille *	16,0	0,5	12	/	4,9	46	< 0,8	< 3,7	< 6,0	3,1	/	57	/	1,40	< 6,0
	grain **	/	/	25	0,01	1,2	/	0,03	0,02	0,10	4,5	0,01	40	0,30	0,30	0,50
orge	racine *	10,0	3,6	29	/	< 2,0	44	< 0,2	0,61	4,00	6,6	/	185	/	6,50	< 3,0
	tige *	9,4	< 1,0	17	/	2,8	17	< 0,2	< 0,3	< 4,0	2,4	/	12	/	0,81	< 3,0
	feuille	32,0	1,3	22	/	9,0	53	0,20	0,34	< 4,0	3,9	/	78	/	1,50	3,10
	grain **	/	/	28	0,01	1,8	/	0,02	0,02	/	5,0	0,01	25	0,36	0,20	0,45
avoine	feuille **	/	/	14	/	/	/	0,25	/	0,83	3,5	/	63	/	1,20	2,10
	grain **	/	/	30	0,01	2,0	/	0,02	0,02	/	4,0	0,01	60	0,45	0,40	0,50
trèfle	partie aérienne **	/	/	32	/	/	/	0,46	/	0,81	7,3	/	44	/	/	2,40
sulla	partie aérienne ***	/	/	31	0,05	30,0	120	0,03	0,15	0,72	11,0	0,12	81	/	1,90	1,00
laitue	feuille	/	/	50	0,2	2	5	0,25	0,10	0,20	8,0	0,05	30	/	1,2	0,40
oignon	bulbe	/	/	20	0,2	12	8	0,06	0,09	0,06	7,0	0,01	15	/	0,9	0,30
carotte	racine	/	/	30	0,1	9	9	0,08	0,08	0,10	6,0	0,02	19	/	0,8	0,50
asperge	partie aérienne	/	/	35	0,3	7	7	0,20	0,07	0,12	10,0	0,05	19	/	2,0	0,40

*: Hongrie; **: Pologne; ***: Italie.

(Bargagli, 1998). Données tirées de: Kabata-Pendias & Pendias (1984); Kabata-Pendias, Piotrowska & Dudka (1993); Kovács, Penksza, et al. (1994); Bargagli, Cateni et al. (1997); Brandt & Rickard (1996); Page, Chang & El-Amany (1987).

2.3.3. Les excréations des éléments-traces par la plante

Les métaux peuvent être évacués de la vacuole vers le cytoplasme ou du cytoplasme vers l'apoplaste et à partir de là, leur relâchage est possible vers le milieu environnant. Ce relâchage est probablement non métabolique (passif). Les métaux relâchés dans la rhizosphère le sont sous forme complexée ou libre (Prasad & Hagemeyer, 1999).

Il peut se produire également, dans les feuilles, un relâchage des métaux de la couche cuticulaire pendant les pluies dites « acides ». Ceci est dû à des phénomènes d'échange cationique entre les ions hydrogène et métalliques. Les métaux sont alors entraînés, lors du « rinçage » des feuilles, vers le sol (Prasad & Hagemeyer, 1999). Les métaux sous forme gazeuse (e.g. Hg (g)) peuvent également fuir à travers les stomates des feuilles dans l'air, lorsque celles-ci sont ouvertes (Prasad & Hagemeyer, 1999).

2.3.4. Formes chimiques des éléments-traces dans la plante et leurs implications dans la toxicité vis-à-vis des animaux et de l'homme

2.3.4.1. Diversité des formes chimiques des éléments-traces dans les végétaux

Les éléments-traces sont dans la plante sous forme de composés très divers, organiques et minéraux. Le prélèvement de métaux toxiques, leur transport dans la plante et la résistance de celle-ci vis-à-vis de ces métaux sont dépendants de leur spéciation, cette spéciation pouvant être modifiée par la plante elle-même (Prasad & Hagemeyer, 1999). Les cellules végétales résistent à l'effet cytotoxique des ions métalliques en séquestrant ces ions dans des complexes macromoléculaires intra-cellulaires stables (Prasad & Hagemeyer, 1999).

Les complexes métalliques sont synthétisés par la plante à partir des ions métalliques qui pénètrent dans ses cellules. La classification des complexants impliqués dans le transport et le stockage des métaux dans la plante (Planta, 2001 ; Prasad & Hagemeyer, 1999) est la suivante :

- les phytochélatines (qui sont des peptides courts) ;
- les métallothionéines (protéines très communes dans le règne animal, mais que l'on retrouve également dans le règne végétal comme par exemple dans la tomate) ;
- les acides organiques (dont les acides carboxyliques, en particulier : acide oxalique, acide citrique et acide malique, et aussi succinate, phytate, phtalate) ;
- les acides aminés et les acides mercaptiques (dont la glycine, l'acide glutamique, l'histidine, la cystéine et le mercapto-acétate) ;
- les polymères (dont les polysaccharides, les protéines = polypeptides, la pectine, l'ADN, l'ARN, la lignine, l'alginate) ;
- les autres petits peptides ;
- les autres protéines (ex. : ferritines) ;
- les complexants inorganiques (ex. : phosphates, chlorure, fluorure, sulfate, iodure, cyanure, alanine, formate) ;
- les polyphénols ;
- les enzymes ;
- etc.

Une partie des métaux est complexée par des molécules organiques dans le cytoplasme. La plupart sont sous forme d'ion ou de complexe avec l'acide citrique ou malique dans les vacuoles. On notera que si certaines espèces organo-métalliques entrent dans la plante suite à une contamination environnementale externe, d'autres peuvent être synthétisées dans la plante (méthyl-Hg, organo-As, organo-Se) (Prasad & Hagemeyer, 1999).

La synthèse de certains des composés complexants (telle que les phytochélatines) nécessite une protéine activée par le métal concerné (tels que Cd^{2+} , Cu^{2+} et Zn^{2+} pour les phytochélatines, Tableau 2.14) (Prasad & Hagemeyer, 1999). On notera dans le Tableau 2.14 que tous les métaux ne sont pas inducteurs de phytochélatines.

Tableau 2.14: Métaux inducteurs et non inducteurs de phytochélatines.

Métaux potentiellement inducteurs	Métaux non inducteurs
Ag, Bi, Cd, Cu, Hg, Ni, Sn, Sb, Te, W, Zn, SeO_4^{2-} , SeO_3^{2-} , AsO_4^{3-}	Na, Mg, Al, V, Cr, Mn, Fe, Co, Cs

(d'après Prasad & Hagemeyer, 1999)

Les métaux Cd, Cu, Hg, Pb, As sont fortement complexés par des phytochélatines, qui pourraient jouer un rôle dans la détoxification des métaux (Cataldo *et al.*, 1987) car les complexes phytochélatines-métaux sont moins toxiques pour le métabolisme cellulaire de la plante que les ions métalliques libres. Les phytochélatines peuvent également jouer un rôle important dans l'homéostasie cellulaire des ions métalliques (Prasad & Hagemeyer, 1999). Les phytochélatines fixent directement le Cd et le Cu et fixent le Pb et le Hg par compétition avec le Cd (Prasad & Hagemeyer, 1999).

Plusieurs expériences permettent d'avancer que les phytochélatines sont impliquées dans la détoxification des métaux. La première montre, que dans des cellules de tomates sélectionnées pour leur tolérance au Cd, les phytochélatines sont accumulées de façon bien plus importante que dans les cellules normales et sensibles. D'autres expériences, portant sur des suspensions cellulaires, montrent que plusieurs enzymes sensibles aux métaux tolèrent le Cd sous forme complexée avec des phytochélatines à des quantités équivalentes à 10 à 1 000 fois la quantité de Cd sous forme ionique libre (Prasad & Hagemeyer, 1999).

Certains éléments-traces (Co, Ni, Mo surtout) sont essentiels pour des processus environnementaux importants (e.g. : production microbienne de méthane et biométhylation d'éléments-traces). Certains composants de coenzymes ont une fonction très spécifique. La classe la plus importante de métallo-coenzymes est constituée par les tétrapyrroles qui sont, au moins partiellement, des ligands macrocycliques non saturés et qui peuvent sous certaines formes fixer fermement les ions métalliques divalents. Les plus connus sont probablement les analogues de cobalamine prévalente dans l'environnement. Une attention particulière a été accordée à la coenzyme B12 (forme adénosylée de la cobalamine) qui est responsable des processus de transfert des molécules CH_3 -ions métalliques (biométhylation d'Hg, de Pb et de Sn) (Prasad & Hagemeyer, 1999).

En ce qui concerne le Se et, en plus des espèces communes (sélénate SeO_4^{2-} et sélénite SeO_3^{2-}), un certain nombre de séléno-amino-acides ont été identifiés dans les plantes, l'espèce ubiquitaire prédominante étant la séléno-méthionine trouvée dans le blé et le soja (Prasad & Hagemeyer, 1999).

Le Se se trouve sous forme de composés organiques (séléno-méthionine) en général inclus dans des protéines. Certaines formes se rencontreraient aussi dans les acides nucléiques, sous forme de sélénobases (Simonoff & Simonoff, 1991).

Le Cd dans les grains de blé et de soja se trouve principalement dans la fraction protéique (Paulin, 1995).

Les polysaccharides et les glycoprotéines sont des constituants importants des plantes et contiennent de nombreux sites potentiels pour la fixation des éléments-traces (Prasad & Hagemeyer, 1999).

Depuis l'apparition des pots automobiles catalytiques, les émissions de Pt dans l'environnement sont bien plus importantes que prévues initialement. Quelques études sur le *Lolium multiflorum* montrent que le Pt est fixé à une protéine de l'herbe de masse moléculaire élevée (Prasad & Hagemeyer, 1999).

La concentration en Al, relativement élevée dans le thé, a également fait l'objet de recherches, car pour beaucoup de personnes, le thé est la principale source d'Al dans l'alimentation. Il s'avère que les ligands fixant les métaux dans les infusions de thé sont des composés poly-phénoliques présents de manière importante dans le thé (et d'autres plantes) (Prasad & Hagemeyer, 1999).

■ Au niveau des racines

Dans le cytoplasme des cellules racinaires, les métaux peuvent être immobilisés par la formation de complexes avec des ligands organiques tels que les acides organiques (acide citrique, acide malique, etc.), les acides aminés et les phytochélatines ou par la précipitation sous forme de granules. La complexation des métaux est le processus dominant (e.g. : Cd, Co, Fe, Mn et Zn). Chez de nombreuses espèces, l'entrée de métaux toxiques (Cd) dans le cytoplasme induit la synthèse de composés appelés phytochélatines. Les métaux ainsi complexés sont alors transférés vers la vacuole (puits très important pour la séquestration des éléments toxiques dans les cellules racinaires) ou transportés vers les parties aériennes (Bourrelier & Berthelin, 1998).

■ Au niveau des parties aériennes

Le caractère essentiel et/ou toxique d'un élément-trace dans l'alimentation humaine dépend de sa biodisponibilité (i.e. : il doit être facilement absorbable par l'intestin, puis utilisable dans le corps). Étant donné que la biodisponibilité des éléments-traces dépend de leur spéciation, il est évident que la concentration totale de l'élément dans l'alimentation n'est pas une information suffisante pour savoir s'il va être assimilé (Prasad & Hagemeyer, 1999). Il faut donc non seulement prendre en considération la biodisponibilité de l'élément, mais aussi la toxicité de la forme chimique sous laquelle il est (sachant qu'un même élément peut se trouver sous diverses formes chimiques).

2.3.4.2. Disponibilité intestinale de l'élément-trace

La disponibilité d'un élément-trace pour le tube digestif est fonction de (Solomons *et al.*, 1979 ; Reilly, 1991) :

- l'aliment : forme chimique de l'élément ;
- la composition de la ration alimentaire complète : interaction entre éléments, présence de phytates, de fibres qui diminuent l'absorption, ou bien d'acide ascorbique, de chélatants et d'acides qui favorisent l'absorption (Tableau 2.15) ;
- l'individu : variabilité génétique, âge (par exemple, le Pb présente une plus forte disponibilité pour les sujets jeunes).

Selon les éléments, l'ordre de grandeur de la proportion absorbée par l'organisme humain varie beaucoup (Tableau 2.16).

Tableau 2.15 : Influence de substances contenues dans les aliments sur l'absorption des éléments-traces par l'organisme.

Substance	Action de la substance sur l'absorption	Élément-trace sur lequel la substance agit	Organisme
acide phytique-phytate	↘	nombreux	
vitamine D	↘	Cd	homme
Ca	↘	Cd	homme
Zn	↘	Cd	homme
vitamine C	↘	Cd	homme
Ca + phytate	↘	Zn	monogastriques (porc, volailles)
Ca en excès	↘	Cu	ruminants
Fe en excès	↘	Cu	bovins
Hg	↘	Se	homme
As	↘	Se	homme
Cd	↘	Se	homme
vitamine E	↗	Se	homme
vitamine C	↗	Se	homme
vitamine A	↗	Se	homme

(Combs, 1988 ; Favier, 1991 ; Lamand *et al.*, 1991b ; Rothe *et al.*, 1992)

Tableau 2.16 : Absorption moyenne des éléments par l'organisme humain (en %).

Cr	Ni	Cd	Pb	Co	Zn	Cu	Se	Mo
0,5-1	3-6	6	10	5-45	20-30	30	80	100

L'acide phytique inhibe puissamment l'absorption intestinale de nombreux éléments-traces. Ce composé est particulièrement insoluble sous forme de phytate de calcium. Les phytates, abondants dans certains aliments végétaux, notamment les céréales, expliquent la difficulté de l'assimilation de certains éléments contenus dans ces aliments, malgré des teneurs totales élevées (Favier, 1991).

2.3.4.3. Conséquences de la variabilité de la digestibilité sur la biodisponibilité des éléments-traces des aliments

La qualité des fourrages est importante : le Zn d'un fourrage dont la matière sèche est peu digestible (foin récolté tardivement) est peu disponible. De plus, la teneur en Zn des plantes diminue avec leur âge (effet de dilution) (Lamand, 1991b).

Il a été montré que, chez le mouton, la disponibilité du Zn et du Cu est plus importante dans les ensilages que dans les foin pour deux raisons. Premièrement parce que le fait d'ensiler produit un environnement acide, et ensuite parce que le réticulo-rumen des animaux nourris avec ce type de fourrage a un pH plus faible. Le milieu acide conduit à une solubilisation des éléments minéraux (Conde Moreira & Ramalho Ribeiro, 1989).

La biodisponibilité du Se est élevée dans les céréales, les levures, mais est moindre dans les champignons, où il se présente sous forme de composés non protéiques (Loscheider, 1991). Les formes minérales réduites du Se ont une faible biodisponibilité, alors que les acides aminés contenant du Se (sélénométhionine) ont une bonne biodisponibilité (Combs, 1988). Les déficiences en vitamines B2, B6 et E ou en méthionine diminuent sa biodisponibilité (Combs, 1988).

2.3.4.4. Toxicité des diverses formes chimiques des éléments-traces

Les différentes formes chimiques d'un élément-trace n'ont pas toutes le même potentiel toxique. Par exemple, le Cr(III) est peu toxique pour l'homme, tandis que le Cr(VI) l'est.

La toxicité potentielle peut aussi provenir, non pas de la toxicité intrinsèque du composé, mais de la facilité de l'organisme à l'absorber. Par exemple, le Hg métallique est peu absorbé par le tractus intestinal et la faible proportion qui a été absorbée par l'organisme n'est pas stockée, mais excrétée à son tour presque totalement. Par contre, le Hg organique comme le mercure méthylé est fortement absorbé puis stocké par l'organisme. Il a le temps d'affecter certaines fonctions biologiques et est donc plus toxique (CEN, 1995).

2.4. Particularités des éléments

Les douze éléments ont été traités globalement dans ce qui précède, alors que chacun a un comportement chimique et biologique particulier.

2.4.1. As

Formes chimiques de l'As dans le sol

Dans le sol, l'As est sous forme d'arsénates (V) en conditions oxydantes (H_2AsO_4^- , HASO_4^{2-}), et d'arsénites (III) en conditions réductrices (HAsO_2 , AsO_2^-) (CCME, 1997). L'As peut, dans des conditions particulières, donner naissance à partir du sol à des composés volatils. Ainsi en milieu anaérobie, des bactéries méthanogènes peuvent donner lieu à la production de composés organo-métalliques arséniés volatils (Bourrelier & Berthelin, 1998). Un pH acide et un milieu très réducteur peuvent provoquer la formation d'arsine, ayant la propriété d'être très volatil et très toxique.

Prélèvement et distribution de l'As dans les organes des plantes

Chimiquement proches l'As et le P existent sous forme d'oxyanions, qui peuvent entrer en compétition pour les sites de fixation dans les sols et pour l'absorption par les plantes (CCME, 1997). Un apport d'engrais phosphatés diminue le prélèvement d'As par les racines. L'ion sulfate est aussi un compétiteur de l'arséniate vis-à-vis du prélèvement par la plante. Les arsénites (formes III) sont plus mobiles que les arsénates (formes V) (CCME, 1997). Les pH très acides (< 5) et basiques (> 8) favorisent le prélèvement de l'As par les plantes. Ce prélèvement dépend aussi de la valence de l'As: celui des ions arsénates est 3 fois plus important que celui des ions arsénites. L'As est phytotoxique, l'ion arsénite étant plus phytotoxique que l'ion arséniate, qui l'est plus que les composés organo-métalliques (MATE, 1997).

Problèmes particuliers

Facilement absorbé par la voie digestive l'As a une toxicité potentielle élevée pour l'homme. L'exposition chronique à l'As entraîne des troubles cutanés à type d'hyperkératose palmaire et plantaire et de pigmentation noirâtre des plantes de pieds (« maladie des pieds noirs »). L'As est aussi classifié comme une substance « cancérigène pour l'homme ».

Il est présent sur de nombreux sites industriels pollués. On le retrouve aussi dans certains sols agricoles suite à des traitements antifongiques, notamment en viticulture et arboriculture.

Autour des unités de traitement du minerai extrait de la mine d'or de Salsigne (Aude), des mesures effectuées par la DDASS, dans les légumes cultivés en bordure de l'Orbiel ou de puits voisins de cette rivière, ont montré une contamination importante en As (notamment les salades où des teneurs en As de $1,63 \text{ mg.kg}^{-1}$ ont été relevées, soit plus de 100 fois le seuil admissible). Ceci a entraîné la prise d'un arrêté préfectoral le 6/03/97, remplacé par un arrêté ministériel le 30/05/97, interdisant la mise sur le marché des légumes-feuilles (salade, chou, etc.) cultivés sur les terrains inondables ou arrosés par les eaux en provenance des affluents de l'Orbiel et de l'Orbiel dans les zones soumises aux rejets du site de Salsigne. La vente de thym semble aussi touchée (Bourrelrier & Berthelin, 1998).

L'As peut être aussi présent naturellement de façon importante dans les sols français. Ainsi l'Inventaire Géochimique du BRGM, réalisé dans le cadre de la prospection minière sur des échantillons de sols et sédiments de ruisseaux des massifs hercyniens (Alpes p.p., Massif armoricain, Massif central, Pyrénées et Vosges p.p.), a montré que l'As arrive en tête des éléments traces présentant des anomalies géochimiques fortes avec plus de 1 000 000 ha (où $\text{As} > 75 \text{ mg.kg}^{-1}$) (Bourrelrier & Berthelin, 1998).

2.4.2. Cd

Formes chimiques du Cd dans le sol

Dans le sol, le Cd est sous forme (II) : Cd^{2+} , CdSO_4 , CdCl^+ , CdHCO_3^+ , CdO , CdCO_3 , $\text{Cd(PO}_4)_2$, CdS , CdCl_2 (Ross, 1995).

La concentration de la solution du sol augmente fortement pour des $\text{pH} < 6$ (OFEFP, 1996). Il est alors sous forme Cd^{2+} ou de chélate d'acides fulviques (Ross, 1995).

Prélèvement et distribution du Cd dans les organes des plantes

Le pH est le facteur sol le plus important gouvernant la phytodisponibilité du Cd.

Très phytodisponible, le Cd peut s'accumuler dans les racines ou les parties aériennes.

Le chaulage, un apport de Cu ou de Zn peuvent diminuer le transfert du Cd vers les plantes.

La laitue, le chou et l'épinard sont des accumulateurs de Cd dans les parties consommées.

Problèmes particuliers

Le Cd a une toxicité élevée pour l'homme et une forte phytodisponibilité. Chez l'homme, l'exposition chronique excessive au Cd peut entraîner une insuffisance rénale, une pathologie osseuse (Itaï Itaï, décrit au Japon), voire favoriser une hypertension artérielle. Le Cd est considéré comme cancérigène pour l'homme et il présente des effets génotoxiques (Bourrelrier et Berthelin, 1998).

Les apports anthropiques de Cd dans les sols sont importants par rapport aux autres éléments-traces, par l'industrie (essentiellement par voie atmosphérique), les engrais phosphatés, l'épandage de déchets. Pour ces trois raisons, le comportement du Cd est étudié par les chercheurs plus fréquemment que celui d'autres éléments-traces, et ce métal est à surveiller en priorité pour préserver la qualité des récoltes.

2.4.3. Co

Formes chimiques du Co dans le sol

La disponibilité du Co pour les plantes est contrôlée par la présence des oxydes de Mn, qui fixent le Co (Farago, 1994). Le pourcentage de Co complexé varie de 0 à 69 % (Juste, 1993).

Problèmes particuliers

Chez les plantes, comme chez l'homme et le bétail, le Co semble poser plus de problèmes de carence que de toxicité.

2.4.4. Cr

Formes chimiques du Cr dans le sol

Le Cr se trouve sous forme Cr(VI) et Cr(III).

Le Cr(III) est largement majoritaire dans les sols, principalement sous forme de précipités insolubles d'oxydes de Cr (CCME, 1997). La forme (VI) (HCrO_4^- , CrO_4^{2-}) provient essentiellement des pollutions anthropiques (CCME, 1997). Dans les sols, le Cr(III) co-précipite avec de nombreux hydroxydes métalliques et le Cr(VI) peut co-précipiter avec l'hydroxyde d'Al sur une zone de pH comprise entre 7 et 9,4 (Bonnard, 1997). La matière organique a un effet réducteur vis-à-vis du Cr(VI) (passage au Cr(III)) et la stabilité du Cr(VI) est plus grande dans des sols à faible teneur en carbone organique et à pH élevé (Bonnard, 1997). Enfin, il peut y avoir formation dans les sols de composés organiques à base de Cr (Bonnard, 1997).

Prélèvement et distribution du Cr dans les organes des plantes

La phytodisponibilité du Cr est faible comparée aux autres éléments (Merian, 1991). Elle est accrue lors d'une déficience en Fe de la plante. Le Cr(III) a tendance à rester dans les racines, alors que le Cr(VI) est transporté vers les parties aériennes (Merian, 1991). Sous une forme adsorbée sur des hydroxydes métalliques, le Cr est peu phytodisponible (Bonnard, 1997). Le Cr dans un sol neutre ou basique sera plus phytodisponible que dans un sol acide (Bonnard, 1997).

L'épinard peut accumuler le Cr (Merian, 1991).

Problèmes particuliers

Le Cr est peu toxique pour l'homme et les végétaux, du moins dans sa forme la plus répandue (Cr(III)). La forme toxique est l'état d'oxydation +VI (Cr(VI)). La toxicité par voie orale est mineure car le Cr(VI) est réduit en Cr(III) au niveau stomacal. On signale cependant la possibilité d'effets gastro-intestinaux et notamment d'hémorragies (Bourrelie & Berthelin, 1998).

Le Cr est un élément essentiel pour l'homme et, en cas de carence, il peut se produire des troubles neurologiques périphériques, un état diabétique et une perte de poids (Bourrelie et Berthelin, 1998).

2.4.5. Cu

Formes chimiques du Cu dans le sol

Le Cu est sous forme (II) (Cu^{2+} , CuCO_3).

Le facteur sol important pour le Cu est le taux de matière organique et sa composition (son état de dégradation par exemple). En effet, le Cu a une très forte affinité pour les matières organiques et a tendance à former avec elles des complexes solubles (avec les acides fulviques par exemple) ou insolubles (avec les acides humiques par exemple). Bien que la matière organique contribue généralement à l'immobilité du Cu en formant de fortes liaisons, elle peut aussi augmenter la solubilité du Cu par la formation de composés solubles (CCME, 1997). Le Cu a un minimum de solubilité entre pH 6 et 8. Aux pH inférieurs à 6, il est majoritairement sous forme Cu^{2+} , et au-dessus de 8 sous forme complexée avec la matière organique soluble (Barber, 1995). La concentration en solution de Cu augmente fortement pour des pH < 4-5 (OFEFP, 1996).

L'adsorption sur les oxydes de Fe et d'Al est aussi importante (CCME, 1997).

Prélèvement et distribution du Cu dans les organes des plantes

Le Cu s'accumule dans les racines.

Le chaulage ou l'apport de matières organiques diminuent le transfert vers les plantes.

Le Zn ralentit l'absorption du Cu (Loué, 1986).

Un excès de Mo induit une carence en Cu (Loué, 1986).

Problèmes particuliers

Le Cu semble poser plus de problèmes de carence chez les végétaux, le bétail et l'homme, que de toxicité. Les manifestations pathologiques chez l'homme sont plutôt liées à une carence en Cu qui

entraîne anémie résistante au traitement par le Fe, retards de croissance associés à des troubles du métabolisme osseux, lésions cardiaques, troubles du système nerveux, etc. (Bourrelier et Berthelin, 1998).

Cependant, le Cu peut provoquer une phytotoxicité dans certains cas, comme sur des sols acides anciennement plantés en vignes ayant été traités à la bouillie bordelaise pendant des années. Il induit alors des symptômes de la chlorose ferrique et une diminution de l'absorption du Fe et du P (Loué, 1986). Ainsi, la pulvérisation de bouillie bordelaise pour des doses de cuivre-métal comprises entre 15 et 50 kg.ha⁻¹.an⁻¹, induit au bout de 6 ou 7 décennies une dose de Cu pouvant devenir phytotoxique dans les couches supérieures du sol. La vigne n'en souffre pas, son système racinaire étant installé beaucoup plus profondément, mais la toxicité cuprique se manifeste lors de replantations ou lors d'une culture intercalaire de céréale par exemple (Coïc & Coppenet, 1989). Les micro-organismes du sol sont très sensibles à la toxicité cuprique, ainsi que les ovins qui sont aussi réactifs aux carences en Cu (« ataxie enzootique » des agneaux) qu'aux excès de Cu (ictère hémolytique d'apparition retardée) (Bourrelier et Berthelin, 1998). Les bovins, porcins et poulets tolèrent de plus grands apports de Cu. L'utilisation de lisier de porc très riche en Cu peut produire des pâturages dangereux pour les moutons (Chappuis, 1991).

Les carences en Cu peuvent se manifester sur des sols (Schneider, 1989) :

- développés sur granite (sols pauvres en Cu) ;
- à pH élevé ou fortement chaulés ;
- organiques, tourbeux, car le Cu est fortement retenu sur ces matériaux insolubles ;
- à fortes teneurs en P ou fertilisé en N et P à haute dose.

2.4.6. Hg

Formes chimiques du Hg dans le sol

Le Hg dans le sol est sous forme inorganique (II) (Hg²⁺, HgCl₂, HgI₂, Hg(OH)₂, HgCO₃, HgS) et de composés organiques (généralement, mono- et diméthylmercure, et plus rarement, phénylmercure) (Ross, 1995). HgS est surtout dans les sols réducteurs, tandis que HgCl₂ est trouvé dans des sols en conditions aérobies et acides (Lévêque & Bonnard, 1998).

L'adsorption dans le sol est le processus dominant qui détermine le devenir du Hg (CCME, 1997). L'adsorption maximale se produit pour des pH compris entre 3 et 5 et dans cette gamme de pH, c'est la matière organique qui est la principale responsable de la sorption du Hg par formation de complexes organométalliques. Quand le pH augmente, la matière organique se dissout et le Hg, redevenu mobile, peut être adsorbé sur les argiles et les oxydes de Fe et de Mn. C'est principalement le Hg inorganique qui est adsorbé sur le sol, mais les composés organomercurels peuvent être fortement adsorbés pour des pH neutres. La rétention du Hg dans le sol peut se faire suite à la formation de produits peu solubles (HgS, HgCO₃) (Lévêque & Bonnard, 1998).

Plus la teneur en matière organique est importante dans le sol et plus la présence (relativement à la teneur totale en Hg) de méthylmercure est importante. Néanmoins, la proportion de méthylmercure n'excède pas généralement 5 % du Hg total (Lévêque & Bonnard, 1998).

Le Hg inorganique peut subir une méthylation par les bactéries aérobies et anaérobies. En conditions réductrices, le Hg est précipité sous forme de HgS et résiste à la méthylation. Quand les conditions deviennent aérobiques, HgS est oxydé en HgSO₄ qui, lui, peut subir la méthylation. Quant à la matière organique, elle semble favoriser la méthylation (Lévêque & Bonnard, 1998).

L'émission de Hg dans l'air à partir du sol se fait principalement sous forme de Hg⁰ et de Hg(CH₃)₂ et plus rarement sous forme de composés de monométhylmercure et de Hg inorganique. Après réduction en Hg⁰, le Hg mercurique (HgII) sous forme organique ou inorganique peut aussi être perdu par volatilisation. Le taux de volatilisation est fonction du type de sol ; généralement, il augmente avec la température et le pH, et il diminue avec une augmentation de la teneur en matière organique (Lévêque & Bonnard, 1998).

Prélèvement et distribution du Hg dans les organes des plantes

Les composés de méthylmercure sont mobiles, biodisponibles et fortement toxiques pour tous les organismes vivants (CCME, 1997). Ces composés sont également volatils et peuvent donc être absorbés

par les feuilles des végétaux. Ceci est particulièrement important pour les légumes-feuilles, qui n'accumulent pas le Hg *via* les racines depuis le sol, mais le bioaccumulent par absorption foliaire.

Par ailleurs, plus la teneur en matière organique d'un sol est élevée, moins le facteur de bioconcentration pour la plante est élevé (Lévêque & Bonnard, 1998).

Problèmes particuliers

Le méthylmercure ($\text{CH}_3\text{-Hg}^+$) et le diméthylmercure ($[(\text{CH}_3)_2\text{-Hg}]$) ont un fort pouvoir toxique vis-à-vis de l'homme, sans aucune mesure avec celui du mercure inorganique. Chez les mammifères, la biodisponibilité digestive est très faible pour le Hg et les sels mercuriels (environ 0,01 %), relativement faible pour les sels mercuriques (> 5%) et extrêmement élevée (environ 95 %) pour le méthylmercure (Bourrelier et Berthelin, 1998). Les dérivés alkylés à chaîne courte (méthyl- et éthylmercure), ont provoqué des empoisonnements collectifs au Japon (Minamata et Niigata) et en Irak. Les effets chez l'homme sont neurotoxiques et clastogènes, on peut également constater des dommages cérébraux localisés et réversibles chez l'adulte, mais généraux et irréversibles chez le fœtus. Enfin, quelques données épidémiologiques concernant les expositions professionnelles au Hg élémentaire suggèrent un effet délétère sur la reproduction. Le risque pour la santé humaine est préoccupant, marqué par la croissance des apports alimentaires (Bourrelier et Berthelin, 1998).

Durant la période 1945-1970, des fongicides et des produits de protection des semences contenant des organomercuriels ont été utilisés, entraînant dans certains cas des teneurs en Hg dans les sols atteignant 1 mg.m^{-2} (Lévêque & Bonnard, 1998).

2.4.7. Mo

Formes chimiques du Mo dans le sol

Le Mo est sous forme MoO_4^{2-} en solution car c'est la principale forme chimique existant au-dessus de pH 4,2 (Barber, 1995). Le Mo est fortement adsorbé par les argiles et les oxydes d'aluminium et de fer.

Prélèvement et distribution du Mo dans les organes des plantes

La disponibilité du Mo augmente avec le pH, ce qui le distingue des autres éléments-traces, et avec la teneur en phosphate du sol. Dans les sols, le molybdate a un comportement voisin de celui des sulfates et des phosphates (Loué, 1986). Le pH est le facteur sol dominant pour l'absorption du Mo par les plantes : son élévation la favorise (Loué, 1986). Dans les sols mal drainés, il peut y avoir un excès de MoO_4^{2-} assimilable et les teneurs dans les plantes peuvent atteindre des valeurs toxiques pour les animaux (Loué, 1986). Le P facilite l'absorption de Mo par les plantes, et le S la diminue (Loué, 1986). Les réserves des graines en Mo sont plus importantes que celles des autres oligo-éléments, et peuvent masquer une déficience des sols en Mo (Loué, 1986).

Problèmes particuliers

Le Mo est un élément à surveiller en région d'élevage, en raison de sa toxicité pour les ruminants.

Une carence en Mo arrive dans les conditions suivantes (Schneider, 1989) :

- excès de S dans le sol,
- sols sableux, lessivés, pauvres en matière organique,
- sols acides, en dessous de pH 5,5,
- sol sec.

2.4.8. Ni

Formes chimiques du Ni dans le sol

Il est sous forme (II) : Ni^{2+} , NiSO_4 , NiHCO_3^+ , NiCO_3 . La matière organique et son état de dégradation sont primordiaux pour le transfert sol-plante du Ni, car la CEC est un facteur important dans la chimie du Ni (Siberlin, 1996).

Prélèvement et distribution du Ni dans les organes des plantes

Le Ni est facilement prélevé par la plante.

Le chaulage diminue le transfert.

Les légumineuses ont tendance à plus accumuler le Ni que les autres familles végétales comestibles.

Problèmes particuliers

Le Ni est peu toxique pour l'homme (sauf allergies lors de contacts cutanés, voire troubles intestinaux par voie orale).

Les sols ferralitiques ferritiques développés sur les roches ultra-mafiques du sud de la Nouvelle-Calédonie contiennent des teneurs très élevées en nickel (environ 1 %). Une part importante des problèmes de phytotoxicité rencontrés, par les maraîchers notamment, ne trouvant aucune explication classique (carences en éléments majeurs ou mineurs, difficultés phytosanitaires, etc.), des travaux ont été menés par L. L'Huillier (1994). Ils montrent que la biodisponibilité du Ni est très variable suivant la position du sol dans le paysage et suivant l'horizon : dans les sols de piedmont, le Ni est très peu mobile et très peu biodisponible pour le maïs, quelle que soit la profondeur, d'où des risques de phytotoxicité faibles ; par contre, dans les horizons de plaine, et surtout dans les horizons profonds (40-60 cm), la faible croissance du maïs, associée à des teneurs en Ni dans les parties aériennes relativement élevées suggère des risques de phytotoxicité élevés. Les effets toxiques du Ni sur le maïs se traduisent par un ralentissement de la croissance des racines et par une diminution du nombre de grains par épi, ce qui implique une diminution significative de la production du maïs.

2.4.9. Pb

Formes chimiques du Pb dans le sol

Dans le sol, le Pb se trouve sous forme (II) : Pb^{2+} , PbHCO_3^+ , PbOH^+ , PbS , PbSO_4 , Pb(OH)_2 , PbCO_3 , PbO , $\text{Pb(PO}_4)_2$, $\text{PbO(PO}_4)_2$, PbCl^+ (Ross, 1995), et dans la solution de sol sous forme de Pb^{2+} , et de chélates d'acides fulviques (Ross, 1995).

Prélèvement et distribution du Pb dans les organes des plantes

Le facteur pH a un rôle important dans le transfert du Pb du sol vers les végétaux (Siberlin, 1996). L'adsorption sur les oxydes de Fe et d'Al est aussi importante (CCME, 1997).

Le Pb est très peu prélevé par les racines des plantes où il s'accumule. Le transfert sol-plante du Pb est négligeable par rapport au dépôt direct sur les parties aériennes de poussières contenant du Pb, surtout dans les zones urbaines ou industrielles ou le long des grands axes routiers.

Seuls les champignons, et dans une moindre mesure le céleri et certains fruits, accumulent le Pb.

Problèmes particuliers

Le Pb est très toxique pour l'homme. Ses effets concernent le système cardio-vasculaire, le système nerveux central et périphérique et le rein, voire le système auditif et visuel. Le fœtus et le jeune enfant sont particulièrement sensibles à l'effet toxique neuro-comportemental du Pb, caractérisé par une baisse peu ou pas réversible des facultés cognitives.

Les ruminants sont généralement très sensibles aux intoxications par le Pb.

Les sources de pollutions en Pb sont fréquentes et d'origines variées : conduites d'eau en Pb, essence plombée, métallurgie, etc.

2.4.10. Se

Formes chimiques du Se dans le sol

On le trouve sous forme (IV) et (VI). Dans les sols acides et faiblement aérés, le Se est sous forme de sélénures (Se^{2-}) de métaux ou de sélénium élémentaire métallique (Se^0), insolubles. Dans les sols alcalins

et bien aérés, il est sous forme de sélénites (Se_3^{2-}), sélénates (SeO_4^{2-}) ou molécules organiques, absorbables par les plantes.

Les micro-organismes du sol et les plantes sont capables de méthyler le Se et de produire des sélénures méthylés et diméthylés volatils. Les feuilles de plantes peuvent aussi absorber le sélénure méthylé émanant du sol.

Prélèvement et distribution du Se dans les organes des plantes

L'ail et le brocoli accumulent le Se de façon plus importante que les autres espèces comestibles.

Certaines espèces végétales dites accumulatrices, comme l'astragale, peuvent contenir plusieurs milliers de mg.kg^{-1} de Se, alors que la plupart des plantes fourragères, provenant de sols normaux, en contiennent entre 0,02 et 0,10 mg.kg^{-1} (Coïc & Coppenet, 1989).

Problèmes particuliers

Les effets sur la santé de l'homme sont plus souvent liés à des carences qu'à des excès. Ainsi, un certain nombre d'études épidémiologiques ont montré une relation inverse entre la mortalité par cancer et un déficit en Se dans le sol, dans l'alimentation, dans le sang ou les ongles des patients. Certaines régions de Chine ou d'Inde sont connues pour présenter des sols pauvres en Se. Le Se est probablement, parmi les métaux étudiés, celui où l'influence des variations géographiques du contenu des sols sur la variabilité dans les apports alimentaires humains des différents pays, est la plus grande (Bourrelier et Berthelin, 1998).

La concentration en Se dans les tissus animaux dépend de l'état nutritionnel et donc des sols s'il s'agit de fourrage distribué à des herbivores. Une étude menée au Canada montre que des agneaux et des veaux, élevés sur des prairies de l'Ontario déficientes en Se, présentent de faibles teneurs tissulaires en Se, comparables à celles retrouvées chez des animaux carencés des États-Unis ou de Nouvelle-Zélande. La nature du sol intervient dans la biodisponibilité du Se : celle-ci s'avère plus élevée chez des animaux (bovins, ovins, chevaux) alimentés à partir d'aliments ayant poussé sur des sols secs plutôt que sur des sols sableux et tourbeux.

En revanche, dans certaines régions (sols acides, teneurs élevées en Se), des bovidés peuvent présenter des signes d'intoxication (œdème et gangrène des extrémités, craquèlements cutanés, détachements des sabots, anorexie, etc.) (Bourrelier et Berthelin, 1998). La toxicité au Se est connue depuis les années 1930 chez le bétail pâture dans les grandes plaines nord-américaines (États-Unis, Canada) sous le nom d'*alkali disease* ou *blind staggers*. D'autres localisations de sols sélénifères ont été identifiées en Irlande, Israël, Australie, Russie, Afrique du Sud. L'intoxication des animaux se produit par l'intermédiaire des plantes poussant sur ces terrains. Chez les bovins, des troubles peuvent apparaître dès que la ration contient 5 mg.kg^{-1} de Se, la teneur dangereuse étant de 11 mg.kg^{-1} . Le cheval est très sensible car la teneur dangereuse est 3 mg.kg^{-1} . Les volailles, les porcs et d'autres espèces animales sont également susceptibles de souffrir de sélénose en consommant des végétaux produits sur des sols sélénifères, mais ceci n'a encore jamais été signalé en France (Coïc Y., Coppenet M., 1989).

2.4.11. TI

Formes chimiques du TI dans le sol

Le TI est sous forme (I) dans les sols (TI^+) et a un rayon ionique proche de celui du potassium. Son comportement est donc proche de celui du K^+ .

Prélèvement et distribution dans les organes des plantes

Il serait prélevé sous forme de TI^+ par les plantes. Le colza est l'espèce végétale comestible qui accumule le plus de TI, y compris dans ses graines. Les Brassicacées (choux, navet) ont de façon générale des concentrations élevées en TI par rapport aux autres familles.

Problèmes particuliers

Le TI est très toxique pour l'homme, mais peu de cas de pollution ont été recensés.

2.4.12. Zn

Formes chimiques du Zn dans le sol

Dans le sol, le Zn est sous forme (II) : Zn^{2+} , ZnSO_4 , ZnHCO_3^+ , ZnCO_3 , ZnFe_2O_4 , Zn_2SiO_4 , $\text{Zn}_3(\text{PO}_4)_2$ (Ross, 1995), et dans la solution du sol sous forme de Zn^{2+} ou plus souvent de complexe soluble avec les matières organiques (Barber, 1995). La proportion de Zn complexé dans la solution de sol augmente avec le pH (5 à 90 %). Le Zn échangeable diminue lorsque le pH augmente. Le Zn réalise aussi des complexes insolubles avec les matières organiques (Barber, 1995). La concentration minimale de Zn en solution est entre pH 7 et 8. La concentration en solution de Zn augmente fortement pour des pH < 6 (OFEFP, 1996).

Prélèvement et distribution du Zn dans les organes des plantes

Le facteur sol important pour le transfert est le pH (Siberlin, 1996).

Le Zn est fortement phytodisponible, et se trouve en quantités plus élevées dans les racines que dans les parties aériennes.

Le chaulage, un apport de terre fortement argileuse, un apport de fer ou de phosphore diminuent le transfert du Zn vers les plantes.

Dans le sol, en présence de fortes concentrations de SO_4^{2-} , il y a formation de ZnSO_4 soluble (Loué, 1986).

Le P forme avec le Zn du $\text{Zn}_3(\text{PO}_4)_2$ solide dans le sol, et diminue donc la phytodisponibilité du Zn (Loué, 1986). De plus, le P perturbe l'assimilabilité physiologique de Zn dans les tissus végétaux (Loué, 1986).

Problèmes particuliers

Le Zn est peu phytotoxique (Loué, 1986), sauf sur les sols fortement pollués.

Des carences en Zn se manifestent sur des sols (Schneider, 1989) :

- sableux, très lessivés (sols pauvres en Zn total),
- à pH élevé ou fortement chaulés,
- à fortes teneurs en P,
- froids ou en conditions d'intensité lumineuse forte.

En sols sableux et pauvres en matières organiques du sud-ouest de la France, une dose de $250 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de sulfate ($50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de Zn) diminue le rendement de la pomme de terre. En Bretagne occidentale, on peut craindre un effet dépressif du Zn à partir de $500 \text{ kg Zn} \cdot \text{ha}^{-1}$. C'est une éventualité possible au bout de plusieurs décennies d'utilisation de lisiers de porcs à forte dose, les aliments destinés aux porcs étant, en effet, fortement supplémentés en Zn dans les élevages intensifs (Coïc Y., Coppenet M., 1989).

Le Zn est peu toxique pour l'homme et ses dangers résultent plutôt d'une déficience. De même, la carence en Zn est plus fréquente chez les ruminants que ses manifestations toxiques (Bourrelier et Berthelin, 1998).

À retenir sur les transferts sol-plante des éléments-traces

Seule une faible fraction des éléments-traces totaux du sol est assimilable par les plantes : ceux qui sont dans la solution du sol, et ceux qui peuvent rapidement passer de la phase solide du sol à la solution du sol. C'est l'offre du sol. Elle dépend de facteurs liés au sol (concentration naturelle, pH, Eh, CEC), au climat (température, humidité) et à la plante (influence des racines sur le sol, influence des micro-organismes).

Pour une offre donnée du sol, chaque plante prélève plus ou moins d'élément selon son espèce végétale, sa variété, son âge. Les concentrations sont généralement plus élevées dans les racines, puis dans les parties végétatives, et enfin dans les parties reproductrices. Les teneurs sont donc généralement plus importantes dans l'ordre décroissant : légumes-racines, puis légumes-feuilles, et enfin fruits et graines. La forme chimique d'un élément dans le tissu végétal détermine sa disponibilité pour le tractus intestinal de l'animal ou de l'homme qui l'ingère, ainsi que sa toxicité.

Prévision

du transfert sol-plante des éléments-traces I

3.1. Généralités

Les bases ...

Depuis des décennies, les scientifiques tentent de prévoir le transfert des éléments-traces du sol vers la plante, afin de prévenir les carences en oligo-éléments des récoltes, la phytotoxicité ou les trop fortes concentrations dans des végétaux à vocation alimentaire. Mais, ainsi que nous venons de le voir, le nombre et la diversité des facteurs contrôlant le prélèvement, puis le transport vers les différents organes de la plante, rendent difficile cette prévision.

La teneur totale en un élément dans le sol ne suffit pas pour répondre à cette question, puisqu'elle ne prend pas en compte la forme chimique de l'élément dans le sol et dans la solution du sol, ni tous les facteurs liés à la plante.

Les facteurs retenus sont différents selon les cas, ils peuvent être liés au sol (pH, CEC ou taux d'argile, etc.) et/ou à la plante (famille, espèce, particularités morphologiques, etc.).

Deux types de prévisions existent :

- la première est le **modèle**, qui est une représentation simplifiée d'une réalité complexe,

décrite en termes de variables, de lois d'évolution et de paramètres (Guinot, 1995). À l'aide d'équations, il prévoit le transfert de façon chiffrée ;

- la seconde est le **test ou l'analyse**, qui évaluent une probabilité de transfert.

Trois types de modèles existent, le modèle mécaniste, le modèle fonctionnel et le modèle régressif.

- Le point de départ de la construction d'un **modèle mécaniste** est l'étude des mécanismes impliqués dans le prélèvement des éléments et dans la croissance de la plante. La compréhension fine des processus permet de prévoir l'impact d'éventuelles modifications des conditions de sol et de plante. En revanche, ce type de modèle fait intervenir de nombreux paramètres pour lesquels le modélisateur ne dispose pas toujours de mesures (Guinot, 1995). Ces modèles sont construits par des chercheurs, et restent pour le moment du domaine de la recherche. Ils sont complexes dans leur élaboration et dans leur utilisation.
- À la différence des modèles mécanistes, les **modèles fonctionnels** ne reposent pas sur l'étude de mécanismes identifiés, mais utilisent une description globale des phénomènes, avec des équations obtenues de façon statistique. Ces modèles présentent l'avantage de la simplicité (nombre réduit de paramètres et de variables d'entrée), mais ne peuvent pas prédire l'impact d'une modification du milieu (Guinot, 1995). Ils permettent par exemple de calculer l'exposition d'organismes (population, faune, micro-organismes, etc.) sur des sites pollués pour évaluer la nécessité de dépolluer le sol ou sur des parcelles faisant l'objet d'épandage de déchets. Certains modèles fonctionnels sont utilisés dans les domaines de la réglementation et de l'industrie (gestion des sites pollués notamment).
- Les **modèles régressifs** sont également des modèles statistiques de régression entre la teneur d'un végétal et une ou plusieurs variables, liées au sol, à la plante, au climat. Ce sont des modèles explicatifs *a posteriori*. Ils ne peuvent prévoir le transfert que dans des conditions similaires. Ils ne sont donc pas généralisables. Ils peuvent être utilisés dans le domaine de la recherche ou être utilisés dans celui de la réglementation (gestion des sites pollués notamment). En France, ce type d'outil mériterait d'être plus largement développé et utilisé (que ce soit pour la gestion des sites pollués ou pour la valorisation agricole des déchets organiques).

Les tests et les analyses regroupent les cultures de plante en conditions contrôlées, les extractions chimiques sélectives (voire séquentielles), les tests microbiologiques, et les méthodes isotopiques. Certaines extractions chimiques sélectives sont utilisées par la réglementation à l'étranger (gestion des sites pollués notamment). Ce type d'outil mériterait des efforts supplémentaires pour les rendre tout à fait opérationnels (normalisation, voire amélioration des méthodes, accompagnées de la constitution d'un référentiel d'interprétation en France) pour la valorisation agricole des déchets, voire pour la gestion des sites pollués. Les essais de phytoaccumulation en conditions contrôlées peuvent également être opérationnels et leur normalisation doit être encouragée. Enfin, les tests microbiologiques et les méthodes isotopiques semblent devoir pour le moment rester du domaine de la recherche, notamment pour ces dernières, car elles exigent des conditions de protection et d'autorisation que peu de laboratoires de routine possèdent.

3.1.1. Modèles

3.1.1.1. Modèles mécanistes

Le modèle « Uptake » de Barber & Cushman illustre bien la complexité des modèles mécanistes. Il permet de calculer T , **l'absorption de l'élément par les racines, pour une période donnée** t_m (Barber, 1984; Barber, 1995). Il prévoit la quantité d'élément prélevée, mais non les concentrations dans les différents organes, alors que c'est souvent le but recherché. T est issue d'équations décrivant l'influx de l'élément vers la racine ($J_r(r_0, S)$), i.e. l'offre du sol et le prélèvement par la racine, et d'équations décrivant la croissance de la racine (df/dt) (Figure 3.1).

L'offre du sol dépend des variables suivantes:

- c_{ji} : concentration initiale de l'élément dans la solution du sol,
- b : pouvoir tampon du sol vis-à-vis de l'élément. C'est le rapport de la concentration dans la solution présente dans 1 cm³ de sol sur la concentration de l'élément assimilable dans ce volume de sol,
- D_e : coefficient de diffusion effectif de l'élément dans le milieu poreux constitué par le sol.

Le prélèvement par la racine dépend des variables suivantes:

- v_0 : taux de l'influx d'eau dans la plante conséquence de l'évapotranspiration,
- I_{max} : influx maximal de l'élément dans la racine obtenu pour les concentrations en solution non limitantes,
- C_{min} : concentration minimale de l'élément dans la solution du sol en deçà de laquelle l'élément n'est pas absorbé par la racine,
- K_m : concentration de l'élément dans la solution du sol pour laquelle l'influx de l'élément dans la racine est la moitié de I_{max} ,
- L_0 : longueur initiale des racines.

La croissance de la plante dépend des variables suivantes:

- k : taux de croissance du système racinaire,
- r_0 : rayon moyen de la racine,
- r_1 : distance moyenne entre deux racines.

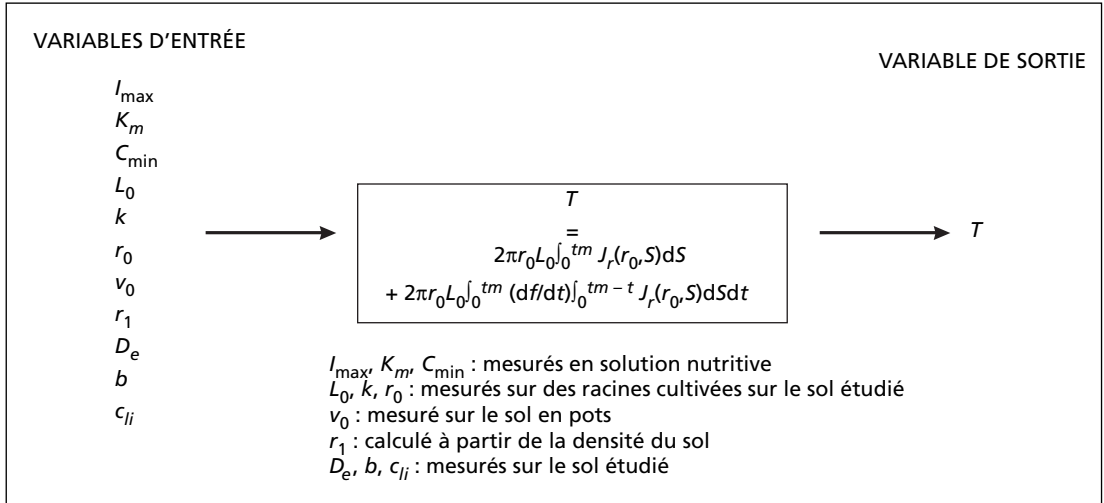


Figure 3.1: Modèle mécaniste de Barber, qui calcule l'absorption de l'élément par les racines pour une période donnée.

Ce modèle a été validé pour les éléments P et K (Barber & Silberbush, 1984) et en cours de validation pour Ni (Echevarria, 1996), Cd (Wu, 1989; Morel *et al.*, 1994), Zn (Mullins *et al.*, 1986). Un tel modèle est encore en développement pour les autres éléments-traces, et uniquement du domaine de la recherche. Son but est l'étude des mécanismes impliqués dans le transfert des éléments-traces du sol vers la racine. Il n'est pas destiné à être opérationnel pour l'agriculture, i.e. être utilisable pour prévoir des

concentrations en éléments-traces dans des récoltes. Mais si la demande s'en fait ressentir, des modèles simplifiés pourraient être élaborés à cette fin.

3.1.1.2. *Modèles fonctionnels*

Ces modèles sont utilisés dans les domaines de la réglementation et de l'industrie (cf. 3.2). À titre d'exemple, Shell International Petroleum Maatschappij B.V., en collaboration avec la recherche gouvernementale néerlandaise, a développé le modèle « HESP » (Human Exposure to Soil Pollutants – Exposition de l'homme aux pollutions du sol) (Veerkamp & Ten Berge, 1995). Ce modèle très général s'applique à tout type de site et de polluant (éléments-traces ou composés organiques) et n'est donc pas précis. Il permet par contre de faire un premier classement des sites selon leur degré de pollution. Les sites considérés comme pollués doivent ensuite faire l'objet d'une étude spécifique. Le modèle HESP calcule l'exposition de l'homme à un sol pollué et peut être inversé pour calculer la concentration de sol maximum correspondant à une exposition maximum tolérée

Il comporte 222 variables, et calcule l'exposition de l'homme à un sol pollué, par toutes les voies d'exposition possibles, dont la consommation de produits du jardin (Figure 3.2).

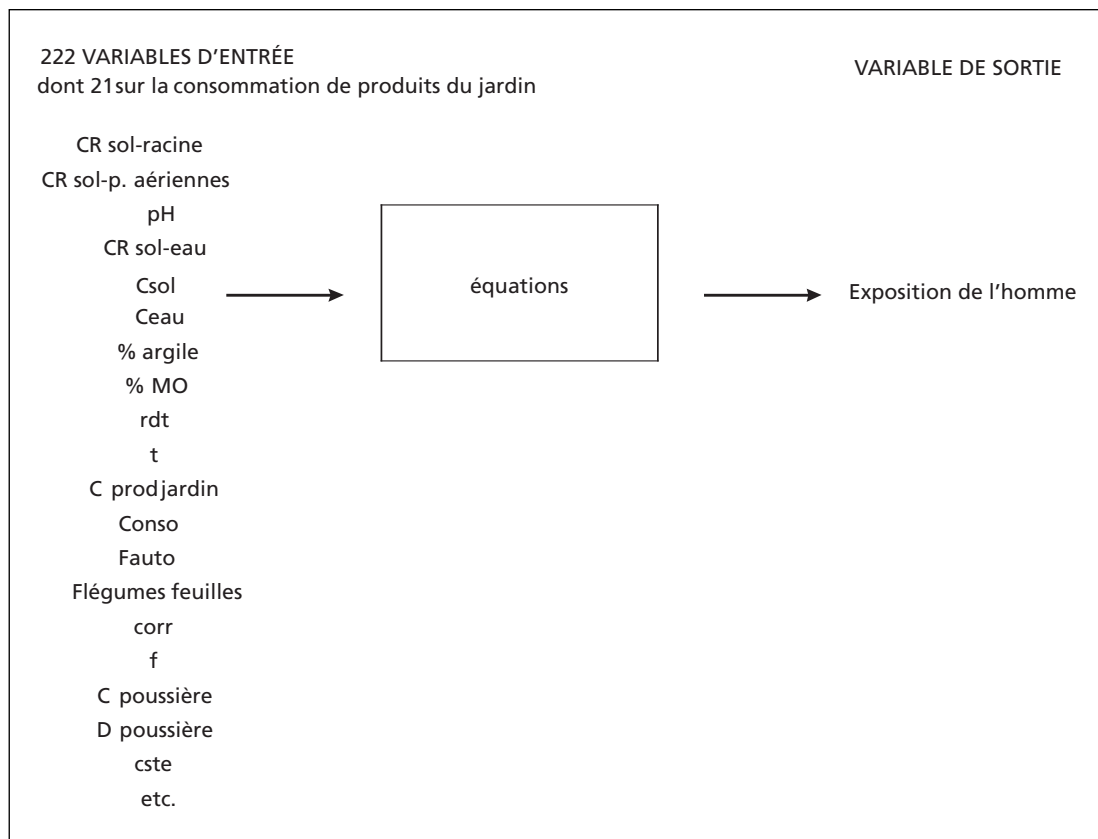
Certaines variables doivent être mesurées sur site (concentration du sol, pourcentage fraction granulométrique argileuse du sol, pourcentage matière organique du sol, concentration dans les poussières, etc.), d'autres peuvent être fixées par défaut (pour calculer les nouvelles valeurs C), comme les coefficients de répartition sol-plante (Tableau 3.1) ou comme le rendement, le temps de culture et la fraction de légumes feuilles dans les produits de jardin (Tableau 3.2).

Tableau 3.1: Coefficients de répartition sol-plante utilisés dans le modèle HESP.

Élément-trace	CR sol-racine	CR sol-parties aériennes
As	0,015	0,03
Ba	0,005	0,10
Cd	0,150	0,70
Cr	0,002	0,02
Co	0,015	0,03
Cu	0,100	0,10
Hg	0,015	0,03
Pb	0,001	0,03
Mo	0,015	0,30
Ni	0,070	0,10
Sn	0,015	0,03
Zn	0,100	0,40

Tableau 3.2: Rendement, temps de culture et fraction de légumes-feuilles dans les produits de jardin utilisés dans le modèle HESP.

Produit de jardin	Rendement (kg.m ⁻²)	Temps de culture (j)	Fraction de légumes feuilles dans les produits de jardin
maïs	0,300	180	1,00
mélange	0,280	180	0,53
herbe	0,200	30	1,00
légumes feuilles	0,380	100	1,00
laitue	0,440	60	1,00
légumes non feuilles	0,114	180	0,01



CR sol-racine: coefficient de répartition sol-racine

CR sol-p. aériennes: coefficient de répartition sol-parties aériennes

CR sol-eau: coefficient de répartition sol-eau

Csol: concentration du sol

Ceau: concentration de la solution du sol

% argile: pourcentage fraction granulométrique argileuse du sol

% MO: pourcentage matière organique du sol

rdt: rendement

t: temps de culture

Cprod jardin: concentration moyenne dans les produits de jardin

Conso: consommation de légumes

Fauto: fraction de légumes auto-consommés

Flégumes feuilles: fraction de légumes feuilles dans les produits de jardin

Corr: correction passage masse sèche à masse fraîche (fruits et légumes)

f: fraction de poussières de sol interceptées par les feuilles = 0,40

Cpoussière: concentration dans les poussières (dehors)

Dpoussière: taux de dépôt de poussières (dehors) = 60 mg.m⁻².j⁻¹

Cste: constante météorologique = 0,033 L.j⁻¹

Figure 3.2: Modèle fonctionnel HESP.

3.1.1.3. Modèles régressifs

À titre d'exemple, une expérimentation en Australie, sur 12 sites, avec 14 cultivars de pommes de terre a montré qu'il existait la relation significative suivante (coefficient de corrélation $r^2 = 0,75$) (McLaughlin et al., 1994):

$$C = 105,7 - 0,96 A - 8,3 \text{ pH}$$

Avec:

- C: concentration en Cd du tubercule,
- A: pourcentage d'argile du sol,
- pH: pH du sol.

Cette relation statistique n'est valable que dans ce cas local, et n'est pas généralisable. Ce type d'analyse est intéressant pour définir *a posteriori* quels ont été les facteurs prédominants qui ont contrôlé le transfert. Elle ne peut être utilisée pour prédire la concentration des tubercules de pomme de terre sur d'autres sites dans d'autres conditions pédologiques, climatiques, avec d'autres variétés et d'autres techniques culturales.

De la même façon, Kuboi *et al.* (1986) ont produit des modèles linéaires entre la concentration en Cd dans la plante et celle dans un sol type, pour plusieurs familles végétales. Les données ont été obtenues à partir d'une culture en pots sur sol sableux de 34 espèces végétales appartenant à 9 familles (Tableau 3.3).

Tableau 3.3: Modèles linéaires de type $\log v = a + b \log s$.

Avec: *v* la concentration en Cd dans les parties aériennes et *s* la concentration en Cd dans le sol, sur la base de la matière sèche.

Famille	<i>a</i>	<i>b</i>
Liliacées	0,600	0,930
Graminées	0,596	0,908
Chénopodiacées	1,203	0,832
Crucifères	0,896	1,133
Légumineuses	0,059	0,986
Ombellifères	0,555	1,230
Solanacées	1,068	0,899
Cucurbitacées	0,469	1,193
Composées	1,008	0,901

(Kuboi *et al.*, 1986)

Enfin, une étude, menée pour l'US Department of Energy (Bechtel Jacobs Company, 1998), a permis de développer des modèles régressifs pour huit éléments-traces (As, Cd, Cu, Pb, Hg, Ni, Se et Zn) à partir de données bibliographiques provenant de sols contaminés *in situ*. Les modèles ont ensuite été validés sur deux sites contaminés. Ils sont valables pour le feuillage et les tiges, mais ne le sont pas pour les fruits, les graines et les racines. Les auteurs recommandent l'utilisation de modèles régressifs mono-variables (de type log concentration dans la plante sur log concentration dans le sol) établis à partir de la bibliographie pour l'estimation prédictive de la concentration en éléments-traces dans une plante donnée à partir de la concentration en éléments-traces dans le sol étudié, pour les huit éléments étudiés. Ils recommandent également l'utilisation de modèles régressifs multi-variables (faisant notamment intervenir la concentration en éléments-traces dans le sol et le pH) établis à partir de la bibliographie, pour Cd, Hg, Se et Zn. Ces auteurs notent que les coefficients de répartition plante-sol (concentration en éléments-traces sur concentration dans le sol) ne sont que des cas particuliers des modèles régressifs mono-variables log-transformés, où la pente est égale à 1. Or ils constatent que ceci n'est pas vérifié pour la plupart des éléments-traces (pente en général < 1), suggérant que le coefficient de répartition plante-sol décroît quand les concentrations en éléments-traces dans les sols sont élevées, ce qui est confirmé par d'autres auteurs (*cf.* 3.2.2.7).

Les modèles régressifs sont utilisés dans le domaine de la recherche. Le cas particulier des coefficients de répartition plante-sol est largement utilisé dans la réglementation (*cf.* 3.2.2) et les autres modèles régressifs mériteraient sans doute d'y être plus largement utilisés, le développement de ces derniers restant à faire en France.

3.1.2. Tests et analyses

La plupart des éléments-traces potentiellement toxiques présentent une forte interaction avec le sol. Ils sont fortement retenus par la phase solide et leurs concentrations en solutions sont faibles. De ce fait, la demande de la plante est, dans les sols agricoles peu contaminés, non « satisfaite » et le sol contrôle

en grande partie le transfert des éléments-traces. **Connaître l'offre du sol est donc primordial pour prévoir le risque de contamination des récoltes.**

L'offre du sol peut être décrite par trois paramètres, l'**intensité**, la **quantité** et la **capacité**.

- L'intensité est la concentration de l'élément en solution. C'est de l'intensité que dépend le flux de l'élément entrant dans la racine (influx).
- La quantité est la dimension du compartiment de l'élément fixé de façon réversible sur la phase solide et susceptible de passer en solution.
- La capacité est le rapport de la quantité à l'intensité. On désigne également ce ratio par l'expression « pouvoir tampon ». Il donne une appréciation de l'aptitude de la phase solide du sol à approvisionner la solution du sol et à maintenir constante sa concentration. Le pouvoir tampon varie selon le type de sol mais aussi selon sa teneur en l'élément considéré (son niveau de contamination).

Ces trois paramètres sont mesurables, avec plus ou moins de facilité et de précision. Au sens strict, le compartiment biodisponible rassemble les grandeurs Quantité et Intensité de l'élément. L'intensité étant généralement très inférieure à la quantité, c'est cette dernière que l'on désigne (comme nous le ferons par la suite) comme le compartiment ou phytodisponible.

■ *Mesure du facteur Intensité*

L'intensité peut être connue par **analyse de la solution du sol**, celle-ci n'étant cependant pas aisée à recueillir, tout au moins en routine. La solution du sol peut être récoltée *in situ*, au moyen de bougies poreuses implantée dans le sol. On peut également avoir une bonne appréciation de sa composition en analysant l'extrait obtenu par centrifugation ou filtration sous vide d'un échantillon de sol à la capacité au champ. On utilise aussi la méthode du déplacement, qui consiste à déverser de l'eau à la surface d'une colonne de terre préalablement saturée et à l'équilibre physico-chimique (attente de 48 heures à saturation par exemple). La solution du sol (eau saturante) est déplacée par l'eau apportée, par une sorte d'effet de piston et récoltée au bas de la colonne, avant que l'eau du « piston » ne l'atteigne (Sterckeman, 2004, Communication personnelle).

3.1.2.1. *Culture de plantes*

Le test le plus fiable, pour estimer l'ordre de grandeur du transfert d'un élément-trace, afin de connaître le risque qu'il y a à cultiver une parcelle potentiellement polluée, consiste à cultiver en serre ou en chambre climatisée la plante désirée ou une plante test sur le sol choisi, pendant une courte période par rapport à la période normale de végétation, et d'analyser l'élément-trace dans les tissus (test de bioaccumulation). Ensuite plusieurs techniques d'interprétations peuvent être utilisées, sachant que l'essai en pot amplifie le transfert sol-plante.

Il est possible :

- de comparer la teneur observée dans la plante à un référentiel de concentrations préalablement établi par le laboratoire,
- ou de comparer la teneur à des témoins sur sol non contaminé bien caractérisé,
- ou d'extrapoler les résultats au stade de la récolte, à l'aide d'un abaque préalablement établi par le laboratoire :

concentration dans le grain à $t_2 = f$ (concentration dans la x^e feuille à t_1).

Le résultat qui aurait été obtenu au champ aurait été, selon toutes probabilités, différent à cause des conditions de culture différentes, mais ce test permet de dire s'il y a forte probabilité de transfert ou non avant de réaliser la culture au champ. Les inconvénients de cette méthode sont le temps de culture, plusieurs semaines, quand on veut une réponse rapide, l'influence de la variété qui n'est pas prise en compte et la nécessité de disposer de références nombreuses.

Ce type de test peut être demandé à certains laboratoires prestataires de services et est assez onéreux. Le coût analytique est la cause principale du prix élevé, ainsi que la main-d'œuvre. Il est important de discuter de ses objectifs avec le laboratoire, afin de pouvoir faire réaliser un test en adéquation avec ses besoins. Certains laboratoires proposent d'adapter les tests existants à chaque situation.

Exemple de test : test de bioaccumulation mis au point par Chaminade dans les années 1960, modifié :

- Cultures denses de ray-grass italien, en vases de végétation en serre régulée, avec 500 g du sol à tester, pendant 10 semaines.
- Témoin sur un sol de référence.
- Mesures de biomasse et de la concentration en éléments (pour chaque répétition, ou pour un échantillon moyen) de 3 récoltes (à 4, 7 et 10 semaines).
- Durée : 11 semaines.

Les avantages des essais en pots, par rapport aux essais au champ, sont : la possibilité de contrôler les paramètres climatiques (humidité, voire lumière et chaleur pour les serres climatisées, de plus on évite les aléas climatiques et les « effets années »), la possibilité de réaliser facilement des répétitions et de tester plusieurs sols et espèces végétales, la durée plus courte, la répétabilité et la reproductibilité plus grandes, etc.

3.1.2.2. Extractions chimiques sélectives

La mesure du facteur Quantité de l'offre du sol est faite classiquement par l'analyse de terre (cf. 3.2.3). Celle-ci consiste à mettre la phase solide du sol en suspension dans une solution aqueuse comportant un ou plusieurs composés chimiques susceptibles de dissoudre spécifiquement l'élément appartenant au compartiment phytodisponible. Deux grands mécanismes réactionnels sont utilisés pour cela, simultanément ou seuls : l'échange ionique et la complexation (ou chélation) (Sterckeman, 2004, Communication personnelle).

En pratique, les procédures les plus communes pour estimer la phytodisponibilité des éléments-traces dans les sols sont basées sur l'utilisation d'extractants particuliers. L'extraction chimique est définie par la mise en solution aqueuse d'une fraction d'un ou de plusieurs éléments présents dans la phase solide du sol. L'extractibilité est la faculté d'un élément à passer en solution. Elle est fonction de la solution d'extraction et des conditions opératoires (rapport volume de sol/solution, durée et mode d'agitation, température, concentration de la solution, etc.), mais également de la matrice étudiée et de l'état de l'élément dans le sol. C'est pourquoi, en appliquant une même méthode d'extraction à des sols de caractéristiques physico-chimiques variées, il est possible de mettre en évidence l'influence des paramètres du sol (pH, taux de matières organiques, taux de CaCO_3 , type d'amendement) sur l'extractibilité d'un élément (Lebourg *et al.*, 1994).

Une extraction chimique sélective consiste à mettre en contact une quantité de sol avec une solution (eau, solution saline, etc.), à agiter pendant un temps défini, à filtrer ou centrifuger le mélange obtenu, et à doser, dans leur totalité, les éléments-traces qui ont migré du sol vers la solution. Les extractants les plus utilisés sont les solutions salines (CaCl_2 , NaNO_3 , NH_4NO_3 , $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, acétate d'ammonium, BaCl_2 , AlCl_3 , etc.), les chélatants (DTPA, EDTA) et l'acide acétique.

La quantité d'éléments-traces extraite mesure la potentialité des éléments à passer du sol vers la solution du sol, et donc à être prélevés par la plante. Le lien de corrélation statistique expérimental entre la fraction extraite du sol, et la fraction que renferment des végétaux s'étant développés sur le sol étudié, mesure l'efficacité de la méthode pour un triplet sol-végétal-élément. Des abaques peuvent être construits par le laboratoire pour interpréter les résultats. Ce test très rapide prend en compte les facteurs liés au sol et permet de les classer selon les probabilités de transfert, mais non les facteurs liés à la plante ou liés au milieu. La principale limite de ce type de mesure est qu'il nécessite de disposer de références nombreuses pour chaque triplet sol-végétal-élément. Ces relations mathématiques sont donc recherchées, l'objectif étant de s'affranchir des tests biologiques par la suite. Une corrélation significative montre que l'extractant est un indicateur valable de la probabilité de transfert des métaux traces du sol vers la plante. Les références pour un triplet ne peuvent pas être transposées à un autre. De plus, sachant que la plante elle-même peut influencer le prélèvement de certains éléments-traces, il paraît évident que ce que l'on mesure n'est que la fraction phytodisponible, c'est-à-dire la fraction de l'élément-trace que la plante peut éventuellement prélever, mais pas la fraction totale qu'une plante prélève réellement (Prasad & Hagemeyer, 1999). Enfin, même en utilisant la même espèce, le prélèvement par les plantes n'est pas systématiquement corrélé avec la concentration d'élément-trace « phytodisponible ». Ceci est probablement dû au nombre important de génotypes au sein d'une même

population d’une espèce, ces génotypes présentant des capacités de prélèvements et de transport des éléments-traces différentes.

Ces analyses ne sont généralement pas proposées en routine par les laboratoires prestataires de service, mais peuvent leur être demandées. Mais il faut savoir que l’analyse des éléments-traces dans les extraits est souvent peu aisée, et que pour le moment des références complètes et organisées manquent en France pour interpréter les résultats.

■ *Utilisation des extractions chimiques sélectives*

Les techniques d’extraction, initialement développées pour diagnostiquer des sols carencés, sont normalisées dans de nombreux pays. Le manque d’oligo-éléments des cultures a été beaucoup surveillé dans les années 1970, et a conduit au développement de l’utilisation de certains engrais comme le B sur le tournesol et la betterave ou le Zn sur le maïs (Levassor, 1986). L’application des extractions chimiques à l’estimation des risques de toxicité est actuellement étudiée (Pays-Bas) ou déjà normalisée (Suisse, Allemagne) (Tableau 3.4).

Tableau 3.4: Méthodes d’extraction des éléments-traces du sol normalisées ou proposées à la normalisation en Europe.

Pays	Méthode	Objectif	Référence
Allemagne	NH ₄ NO ₃ (1 mol.L ⁻¹)	éléments-traces mobiles	DIN (1993)
France	Na ₂ -EDTA (0,01 mol.L ⁻¹) + CH ₃ COONH ₄ (1 mol.L ⁻¹) à pH 7	teneurs assimilables en Cu, Zn, et Mn (fertilisation)	AFNOR (1994): NF X 31-120
	DTPA (0,005 mol.L ⁻¹) + TEA (0,1 mol.L ⁻¹) + CaCl ₂ (0,01 mol.L ⁻¹) à pH 7,3	teneurs assimilables en Cu, Zn, Fe, et Mn (fertilisation)	AFNOR (1994): NF X 31-121
Italie	EDTA (0,02 mol.L ⁻¹) + CH ₃ COONH ₄ (0,5 mol.L ⁻¹) à pH 4,65	biodisponibilité de Cu, Zn, Fe et Mn pour les sols à pH acide	Unichim (1991)
	DTPA (0,005 mol.L ⁻¹) + TEA (0,1 mol.L ⁻¹) + CaCl ₂ (0,01 mol.L ⁻¹) à pH 7,3	biodisponibilité du Cu, Zn, Fe, et Mn pour des sols de pH neutre et basique	Unichim (1991)
Pays-Bas	CaCl ₂ (0,01 mol.L ⁻¹)	biodisponibilité et mobilité des métaux lourds de sols pollués	Houba <i>et al.</i> (1990)
Suisse	NaNO ₃ (0,1 mol.L ⁻¹)	teneur soluble en Cu, Zn, Cd, Pb, et Ni et risques d’écotoxicité	VSBö (1986)
Royaume-Uni	EDTA (0,05 mol.L ⁻¹) à pH 4	biodisponibilité de Cu	MAFF (1981)

(d’après Lebourg *et al.*, 1996)

■ *Avantages et inconvénients des divers extractants*

Sauf indication contraire, la suite provient essentiellement du travail de synthèse de Lebourg *et al.* (1996).

Quatre types de solutions d’extraction sont principalement cités: l’eau distillée, les acides dilués, les complexants organiques et les solutions salines non tamponnées. Comme l’indique le tableau 3.4, la normalisation s’oriente vers les complexants (EDTA, DTPA) et surtout les solutions salines (NH₄NO₃, CaCl₂, NaNO₃).

Les complexants organiques mettraient en solution les éléments échangeables ainsi que ceux complexés principalement par les matières organiques et ceux fixés sur les oxydes de Fe, Mn, Al, susceptibles d'être eux-mêmes mis en solution par le réactif. L'EDTA (acide éthylène diaminotétracétique) et le DTPA (acide diéthylène triaminepentaacétique) sont les composés les plus utilisés. Les quantités extraites par l'EDTA suivant la norme AFNOR se révèlent souvent élevées, surtout pour le Cu et le Pb, et peu corrélées aux teneurs réellement phytodisponibles. En effet, ce réactif a tendance à mobiliser les éléments retenus dans des compartiments du sol que les racines ne peuvent atteindre et donc à surestimer les teneurs phytodisponibles.

L'EDTA et le DTPA ont la propriété de former avec les cations métalliques des complexes stables. Leurs constantes de stabilité sont élevées. De ce fait, elles déplacent vers la solution d'extraction les éléments-traces assez énergiquement retenus par la phase solide du sol. C'est ainsi qu'elles peuvent dissoudre, en plus de la totalité des cations échangeables, ceux qui sont complexés à la surface des oxydes de fer ou complexés par les substances humiques, compartiments qui auraient peu alimenté la solution du sol dans le temps imparti au prélèvement par la plante. Le DTPA possède un pouvoir d'extraction plus faible que celui de l'EDTA, mais plus fort que celui des solutions salines. L'utilisation du DTPA peut se révéler efficace, mais ne s'applique qu'à des types de sol et de métaux spécifiques (Lebourg *et al.*, 1994). Il ne s'applique qu'à des sols de pH basique ou neutre et pour l'étude de carences en Cu, Zn, Mn et Fe. Il semble que les phénomènes de compétition entre les éléments présents dans les extraits de sols acides ou pollués et la possible saturation de la capacité de complexage du réactif soient un frein à l'estimation des risques de toxicité liés à la phytodisponibilité des éléments-traces à l'aide d'un chélatant.

Barona et Romero (1997) et Brun *et al.* (1998) observent que les quantités de Cu extraites des sols par l'EDTA et le DTPA sont non (ou rarement) corrélées avec les teneurs en Cu des parties aériennes de plantes sauvages. Les méthodes basées sur l'EDTA et le DTPA ont été développées pour l'établissement des diagnostics de carence en oligo-éléments tels que Cu, Fe, Mn et Zn. Ils permettent ainsi d'évaluer le stock ou plutôt le niveau d'élément disponible pour assurer l'alimentation minimale d'un végétal. Les quantités qu'elles extraient sont nettement supérieures à celles extraites par les solutions salines. Dans certains cas, comme celui du Cd, ces quantités sont proches de la quantité totale de l'élément. Elles correspondent cependant au compartiment biodisponible (en équilibre avec la solution du sol) ainsi que cela a été montré par dilution isotopique et permettent donc une évaluation de celui-ci. Cependant, les quantités extraites par les solutions de molécules chélatantes ne sont généralement pas ou peu corrélées à celles extraites par les végétaux cultivés. Comment expliquer ce paradoxe ? Par le fait que le compartiment des éléments sur la phase solide en équilibre avec la solution du sol regroupe des éléments qui ne présentent pas tous le même degré de liaison avec la phase solide et que la demande de la plante n'est pas suffisante (en intensité et/ou en durée) pour déplacer tous les éléments de ce compartiment vers la solution (Sterckeman, 2004, communication personnelle).

La solubilisation des éléments avec les solutions salines se ferait essentiellement par réaction d'échange cationique.

Si les différents réactifs à base de solutions salines sont utilisés sur une même série de sol pour extraire un cation métallique, les résultats obtenus sont généralement différents mais linéairement corrélés entre eux (proportionnels). Ceci suggère que l'on n'extrait pas la totalité du compartiment des ions échangeables, mais une quantité proportionnelle à celui-ci. Cette proportion varie notamment avec la capacité d'échange de l'ion du réactif (le Na^+ échange moins que le Ca^{2+}). Ces réactifs sont susceptibles d'être utilisés pour différents cations métalliques, voire pour des métalloïdes (As, Se). Les concentrations en éléments-traces dans les extraits sont faibles. Leur mesure est difficile et cela d'autant plus que la solution utilisée est concentrée ou comporte des composés interférents (comme Cl en détection par spectrométrie de masse ou Na en absorption atomique de four de graphite). Il est donc préférable d'utiliser des solutions diluées. Pour cette raison, le CaCl_2 à $0,01 \text{ mol.L}^{-1}$ semble être un bon compromis, car il est le moins concentré des réactifs qui permet une extraction suffisante de la plupart des éléments (Sterckeman, 2004, communication personnelle).

En conditions contrôlées et homogènes (par exemple culture en serre d'une variété unique sur un même sol à des degrés variés de contamination), les quantités extraites par les solutions salines sont bien corrélées à celles prélevées par un végétal. En effet, si l'on fixe l'intensité de l'offre du sol, la capacité de l'offre du sol et les facteurs de la demande de la plante, le transfert d'un élément-trace est proportionnel

au seul paramètre variable, la quantité de l'offre du sol. Dans les conditions agro-climatiques variées, la corrélation est moins étroite, mais dans bien des cas elle subsiste à un niveau relativement important (Sterckeman, 2004, communication personnelle).

Diverses expérimentations (Haq *et al.*, 1980; Singh et Rakipov, 1988; Brun *et al.*, 1998) montrent que l'utilisation de l'acétate d'ammonium ($\text{CH}_3\text{COONH}_4$) ne semble pas appropriée pour estimer la phytodisponibilité du Cu dans des sols pollués.

L'efficacité du CaCl_2 (chlorure de calcium), à différentes concentrations, pour évaluer la biodisponibilité de Cd, Zn et Ni, contenus dans des sols pollués et de pH variés, est montrée par diverses études faisant intervenir la culture de multiples espèces végétales. Cependant certains auteurs notent que l'extraction de Cd par CaCl_2 0,1 mol.L⁻¹ serait représentative de l'assimilation par les plantes (laitue et chou) seulement si le pH du sol est supérieur à 5,5. Brun *et al.* (1998), quant à eux, montrent que le CaCl_2 est métallique le plus approprié (comparativement à EDTA, DTPA, $\text{CH}_3\text{COONH}_4$) pour évaluer la phytodisponibilité du Cu pour des plantes sauvages (*Andryala integrifolia*, *Hypochoeris radicata*, *Dactylis glomerata*) dans des sols neutres ou acides.

Le NaNO_3 (nitrate de sodium) aurait pour avantage de ne pas perturber le pH du sol et de ne pas avoir de propriétés complexantes. Après de nombreux essais de culture en serre, des seuils dans les extraits de sol au NaNO_3 ont été définis en Suisse.

Il a été montré dans le Bade-Würtemberg (Allemagne) que l'extraction de nombreux éléments par le NH_4NO_3 (nitrate d'ammonium) 1 mol.L⁻¹ est corrélée significativement aux teneurs dans divers végétaux. Un projet de normalisation de cette méthode d'extraction a donc été proposé. D'autres expérimentations, dans d'autres conditions, ont montré néanmoins que le réactif NH_4NO_3 n'était pas systématiquement adapté, car la solution a tendance à modifier le pH du sol et l'ammoniac est susceptible de complexer Cu, Ni, Cd, Zn et Cr.

En France, dans le cadre du projet QUASAR, la comparaison des réactifs NaNO_3 , CaCl_2 et NH_4NO_3 montre que NaNO_3 extrait moins de Cd et de Zn, qu'aucun des réactifs ne prédit la phytodisponibilité du Cu pour les grains de blé et que les trois réactifs permettent de prédire assez correctement les teneurs en Zn et Cd des grains de blé (corrélations meilleures pour CaCl_2 et NH_4NO_3) (le projet QUASAR, retenu dans le cadre de l'AIP INRA AGREDE, est coordonné par D. Baize).

La variabilité des conditions expérimentales suivies pour estimer la phytodisponibilité et les contradictions relevées dans les résultats ne permettent pas de définir clairement le domaine d'application des trois réactifs. Aucune des solutions considérées ne s'avère mieux adaptée qu'une autre à l'évaluation de la phytodisponibilité des éléments-traces. Les solutions salines semblent exclusivement réservées au suivi de sols de sites pollués et le plus souvent à celui de sols acides ou neutres. Par contre, les faibles quantités extraites empêcheraient d'appliquer cette méthode aux sols dont l'origine des éléments-traces est géochimique. De plus, la principale critique formulée vis-à-vis de l'emploi de solutions salines concerne différents problèmes analytiques qu'elles occasionnent.

Le choix d'une méthode d'extraction peut être basé sur deux critères: d'une part l'étendue du domaine d'application de la méthode (nombre d'éléments-traces, nature des sols et des végétaux) et d'autre part les limites analytiques de son emploi. Par exemple, le Pb est lié aux carbonates en régions sèches méditerranéennes à sols riches en carbonates, alors qu'il est plus lié à des oxydes de fer et d'aluminium en régions à sols plus humides. Un extractant dissolvant les carbonates sera donc utile pour les sols des régions méditerranéennes, alors qu'un extractant dissolvant les oxydes sera performant dans les régions plus humides (Cook & Hendershot, 1996). Un autre exemple est celui du Tl. Dans les sols à forte concentration en Tl d'origine géochimique, la quantité présente dans les parties aériennes du maïs est corrélée à la fraction de Tl échangeable du sol, alors que celle existant dans les parties aériennes du colza est corrélée à la fraction de Tl extraite par l'acide oxalique et l'oxalate d'ammonium à l'obscurité (Trémel & Mench, 1997). D'autre part, la phytodisponibilité du Tl est corrélée à la fraction soluble et échangeable pour les sols pollués par des retombées de cimenteries, alors qu'elle est corrélée au Tl total pour les sols dont le Tl a une origine géochimique (Rasecke, 1991).

En conclusion, il n'existe pas de méthode d'extraction chimique universelle permettant d'évaluer simultanément et sans difficultés analytiques l'absorption de tout élément-trace par tout végétal cultivé sur tout type de sol.

Les discussions au niveau international pour définir une méthode standardisée (ISO/TC190-Qualité du sol) sont en cours. Il n’y a pas encore actuellement d’accord entre les pays, et ni au sein d’un même pays (y compris en France). Chaque extractant a ses avantages, certains pour les sols calcaires, d’autres pour des sols ayant d’autres caractéristiques. Même dans le cas d’un extractant adapté à un métal et à un type de sol, les corrélations entre extraction et prélèvement par la plante ne sont pas toujours très nettes.

Cependant, l’élaboration d’une norme ne doit pas être rejetée, car c’est une méthode qui, lorsqu’elle est standardisée, est très facile à mettre en œuvre et à interpréter. Cependant, l’établissement d’une norme nécessite non seulement d’opter pour une méthode d’extraction ou pour plusieurs (et alors, un guide pour le choix des méthodes est nécessaire), en fonction des avantages et inconvénients de chacune, mais aussi de déterminer le(s) référentiel(s) d’interprétation correspondant(s) à l’aide d’un test biologique. Il se pose alors le problème du choix de la (ou des) plante(s) cultivée(s), des organes étudiés, des conditions de culture et de la méthode d’interprétation des données obtenues. Reste enfin à mettre en place le référentiel en France.

Les extractions à partir de solutions salines, peuvent souffrir d’une reproductibilité médiocre, inhérente aux faibles quantités extraites. Il est de ce fait préférable de s’adresser à un même laboratoire pour obtenir des résultats comparables dans le temps (Sterckeman, 2004, communication personnelle).

3.1.2.3. Extraction chimique séquentielle

Dans l’extraction chimique sélective, on n’utilise généralement qu’un seul réactif. En revanche, lorsqu’on met en œuvre un protocole d’extractions séquentielles, un échantillon de terre est soumis successivement à l’action de plusieurs agents d’extraction, l’objectif étant de localiser les éléments traces dans les différents compartiments du sol (matière organique, oxy-hydroxydes de Fe, carbonates, etc.). Chaque réactif est censé extraire une (ou plusieurs) forme(s) des éléments traces (Bermond, 1999) (Tableau 3.5).

Tableau 3.5: Réactifs utilisés pour l'extraction des éléments-traces du sol.

Réactifs classés par ordre d'agressivité croissante	Forme de l'élément-trace	Localisation dans le sol
eau	soluble	solution du sol
CaCl ₂ , BaCl ₂ , NaNO ₃ , KNO ₃ , Ca(NO ₃) ₂ , acide oxalique dilué, acide acétique dilué	soluble + échangeable	solution du sol, argiles, MO, hydroxydes
hydroxylamine	soluble + échangeable + réductible	solution du sol, argiles, MO, hydroxydes
eau oxygénée	lié à la matière organique	MO, sulfures
EDTA, DTPA, EDDHA	soluble + échangeable + séquestré	solution du sol, argiles, MO, hydroxydes
acide chlorhydrique, acide nitrique, acide chlorhydrique + acide nitrique, eau régale	soluble + échangeable + inclus (en partie) dans réseaux	solution du sol, argiles, MO, hydroxydes
HF (après minéralisation)	toutes les formes (total)	solution du sol, argiles, MO, hydroxydes

(D'après Juste et al., 1995)

De nombreux protocoles d’extractions séquentielles ont été proposés depuis une vingtaine d’années (Tableau 3.6).

Tableau 3.6 : Divers protocoles d'extractions chimiques séquentielles.

Références	Fraction échangeable	Fraction liée aux carbonates	Fraction liée aux oxydes de Fe et Mn	Fraction liée à la matière organique	Fraction résiduelle	Autres phases
Gupta & Chen, 1975	2. CH ₃ COONH ₄	3. CH ₃ COOH	4. NH ₂ OH / HCl / HNO ₃ dilué 6. Na ₂ S ₂ O ₄ / citrate de Na / NH ₂ OH / HCl / CH ₃ COOH (100 °C)	5. H ₂ O ₂ / HNO ₃ (85 °C) / CH ₃ COONH ₄ / HNO ₃ dilué	7. HNO ₃ / HF / HClO ₄	1. soluble: eau bi-distillée
Förstner et al., 1979	1. BaCl ₂		2. NH ₂ OH / HNO ₃ / HCl / CH ₃ COOH	3. H ₂ O ₂ / NH ₄ OH	4. HF / HClO ₄	
Tessier et al., 1979	1. MgCl ₂	2. CH ₃ COOH / CH ₃ COONa	3. NH ₂ OH / HCl / CH ₃ COOH 25 % (96 °C)	4. H ₂ O ₂ / HNO ₃ (85 °C) / CH ₃ COONH ₄	5. HF / HClO ₄	
Salomons & Förstner, 1980	1. CH ₃ COONH ₄	2. X-H	3. NH ₂ OH, HCl / HNO ₃ dilué 4. (COOH) ₂ / (COONH ₄) ₂	6. H ₂ O ₂ / HNO ₃ (85 °C) / CH ₃ COONH ₄	7. HF / HClO ₄	5. Fe non silicaté: Na ₂ S ₂ O ₄ / citrate de Na
Förstner et al., 1981	1. CH ₃ COONH ₄		2. NH ₂ OH, HCl / HNO ₃ dilué (COOH) ₂ / (COONH ₄) ₂	3. H ₂ O ₂ / HNO ₃ (85 °C)	4. HNO ₃ (180 °C)	
Meguelatti, 1982	1. BaCl ₂	3. CH ₃ COOH / CH ₃ COONa	6. NH ₂ OH, HCl / CH ₃ COOH 25 % (96 °C) CH ₃ COONH ₄	2. H ₂ O ₂ / HNO ₃ / CH ₃ COONH ₄	7. HF / HClO ₄ / HNO ₃	
Kersten & Förstner, 1986	1. NH ₄ OAc	2. NaOAc	3. aisément réductible: NH ₂ OH / HCl / HNO ₃ 4. modérément réductible: tampon oxalate (obscurité)	5. H ₂ O ₂ (85 °C) / NH ₄ OAc	6. HNO ₃ concentré chaud	
Miller et al., 1986	2. Ca(NO ₃) ₂	4. acido-soluble: CH ₃ COOH / Ca(NO ₃) ₂	8. oxydes Mn: NH ₂ OH, HCl / HNO ₃ 7. oxydes Fe amorphes: (NH ₄) ₂ C ₂ O ₄ / H ₂ C ₂ O ₄ (obscurité) 5. oxydes Fe cristallins: oxalate (85 °C)+UV	6. K ₄ P ₂ O ₇	9. eau régale / HF (110 °C)	
Rauret et al., 1989	1. MgCl ₂	2. NaOAc / HOAc	3. NH ₂ OH / HCl / CH ₃ COOH	4. H ₂ O ₂ / HNO ₃	5. HClO ₄ / HNO ₃	
Yong et al., 1992	1. KNO ₃	2. CH ₃ COOH / CH ₃ COONa	3. NH ₂ OH / HCl	4. H ₂ O ₂ x ₃	5. HCl / HF / HClO ₄	
Hooda & Alloway, 1994		1. CH ₃ COOH	2. NH ₂ OH / HCl	3. H ₂ O ₂ / HNO ₃	4. HClO ₄ / HNO ₃	
Quevauviller et al., 1997		1. CH ₃ COOH	2. NH ₂ OH / HCl	3. NH ₄ OAc / H ₂ O ₂		

(Source: Blanchard, 1999)

Le plus utilisé est celui de Tessier (Tessier *et al.*, 1979). 5 étapes et donc 5 fractions ou compartiments sont distingués et à chaque étape est associé un réactif chimique dont l'action est assurée par des conditions physico-chimiques précises (pH, potentiel redox, complexation) (Tableau 3.7) (Bermond, 1999).

Tableau 3.7: Protocole d'extraction chimique séquentielle de Tessier (1979).

Réactifs	Forme des métaux
chlorure de Mg (pH 7)	« Échangeable »
acétate de Na (pH 5)	« Carbonate »
hydroxylamine (pH 2)	liés aux oxydes
eau oxygénée (pH 2)	liés à la matière organique
HCl + HClO ₄	fraction résiduelle

Les limites des protocoles d'extractions séquentielles sont :

- phénomène de refixation des métaux extraits,
- non-sélectivité des différents réactifs chimiques (il est impossible d'attribuer à un seul compartiment du sol les métaux extraits lors d'une étape).

De plus, les rapports [masse d'échantillon / volume d'extractant] (ce rapport peut avoir un effet important sur les quantités de métaux extraits) et l'ordre des réactifs (cet ordre a un effet important sur les quantités de métaux extraits à chaque étape) étant variables d'un protocole à l'autre, il est impossible de comparer les résultats obtenus par les différents protocoles. Ces protocoles ne permettent donc qu'un fractionnement opérationnel, c'est-à-dire défini par le choix des réactifs et les conditions opératoires de sa mise en œuvre (Bermond, 1999).

L'étude des teneurs relevées dans chaque fraction extraite de sol, comparée aux teneurs renfermées dans des végétaux ayant poussé sur le sol, met en évidence pour Cd, Zn et Pb une corrélation « sol-plante » pour les fractions échangeable et carbonatée essentiellement. Cependant, selon les éléments étudiés, les résultats s'avèrent plus ou moins satisfaisants. Enfin, les extractions séquentielles sont difficilement envisageables en analyse de routine car elles sont délicates et longues à réaliser vis-à-vis des extractions chimiques sélectives. Elles peuvent être néanmoins utiles à l'élaboration d'études spécifiques ou ponctuelles, susceptibles d'aboutir par extrapolation à l'évaluation de la phytodisponibilité des éléments-traces (Lebourg *et al.*, 1994).

3.1.2.4. Tests micro-biologiques

Le principe des tests micro-biologiques est de mettre en contact une bactérie avec le sol choisi, puis de mesurer, après incubation, l'activité d'une enzyme de la bactérie réagissant aux éléments-traces. Par exemple, le test MetPLATE est basé sur l'inhibition par les éléments-traces de l'enzyme β -galactosidase d'un mutant d'*Escherichia coli*. C'est donc l'activité de l'enzyme qui est mesurée après une heure d'incubation. Il y a une corrélation entre l'inhibition de la β -galactosidase et le prélèvement de Cu, Cd, Ni et Zn par le ray-grass (Morel *et al.*, 1995). Ce test a les mêmes limites que les extractions chimiques.

Pour le moment, ces tests sont du domaine de la recherche, et ne peuvent pas être demandés à des laboratoires prestataires de service.

3.1.2.5. Méthodes isotopiques

Les méthodes isotopiques constituent un ensemble de techniques qui permettent de suivre, à l'aide de traceurs radioactifs ou stables, le devenir des éléments dans les systèmes sol-plante et par conséquent de mesurer leur phytodisponibilité.

■ Dilution isotopique

Le facteur Quantité de l'offre du sol peut être mesuré par dilution isotopique pour les éléments-traces pour lesquels il existe un isotope radioactif de période suffisamment longue. C'est le cas pour Cd, Cr, Ni ou Zn.

On crée une suspension de sol dans l'eau, à l'équilibre au plan physico-chimique par agitation pendant une nuit.

Un isotope radioactif (ou stable) E^* (ex. : ^{109}Cd ou ^{65}Ni) de l'élément étudié E (non radioactif ou « froid ») est introduit dans le mélange sol-eau, en quantité suffisamment faible pour qu'on puisse supposer que l'équilibre n'est pas perturbé. On agit pendant plusieurs heures à plusieurs semaines, de façon à ce que l'échange isotopique entre E et E^* se fasse complètement.

À l'équilibre isotopique, on a l'équation suivante :

$$\frac{E^*}{Ee} = \frac{Es^*}{Es}$$

Avec :

- E^* : isotope radioactif introduit (connu),
- Ee : élément isotopiquement échangeable,
- Es^* : élément radioactif en solution (mesuré),
- Es : élément en solution (mesuré).

Cette équation permet de calculer la quantité d'élément isotopiquement échangeable, qui représente la quantité d'élément potentiellement assimilable par les plantes. Elle est du même ordre de grandeur que celle extraite par des solutions de molécules chélatantes et bien plus grande que celle mesurée par extraction avec une solution saline. Elle n'est généralement pas corrélée avec la quantité prélevée par la plante mais permet d'apprécier le compartiment des éléments susceptible de passer en solution « un jour ou l'autre ».

L'efficacité de cette méthode a été montrée pour les ions phosphates (Fardeau et Jappé, 1976), potassium (Fardeau *et al.*, 1979) ainsi que pour quelques éléments-traces, Ni (Echevarria, 1996), Cd (Fardeau & Guiraud, 1979), Hg et Zn (Tiller *et al.*, 1972a et 1972b). Ce test a les mêmes inconvénients que les extractions chimiques et les tests microbiologiques. De plus, il n'est pas applicable à tous les éléments, puisqu'il nécessite un isotope radioactif avec temps de vie et activité adéquats ou un isotope stable. Par ailleurs, tous les laboratoires ne sont pas habilités à manipuler des éléments radioactifs, et il est nécessaire d'avoir des installations particulières et une autorisation spéciale. Seuls certains laboratoires de recherche ont le droit d'utiliser cette méthode pour le moment. De plus certains isotopes ont un coût élevé, particulièrement les isotopes stables.

■ Cinétique de dilution isotopique

Après injection de l'isotope radioactif dans la suspension, l'équilibre isotopique n'est pas atteint instantanément. Afin de gagner du temps, il est possible de calculer Ee en estimant Es^* à l'équilibre isotopique. Dans ce cas, on suit la cinétique de dilution isotopique en mesurant la concentration de Es^* au cours du temps. La cinétique est une fonction exponentielle que l'on peut modéliser : $Es^* = f(\text{temps})$. La fonction mathématique obtenue permet d'estimer Es^* à l'équilibre.

La fonction permet aussi de décrire l'élément potentiellement assimilable du sol en plusieurs compartiments : par exemple, la quantité d'élément immédiatement échangeable pour un temps inférieur à 1 min, la quantité échangeable entre 1 h et 24 h, entre 3 mois et 1 an, etc. Ces différentes quantités sont une estimation, pour un type de sol, des quantités d'éléments potentiellement assimilables par une culture plus (rapidement échangeable) ou moins facilement (échangeable au bout d'un temps long).

La cinétique de dilution isotopique du Zn peut être caractérisée. Par contre, dans beaucoup de situations (sols peu ou moyennement contaminés), il n'est pas possible d'évaluer la cinétique de l'échange isotopique du Cd. Celui-ci est en concentration trop faible dans la phase aqueuse de la suspension. De ce fait l'apport de radioélément perturbe l'équilibre chimique et bien souvent l'élément ne peut être dosé.

Par ailleurs, l'échange de Cd est si rapide que la mesure de sa cinétique est pratiquement impossible, ou pour le moins entachée d'une forte incertitude. Les sous-compartiments mesurés par cinétique de dilution isotopique ne sont généralement pas proportionnels aux quantités prélevées par les plantes. Dans le cas du Ni, la quantité échangeable à 1 min est proportionnelle à la quantité extraite par la solution de DTPA. Les sous-compartiments cinétiques permettent cependant de caractériser et de comparer différentes situations de sols quant à la conformation de la grandeur Quantité. Ajoutons que derrière l'effet du facteur temps que la cinétique de dilution isotopique permet de caractériser se cache en partie un facteur « énergie de liaison à la phase solide » puisque l'on peut faire l'hypothèse que plus un élément est fortement retenu à la phase solide, moins vite il s'échange avec un ion homologue (Sterkeman, 2004, communication personnelle).

Différents travaux ont montré l'identité entre les ions du sol qui participent à l'échange isotopique et ceux qui sont réellement assimilables par les végétaux. Validées pour des éléments-traces, les méthodes isotopiques offrent donc la possibilité de mesurer avec précision, en temps court, la taille du compartiment des éléments-traces assimilables du sol par la méthode de cinétique d'échange isotopique. Outre l'utilisation pour la compréhension des processus dans le cadre de travaux de recherche, ces techniques s'avèrent utiles pour la validation des méthodes de routine comme celles utilisant l'extraction chimique afin de vérifier si ces dernières contribuent réellement à la mesure de l'élément phytodisponible (Bourrelle et Berthelin, 1998).

3.1.2.6. Mesure du facteur Capacité de l'offre du sol

Le **pouvoir tampon** d'un sol b est donné par l'équation :

$$b = \frac{Q}{I}$$

Avec :

- b : pouvoir tampon du sol ;
- Q : quantité de l'offre du sol ;
- I : Intensité de l'offre du sol ;
- en utilisant les valeurs de Q évaluées par dilution isotopique ou par extraction chimique sélective.

Il résulte que le pouvoir tampon varie selon la méthode d'évaluation du facteur Quantité. Quelle est la bonne valeur ? L'application d'un modèle simulant les mécanismes de prélèvement de la plante a récemment montré que le prélèvement du Cd par le maïs était le mieux prédit en utilisant un pouvoir tampon calculé à partir de la valeur Q obtenue par extraction au CaCl_2 0,01 mol.L⁻¹. Dans ce cas, le calcul de b à partir du Cd extrait par le DTPA ou mesuré par dilution isotopique conduit à une surestimation du prélèvement de Cd (due à une surestimation du pouvoir tampon).

En revanche, lorsque la plante étudiée a une demande intense en Cd, comme le métalophyte hyper-accumulateur *Thlaspi caerulescens*, l'utilisation de Q évalué par dilution isotopique donne un pouvoir tampon plus élevé qui permet une meilleure simulation du prélèvement de la plante que ne le fait l'extraction par CaCl_2 . On note au passage une nouvelle interaction entre l'offre du sol et la demande de la plante : le pouvoir tampon du sol dépend de l'intensité de la demande de la plante (Sterkeman, 2004, communication personnelle).

La méthode des **isothermes d'adsorption** peut également être utilisée pour évaluer le facteur Capacité de l'offre du sol. Des suspensions sont réalisées en mettant la prise d'essai de la terre à caractériser dans des solutions de teneur croissante en un élément-trace. Après une agitation de quelques heures, l'équilibre physico-chimique est atteint et l'on mesure la concentration de l'élément restant en solution. On peut ainsi tracer la relation entre quantité de l'élément en solution et quantité de l'élément adsorbé sur la phase solide. La courbe obtenue peut être modélisée par une fonction ou modèle dit de Freundlich ou de Langmuir. La pente de cette courbe en un point donné est le pouvoir tampon. Celui-ci varie donc selon l'endroit où l'on se situe sur la courbe, c'est-à-dire selon le niveau de contamination du sol en l'élément considéré (Sterkeman, 2004, communication personnelle).

À retenir

Les scientifiques tentent de prévoir le transfert sol-plante des éléments-traces en utilisant des méthodes isotopiques, certaines méthodes d'extraction chimiques ou des tests microbiologiques et en produisant des modèles (de type mécaniste, fonctionnel ou régressif). Le coefficient de répartition plante-sol n'est qu'un cas particulier des modèles régressifs (mono-variable, log-transformé, pente = 1). Il est souvent utilisé pour la réglementation ainsi que, dans une moindre mesure, les autres modèles régressifs qui tendent à le remplacer. Certaines méthodes d'extraction chimique sont également utilisées par la réglementation. Les autres outils restent du domaine de la recherche et ne peuvent pas être utilisés en l'état dans le domaine du conseil agricole ou de la réglementation. Certains outils mériteraient pourtant de l'être mais ils demandent encore des efforts non négligeables : mise au point de modèles régressifs mono- ou multi-variables à partir de données françaises ou obtenues dans des conditions proches.

Par contre il existe des essais et analyses de routine qui peuvent aider les techniciens et ingénieurs du secteur agricole à la prise de décision et qui peuvent être demandés à des laboratoires prestataires de services : les essais de phyto-accumulation en conditions contrôlées (pots et serre en général) et les extractions chimiques sélectives. Ces outils demandent également des efforts supplémentaires pour être complètement opérationnels : normalisation, voire amélioration de ces méthodes, accompagnées (au moins dans le cas des extractions chimiques sélectives) de la constitution d'un référentiel d'interprétation.

3.2. Utilisation dans les réglementations et guides de bonnes pratiques

3.2.1. Mise en place d'une réglementation visant à protéger la qualité d'un sol

3.2.1.1. Objectifs des réglementations visant à protéger la qualité d'un sol

Les réglementations visant à protéger la qualité d'un sol peuvent être envisagées dans deux cas très différents :

- Le premier consiste à limiter les contaminations diffuses des sols lors d'épandage de déchets, selon une politique de prévention basée sur le principe de précaution. Ces réglementations ont pour but de préciser par exemple les teneurs maximales dans le sol pouvant recevoir tel déchet ou ayant reçu tel déchet.
- Le second correspond à une politique curative dans le cas des sites pollués. Il a pour but, par exemple, de déterminer le niveau de pollution à retrouver après décontamination, compatible avec l'usage prévu du sol ou d'établir des seuils maximum tolérables dans le sol pour un usage précis.

3.2.1.2. Aspects à prendre en compte lors de l'élaboration des seuils

Les critères de qualité des sols doivent être pragmatiques tout en étant basés sur des faits scientifiques (Sheppard *et al.*, 1992).

Les teneurs limites dans les sols sont différentes selon l'approche scientifique adoptée. Les aspects politiques, sociaux, légaux, analytiques entrent aussi en jeu (Sheppard *et al.*, 1992).

Par exemple, il y a de grandes différences d'ordre philosophique et pratique entre les seuils pour l'épandage de boues et ceux pour la décontamination des sols pollués par des activités industrielles. Les deux démarches doivent garantir la sécurité de l'homme et des écosystèmes, mais la société réclame une plus grande marge de sécurité pour les boues que pour une pollution historique (Sheppard *et al.*, 1992). L'exemple de l'Ontario (Canada) le montre bien (Sheppard *et al.*, 1992) (Tableau 3.8). Dans le cas des sites

pollués, les surfaces de sol en jeu sont minimales à l'échelle nationale, la pollution est sévère, et ce sont essentiellement les populations à risque, souvent riveraines, que l'on veut protéger. Dans le cas de l'épandage de déchets, la pollution est faible, les surfaces de terres agricoles en jeu sont plus importantes, et ce sont surtout les consommateurs des récoltes qui sont à protéger.

Tableau 3.8: Valeurs guide dans les sols en Ontario (concentrations en mg.kg⁻¹ MS).

Élément	Valeur guide pour épandage de boues (1986)	Valeur guide pour la décontamination (1991)			
		Usage résidentiel du sol		Usage commercial du sol	
		Texture fine	grossière	fine	grossière
As	14	25	20	50	40
Cd	1,6	4	3	8	6
Co	20	50	40	100	80
Cr(VI)	–	10	8	10	8
Cr total	120	1000	750	1000	750
Cu	100	200	150	300	225
Hg	0,5	1	0,8	2	1,5
Mo	4	5	5	40	40
Ni	32	200	150	200	150
Pb	60	500	375	1000	750
Se	1,6	2	2	10	10
Zn	220	800	600	800	600

Les approches et les politiques en matière d'environnement sont également différentes d'un pays à l'autre, et même d'un groupe d'expert à l'autre. Ceci pose des problèmes lors de la discussion de valeurs guides internationales. De plus, la variabilité régionale de nombreux facteurs, tels les régimes alimentaires, l'exposition environnementale aux polluants (*que* retombées atmosphériques), les coefficients de répartition plante-sol, font que des seuils universels sont difficilement envisageables (Chang *et al.*, 1995).

3.2.1.3. Méthodologies utilisées pour déterminer les seuils

Pour l'épandage de produits résiduels (boues, composts, eaux usées, etc.) en agriculture, l'une des méthodes consiste à prévenir l'accumulation des éléments-traces dans le sol (Chang *et al.*, 1995). Les seuils pour l'épandage des boues en France (ancienne norme d'application obligatoire NF U 44-041 de 1985) avaient été élaborés selon ce principe (Juste *et al.*, 1995). Seules y sont prises en compte les teneurs des sols et des boues, ainsi que les quantités de boues apportées. Les teneurs limites des boues avaient été calculées de la façon suivante : une dose de 3 t de boue (MS) par hectare pendant 50 ans conduit au maximum soit à doubler la teneur moyenne en éléments-traces fréquemment rencontrée dans les sols, soit à augmenter la teneur du sol de 50 % de la teneur limite fixée par la réglementation.

Une autre méthode utilisée pour le calcul des teneurs limites dans les sols de sites pollués, dans les boues de stations d'épuration ou dans les eaux usées épandues en agriculture consiste à utiliser la démarche d'évaluation des risques, comprenant une modélisation du transfert des polluants d'un compartiment à un autre, dont le transfert sol-plante. La qualité d'un sol est ici définie à partir de la qualité des récoltes ou des effets phytotoxiques des polluants du sol pour les cultures.

Pour les sites pollués, l'analyse bénéfice-coût, pour connaître la concentration dans le sol à partir de laquelle il est économiquement utile de dépolluer, peut aussi être l'un des paramètres pris en compte (Sheppard *et al.*, 1992).

L'approche de type « meilleure technologie disponible » est une décision politique et économique (CEN, 1995). Un exemple serait pour les composts urbains, de choisir arbitrairement comme valeurs limites les concentrations les plus basses (au 20^e percentile) observées dans les composts urbains ou les concentrations « maximales normales » (au 80^e percentile) observées dans les produits équivalents considérés comme étant de bonne qualité ou classiquement utilisés (composts de déchets verts, composts de fractions fermentescibles issus de la collecte sélective des ordures ménagères ou composts de fumier).

Enfin, les seuils en éléments-traces dans les sols peuvent être calculés sur un bilan dynamique, de type « entrée-stock-sortie » dans l'horizon de surface du sol (le plus souvent l'horizon cultivé). Ces seuils servent de critères de durabilité des agro-écosystèmes dans le cas de pollution par les déchets et produits dérivés, les effluents d'élevage ou toute pratique courante agricole polluante (produits phytosanitaires minéraux, engrais phosphatés, etc.). Les indices obtenus rendent compte des effets négatifs potentiels des pratiques agricoles: qualité des sols (écotoxicologique), qualité des cultures, qualité des eaux superficielles et souterraines. Les entrées considérées sont, le plus souvent, les dépôts atmosphériques et les apports agricoles (effluents, déchets, etc.) et les sorties considérées sont les cultures et les lixiviats ou eaux de drainage.

3.2.1.4. Évaluation du risque avec modélisation du transfert sol-plante

La démarche d'évaluation des risques pour la santé ou pour l'environnement, utilisée entre autres dans le but d'établir des seuils dans le sol, est généralement structurée de la manière suivante (Commission européenne, 1994) (Tableau 3.9):

Tableau 3.9: Structure de la méthode d'évaluation des risques.

Identification du potentiel dangereux (ou identification des dangers)	Identification des effets indésirables qu'un polluant est intrinsèquement capable de provoquer. On identifie à ce stade, les polluants à considérer dans le cadre des sols pollués.
Évaluation du rapport dose-réponse	Estimation de la relation entre la dose ou le niveau d'exposition à une substance et l'incidence et la gravité de cet effet. On détermine à ce stade la dose d'exposition journalière (ou hebdomadaire) acceptable pour des populations cibles dans le cadre des sols pollués.
Évaluation de l'exposition	Détermination des émissions, des voies de transfert et des vitesses de déplacement d'une substance et de sa transformation ou de sa dégradation afin d'évaluer les concentrations/doses auxquelles les populations sont exposées ou susceptibles de l'être. On identifie à ce stade les voies d'exposition et le scénario d'exposition des populations au polluant dans le cadre des sols pollués.
Caractérisation des risques	Estimation de l'incidence et de la gravité des effets indésirables susceptibles de se produire dans une population en raison de l'exposition à une substance; la caractérisation comprenant (pouvant comprendre) l'estimation du risque, c'est-à-dire la quantification de cette probabilité pour chaque catégorie d'effet. On détermine à ce stade les concentrations admissibles dans les sols à partir des doses d'exposition acceptables pour les populations, des voies d'exposition et du scénario d'exposition, dans le cadre des sols pollués.

Les modèles de transfert sol-plante interviennent dans l'étape « évaluation de l'exposition ».

Les modèles mathématiques les plus utilisés sont des modèles en quasi-équilibre, qui supposent des coefficients de répartition constants entre les différents compartiments environnementaux (Chang et al., 1995).

Le choix du scénario définit les voies et les processus à considérer. Par exemple, si l'on cherche une teneur limite dans un sol à usage résidentiel, les expositions par l'ingestion de légumes du jardin, par l'ingestion directe de sol (cas des enfants notamment), par contact avec la peau et par l'inhalation de poussières sont sélectionnées (Sheppard et al., 1992). Le modèle informatique utilisé par le ministère de

l'Environnement du Royaume-Uni, CLEA (Contaminated Land Exposure Assessment – Évaluation de l'exposition aux sites contaminés), sépare même le cas d'une résidence avec jardin, où le transfert vers les légumes est pris en compte, du cas sans jardin, où ce transfert n'est pas étudié (Visser, 1993). La variable d'entrée du modèle est l'exposition moyenne journalière acceptable, et la variable de sortie le seuil dans le sol. Le modèle peut aussi fonctionner en sens inverse (Visser, 1993).

Il y a trois aspects dans le transfert sol-plante : le prélèvement par les racines, l'adhésion des particules de terre sur le végétal, et le transfert de composés volatils du sol vers l'air, puis vers les feuilles (pour le Hg et le Se). La contamination par des éléments volatils est controversée et mal connue, et de plus amples recherches scientifiques sont nécessaires pour inclure cet aspect dans les modèles de façon satisfaisante. La contamination par des particules de sol doit être particulièrement prise en compte pour les éléments qui sont peu absorbés par les racines, comme le Pb ou pour les végétaux qui sont consommés crus et qui ne se pèlent pas. La poussière occasionnée par la récolte mécanique du blé par exemple est une source non négligeable de Pb pour le produit final. Dans la suite, nous ne tiendrons compte que du transfert par les racines.

Pour les plantes à vocation alimentaire, le but de l'élaboration de seuils est de protéger la chaîne alimentaire (éviter l'accumulation) ou d'assurer des rendements normaux (éviter la phytotoxicité). Pour les éléments qui nous intéressent, c'est généralement la chaîne alimentaire qu'il convient de protéger, car les teneurs provoquant une phytotoxicité sont la plupart du temps nettement supérieures à celles induisant un risque pour la chaîne alimentaire. On choisira donc selon les cas des teneurs limites dans les plantes toxiques pour les animaux d'élevage, pour l'homme, ou qui produisent une accumulation de l'élément dans les tissus du bétail, ou alors des teneurs dans les plantes qui entraînent une diminution du rendement ou d'une propriété de la plante (propriété importante pour la transformation en industrie agroalimentaire, propriété physiologique ou biochimique quelconque). Ces teneurs sont établies par des toxicologues et des écotoxicologues.

3.2.1.5. Limites des modèles de transfert sol-plante

Comparés aux modèles mécanistes du domaine de la recherche, **les modèles utilisés pour les réglementations ne sont pas précis, mais restent néanmoins indispensables**. Il faut trouver un compromis entre le pragmatisme, *i.e.* un modèle pratique utilisable facilement, et les connaissances, *i.e.* un modèle reposant sur des bases scientifiques les plus complètes possibles. En effet, la modélisation implique la simplification d'un système biologique complexe. La protection des hommes et des écosystèmes nécessite de se placer dans le pire des cas réalistes, *i.e.* de choisir l'hypothèse de transfert maximum.

Il est donc inévitable que ces modèles partagent certaines limites :

- Les combinaisons sol-plante-climat sont infinies (*cf.* 2.2.2). Les nombreux facteurs contrôlant le transfert sol-plante ne peuvent pas être tous pris en compte si l'on veut des équations opérationnelles. Seuls les plus importants et pouvant être facilement mesurés sont conservés. Parfois aucun facteur variable n'intervient dans le modèle. Les facteurs liés au sol y sont rarement présents. Les espèces végétales sont souvent regroupées de façon grossière, sans tenir compte des spécificités botaniques. Les légumes-feuilles par exemple comptent des espèces plus ou moins accumulatrices. Les modèles en résultant sont alors bien entendu peu précis et certains se posent la question de leur validité (Schmidt, 1997).
- Les seuils sont nationaux dans la plupart des cas, tout en étant basés sur des expérimentations internationales, réalisées dans des conditions très différentes et souvent peu transposables aux réalités locales (climat, cultivar, type de sol, voire même espèce végétale). Il serait intéressant de tester l'élaboration de seuils régionaux, reposant sur des références locales. Les Länder allemands ont ce type d'approche.
- Les expérimentations sur lesquelles reposent les calculs ne reflètent pas toujours les conditions réelles de culture. Elles peuvent être réalisées en serre dans des vases de végétation ou avec un ajout d'élément-trace sous forme de sel ou avec des plantes immatures ou bien même en solution nutritive. L'extrapolation des résultats de tels essais à des conditions de culture en agriculture ou en maraîchage est périlleuse et généralement le transfert des éléments-traces est majoré dans ces expérimentations.

Cependant, pour certains éléments-traces ou certaines espèces végétales, le manque de données au champ est tel que seul ce type d'expérimentation peut être utilisé. De plus, le risque de transfert est sur-estimé lors de ce type d'expérimentation par rapport aux réalités de terrain, ce qui fait qu'on renforce la sécurité de la décision.

- Souvent seules les concentrations totales en éléments-traces des sols sont prises en compte. La forme chimique de l'élément qui détermine sa toxicité et sa disponibilité devrait entrer dans les modèles. Mais les données disponibles dans la littérature sur le sujet sont souvent rares, et d'un point de vue pratique, l'analyse des formes chimiques des éléments-traces est onéreuse et parfois encore du domaine de la recherche. Dans ce cas, les formes insolubles et non biodisponibles sont considérées comme aussi dangereuses pour l'environnement que les formes très solubles et toxiques (Cook & Hendershot, 1996). Mais il n'existe pas encore de batteries de tests qui indiqueraient la quantité d'élément biodisponible pour différents organismes d'un écosystème et qui seraient précises pour toutes les conditions de sol. Il n'est donc pas étonnant que ce soit la quantité totale qui soit la plus couramment employée pour les réglementations (Cook & Hendershot, 1996).
- Les modèles ne prennent en compte qu'un élément-trace à la fois et, donc, ne tiennent pas compte des interactions entre éléments (qui peuvent augmenter ou diminuer la phytodisponibilité et la toxicité).

Trois modèles de transfert sol-plante sont couramment utilisés pour définir les seuils dans les sols, le coefficient de répartition plante-sol, l'extraction chimique sélective, et le flux d'éléments exporté par la plante.

3.2.2. Un premier modèle : le coefficient de répartition plante-sol

Le modèle le plus utilisé est le coefficient de répartition, quotient de la concentration dans la partie consommable de la plante et de la concentration totale dans l'horizon labouré du sol, sur la base de la matière sèche (Sheppard *et al.*, 1992). L'emploi de ce coefficient implique l'hypothèse de linéarité entre les concentrations dans le sol et dans la plante (Sheppard *et al.*, 1992).

Les utilisations actuelles de ce modèle sont de deux types :

- **Épandage de déchets**
 - Seuils en éléments-traces dans les boues d'épuration et apports maximaux en éléments-traces par les boues aux États-Unis (US-EPA, 1989).
 - Seuils en éléments-traces dans les sols agricoles après épandage de boues d'épuration ou d'eaux usées (en projet) pour l'OMS (Chang *et al.*, 1995).
 - Seuils en éléments-traces dans les supports de culture et les amendements dans les jardins par le CEN, organe européen de normalisation, projet (CEN, 1995).
- **Sites pollués (cas particulier de l'usage agricole ou jardins des particuliers)**
 - Seuils en éléments-traces dans les sols pollués au Canada (CCME, 1996a; CCME, 1997),
 - Seuils en éléments-traces dans les sols pollués aux Pays-Bas (Veerkamp & Ten Berge, 1995; Swartjes, 1997; Vegter, communication personnelle),
 - VCI (valeurs de constat d'impact) en éléments-traces dans les sols pollués en France, projet (Bonnard, communication personnelle et Lévêque et Bonnard, 1998).

3.2.2.1. Description détaillée du modèle de l'US-EPA¹ pour l'épandage des boues d'épuration

Dans son document de 1989 (US-EPA, 1989), l'US-EPA a appliqué la démarche d'évaluation des risques au calcul des teneurs limites dans les boues de station d'épuration urbaines épandues en agriculture. L'US-EPA distingue 16 voies d'exposition et différentes cibles : l'homme, les animaux, les végétaux et les organismes du sol (Tableau 3.10).

¹ US-EPA: Environmental Protection Agency, États-Unis.

Tableau 3.10: Scénarios pris en compte par l'US-EPA pour le calcul des seuils d'éléments-traces dans les sols.

Voies de transfert		Scénarios d'exposition
1	Boue → sol → plante → homme	consommateurs des régions affectées lourdement par l'épandage de boues, 2,5 % des récoltes contaminées
1F	Boue → sol → plante → homme	terres agricoles converties en jardins de maisons résidentielles, 60 % des légumes-feuilles (*)
2F	Boue → sol → homme	enfants ingérant de la terre, terres agricoles converties en jardins de maisons résidentielles, 200 mg sol.j ⁻¹ (*)
2-D&M	Boues → homme	ingestion directe de produits issus de boues, 200 mg boue.j ⁻¹
3	Boue → sol → plante → animal → homme	agriculteurs produisant la majorité de leur alimentation d'origine animale sur des terres amendées par des boues, 40 % de la viande
4-surface	Boue → animal → homme	agriculteurs consommant le bétail ingérant de la boue en broutant, 40 % de la viande
4-mixte	Boue → sol → animal → homme	agriculteurs consommant le bétail ingérant du sol mélangé à de la boue en broutant, 40 % de la viande
5	Boue → sol → plante → animal	bétail sensible ingérant du fourrage, des végétaux ensilés, etc. contaminés par des épandages de boues, 100 % sur les terres amendées
6	Boue → sol → animal	bétail sensible ingérant du sol lors du broyage, 1,5 % de boues dans l'alimentation
7	Boue → sol → plante	plantes cultivées sur sols très acides (cultures sensibles)
8	Boue → sol → faune du sol	vers de terre, limaces dans les sols contaminés par des boues
9	Boue → sol → faune du sol → prédateur	oiseaux, 33 % des proies contaminées
10	Boue-sol-poussières-homme	conducteurs de tracteurs exposés à la poussière lors de l'épandage des boues
11	Boue → sol → eaux superficielles → homme	transfert par ruissellement / érosion, critères de qualité de l'eau
12W	Boue → sol → eaux souterraines → homme	transfert par lessivage / lixiviation, eau de puits dans les fermes, 100 % des réserves
12A	boue → sol → air → homme	fermiers respirant les vapeurs et gaz émanant des boues

(*) Cette utilisation suppose que le dernier épandage a été effectué 5 ans auparavant.

Cinq d'entre elles contiennent le transfert sol-plante :

- les voies 1 et 1F : boue → sol → plante → homme (toxicité pour l'homme),
- la voie 3 : boue → sol → plante → animal → homme (toxicité pour l'homme),
- la voie 5 : boue → sol → plante → animal (toxicité pour l'animal),
- la voie 7 : boue → sol → plante (toxicité pour la plante).

Pour chaque voie, seuls les éléments-traces susceptibles d'être limitants sont traités.

Le modèle utilise la méthodologie d'évaluation du risque dite de l'individu le plus exposé. Les hypothèses de calcul sont donc les suivantes pour l'homme: une alimentation avec 2,5 % des aliments issus de végétaux cultivés sur des parcelles ayant reçu des boues (voie 1), et avec 40 % des aliments issus d'animaux nourris avec des fourrages cultivés sur des sols ayant reçu des boues (voie 3). La consommation de cet individu est la plus élevée des consommations observées dans la population. En fait cet individu artificiel est nettement suralimenté.

Un programme informatique calcule les concentrations maximales des boues et les apports maximaux de boues autorisés pour chacune des 16 voies d'exposition et chacun des éléments-traces et conserve la voie la plus limitante pour définir les seuils. On notera de manière très générale que les flux limites les moins sévères sont ceux liés à l'alimentation humaine (voies 1, 1F, 3 et 4), *i.e.* faisant intervenir une toxicité pour l'homme vis-à-vis des aliments d'origine animale ou végétale et que la voie 7 (toxicité pour les cultures) est très souvent la plus contraignante. Les autres voies, pour lesquels on ne peut pas toujours calculer de seuils (faute de données), semblent assez contraignantes.

Toutes les concentrations suivantes sont exprimées sur la base de la matière sèche.

■ Voie 1: boue → sol → plante → homme (As, Cd, Pb, Hg, Ni, Se, Zn)

Les produits végétaux sont séparés en 9 groupes homogènes: les pommes de terre, les légumes-feuilles, les légumineuses fraîches, les légumineuses sèches, les légumes-racines, les fruits, les cacahuètes, les céréales et le maïs. À partir des données de la littérature, l'apport (A) cumulé autorisé d'un élément-trace par les boues est calculé selon l'équation suivante:

$$A = \frac{N}{(PV_1.CV_1.fv_1) + (PV_2.CV_2.fv_2) + \dots + (PV_9.CV_9.fv_9)} \quad (\text{en kg.ha}^{-1})$$

Avec:

- N: prélèvement maximal de l'élément-trace autorisé pour l'homme par l'alimentation (en µg.jour⁻¹),
- CV_i: consommation de végétaux du groupe *i* (en g.jour⁻¹),
- fv_i: fraction de végétaux du groupe *i* cultivés sur sols avec boue,
- PV_i: coefficient de prélèvement pour les végétaux du groupe *i* = concentration dans le végétal en fonction de l'apport cumulé d'élément-trace par la boue (en mg.kg⁻¹/kg.ha⁻¹).

Le coefficient de prélèvement peut être assimilé au modèle coefficient de répartition: le premier est la concentration dans la plante en fonction de l'ajout d'élément par la boue, l'autre la concentration dans la plante en fonction de la concentration du sol (Tableau 3.11). Ils sont liés par la relation:

$$PV = \frac{C_{\text{sol}} \times \text{Coefficient de répartition}}{a}$$

Avec:

- C_{sol}: a/m + C_f
- C_{sol}: concentration du sol (en mg.kg⁻¹),
- a: apport d'élément-trace cumulé par les boues par hectare (en kg.ha⁻¹),
- m: masse de sol présente dans un hectare (en kt.ha⁻¹),
- C_f: concentration de fond du sol (concentration « naturelle », avant apport de boues) (en mg.kg⁻¹).

Le coefficient de prélèvement prend indirectement en compte la différence de disponibilité qui peut exister entre les éléments-traces du fond géochimique et ceux apportés par une boue.

Tableau 3.11 : Coefficients de répartition plante-sol utilisés dans le modèle (parties consommées) de l’US-EPA.

	As		Cd	
	usage agricole	jardin potager	usage agricole	jardin potager
pomme de terre	0,0006	0,0006	0,03	0,03
légumes-feuilles	0,04	0,04	0,38	0,43
légumineuses (frais)	0,0002	0,0002	0,01	0,01
légumineuses (sec)	0,0002	0,0002	0,01	0,01
légumes-racines	0,02	0,02	0,22	0,22
fruits	0,002	0,002	0,05	0,05
cacahuètes	0,0002	–	0,01	–
céréales	0,0004	–	0,016	–
maïs	– (cf. céréales)	0,0001	– (cf. céréales)	0,03

	Pb		Hg	
	usage agricole	jardin potager	usage agricole	jardin potager
pomme de terre	0,0008	0,0008	0,0033	0,0033
légumes-feuilles	0,006	0,008	0,007	0,007
légumineuses (frais)	0,001	0,001	0,001	0,001
légumineuses (sec)	0,001	0,001	0,001	0,001
légumes-racines	0,003	0,003	0,017	0,017
fruits	0,002	0,002	0,0033	0,0033
cacahuètes	0,001	–	0,001	–
céréales	0,01	–	0,001	–
maïs	– (cf. céréales)	0,01	– (cf. céréales)	0,0033

	Ni		Se	
	usage agricole	jardin potager	usage agricole	jardin potager
pomme de terre	0,044	0,125	0,02	0,02
légumes-feuilles	0,09	0,09	0,07	0,07
légumineuses (frais)	0,04	0,13	0,02	0,02
légumineuses (sec)	0,04	0,13	0,02	0,02
légumes-racines	0,03	0,52	0,04	0,04
fruits	0,03	0,04	0,04	0,04
cacahuètes	0,04	–	0,02	–
céréales	0,04	–	0,03	–
maïs	– (cf. céréales)	0,13	– (cf. céréales)	0,03

	Zn	
	usage agricole	jardin potager
pomme de terre	0,06	0,02
légumes-feuilles	0,27	0,80
légumineuses (frais)	0,05	0,04
légumineuses (sec)	0,05	0,04
légumes-racines	0,05	0,05
fruits	0,04	0,04
cacahuètes	0,05	–
céréales	0,03	–
maïs	– (cf. céréales)	0,04

■ Voie 3: boue → sol → plante → animal → homme (Cd, Hg, Se, Zn)

Cette voie d'exposition prend en compte le prélèvement des éléments-traces par les fourrages, l'ingestion des fourrages par les herbivores, et l'ingestion de la viande des herbivores ou de leur production par l'homme. Sept groupes de produits animaux sont distingués : viande de bœuf, foie de bœuf, viande d'agneau, viande de porc, chair de volaille, produits laitiers et œufs. À partir des données de la littérature, la concentration (C_{fou}) admissible d'un élément-trace dans les fourrages est calculée selon l'équation suivante :

$$C_{\text{fou}} = \frac{N}{(CRA_1.CA_1.fa_1) + (CRA_2.CA_2.fa_2) + \dots + (CRA_7.CA_7.fa_7)} \quad (\text{en mg.kg}^{-1})$$

Avec :

- N : prélèvement maximal de l'élément-trace autorisé pour l'homme par l'alimentation (en $\mu\text{g.jour}^{-1}$),
- CA_i : consommation de produits animaux du groupe i (en g.jour^{-1}),
- fa_i : fraction d'animal i qui a ingéré des végétaux ayant été cultivés sur sols ayant reçu des boues,
- CRA_i : coefficient de répartition produit animal-fourrage pour les animaux du groupe i .

L'apport (A) cumulé autorisé d'un élément-trace par les boues est calculé de la façon suivante :

$$A = \frac{C_{\text{fou}}}{PF} \quad (\text{en kg.ha}^{-1})$$

Avec :

- PF : **coefficient de prélèvement** pour les fourrages : concentration dans le fourrage qui accumule le plus l'élément en fonction de l'ajout cumulé d'élément-trace par la boue (en $\text{mg.kg}^{-1}/\text{kg.ha}^{-1}$) (Tableau 3.12).

$$PF = \frac{C_{\text{max}}}{a}$$

Avec :

- C_{max} : concentration dans le fourrage accumulant le plus l'élément (en mg.kg^{-1}),
- a : apport d'élément-trace cumulé par les boues par hectare (en kg.ha^{-1}).

Tableau 3.12: Coefficients de prélèvement fourrage-sol utilisés dans le modèle de l'US-EPA.

Élément	Fourrage qui accumule le plus	PF (en mg.kg ⁻¹ /kg.ha ⁻¹)
Cd	ensilage de maïs	0,1
Hg	fétuque	0,25
Se	légumes-feuilles	0,09
Zn	feuilles de maïs	0,97

■ Voie 5: boue → sol → plante → animal (Cd, Cu, Mo, Se, Zn)

L'apport (A) cumulé autorisé de l'élément-trace par la boue est (Tableau 3.13):

$$A = \frac{S - F}{PF} \quad (\text{en kg.ha}^{-1})$$

Avec:

- S: seuil dans les fourrages pour les animaux les plus sensibles (en mg.kg⁻¹) = moyenne entre la concentration maximale dans le fourrage qui ne cause pas de toxicité et la concentration minimale qui cause une toxicité,
- F: concentration « normale » des fourrages de l'espèce animale la plus sensible (en mg.kg⁻¹),
- PF: **coefficient de prélèvement** pour le fourrage qui accumule le plus = concentration dans le fourrage en fonction de l'ajout cumulé d'élément-trace par la boue (en mg.kg⁻¹/kg.ha⁻¹).

$$PF = \frac{C_{\max}}{a}$$

Avec:

- C_{max}: concentration dans le fourrage accumulant le plus l'élément (en mg.kg⁻¹),
- a: apport d'élément-trace cumulé par les boues par hectare (en kg.ha⁻¹).

Tableau 3.13: Variables utilisées dans la voie 5 du modèle de l'US-EPA.

Élément	Fourrage qui accumule le plus	S (en mg.kg ⁻¹)	F (en mg.kg ⁻¹)	PF (en mg.kg ⁻¹ /kg.ha ⁻¹)
Cd	paille d'orge	5	0,09	0,1
Cu	blé	25	2,1	0,15
Mo	colza fourrager	5	1,1	0,769
Se	légumes-feuilles*	2,3	0,03	0,07
Zn	feuilles d'orge	300	26	0,058

* Il n'y a pas de données sur les fourrages.

■ Voie 7: boue → sol → plante (Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn)

Pour cette voie d'exposition, il n'y a pas de modélisation du transfert sol-plante. Seule la phytotoxicité est prise en compte.

L'apport (A) cumulé autorisé d'élément-trace est:

$$A = (T - C_f)m \quad (\text{en kg.ha}^{-1})$$

Avec:

- T: seuil de phytotoxicité dans le sol = moyenne entre la concentration maximale dans le sol qui ne cause pas de phytotoxicité et la concentration minimale dans le sol qui cause une phytotoxicité, pour l'espèce végétale la plus sensible (en mg.kg⁻¹),
- C_f: concentration de fond du sol (concentration « naturelle ») (en mg.kg⁻¹),
- m: masse de sol présente dans un hectare (en kt.ha⁻¹).

3.2.2.2. Description succincte du modèle de l'OMS² pour l'épandage des boues d'épuration

Dans son projet de document technique (Chang *et al.*, 1995), l'OMS a appliqué la démarche d'évaluation des risques au calcul des teneurs limites dans les sols agricoles après épandage de boues de station d'épuration urbaine ou d'eaux usées. L'OMS a retenu 8 voies d'exposition et différentes cibles (Tableau 3.14). La démarche a été fortement inspirée de celle de l'US-EPA.

Tableau 3.14: Scénarios pris en compte par l'OMS pour le calcul des seuils d'éléments-traces dans les sols.

Voies de transfert		Scénario d'exposition
1	Boues → Sol → Plante → Toxicité Homme	Consommateurs de nourriture produite sur des parcelles agricoles lourdement affectées par l'épandage des boues ou dans un jardin particulier (terres agricoles converties en jardins depuis 5 ans)
2	Boues → Sol → Toxicité Homme	Enfants ingérant du sol dans un jardin particulier (terres agricoles converties en jardins depuis 5 ans)
3	Boues → Sol → Plante → Animal → Toxicité Homme	Consommateurs de viande provenant d'animaux nourris avec des aliments cultivés sur des terres amendées par des boues
4	Boues → Sol → Animal → Toxicité Homme	Consommateurs de viande provenant d'animaux ingérant du sol de pâturages amendés par des boues
10	Boues → Sol → Particules aériennes → Toxicité Homme	Conducteurs de tracteurs inhalant des poussières de sols amendés par des boues
11	Boues → Sol → Ruissellement de surface → Eaux de surface → Toxicité Homme	Consommateurs d'eau de boisson et de poissons provenant d'eaux affectées par le ruissellement de terres amendées par des boues
12	Boues → Sol → Zone « vadose » → Eaux souterraines → Toxicité Homme	Fermiers buvant l'eau provenant d'aquifères contaminés par des polluants (lixiviation de terres amendées par des boues)
13	Boues → Sol → Vaporisation atmosphérique → Toxicité Homme	Fermiers et résidents respirant l'air contaminé par des polluants (volatilisation à partir de terres amendées par des boues)

L'OMS cite aussi 5 autres voies (Tableau 3.15) qu'elle ne traite pas car ne concernant pas la santé de l'homme.

Tableau 3.15: Scénarios non pris en compte par l'OMS pour le calcul des seuils d'éléments-traces dans les sols.

5	Boues → Sol → Plante → Toxicité Animal	Toxicité pour des animaux consommant des aliments cultivés sur des terres amendées par des boues
6	Boues → Sol → Toxicité Animal	Toxicité pour des animaux ingérant du sol de pâturage amendé par des boues
7	Boues → Sol → Toxicité Plante	Dommages pour les cultures produites sur des sols amendés par des boues
8	Boues → Sol → Toxicité Organismes du sol	Effets toxiques pour les organismes des sols amendés par des boues
9	Boues → Sol → Organismes du sol → Toxicité Prédateurs	Effets toxiques pour les prédateurs des organismes des sols amendés par des boues

² OMS : Organisation mondiale de la santé.

L'OMS souligne que :

- la méthodologie basée sur les risques est plus adaptée à des situations spécifiques (cas ou sites particuliers), à cause des besoins énormes de données pour faire tourner les modèles et des difficultés dans la définition des scénarios d'exposition représentatifs. Elle peut toutefois être utilisée pour calculer des valeurs seuils pour des situations générales à condition de définir arbitrairement les scénarios d'exposition. Mais on peut se demander si ces données numériques sont réalistes et jusqu'où ces valeurs sont capables de protéger la santé de l'homme;
- la voie d'exposition la plus importante est la chaîne alimentaire. Les polluants ingérés lors de la consommation de céréales, de légumes et de fruits comptent pour 75 % de l'ingestion totale de polluants par le régime alimentaire. La possibilité pour un polluant issu de boues d'être transféré à l'homme par d'autres groupes d'aliment (produits laitiers, corps gras, viandes, sucre, miel, etc.) est relativement faible;
- les voies d'exposition par inhalation et par ingestion d'eau sont mineures, à l'exception des individus exposés lors d'activités occupationnelles ou des résidents vivant près d'une source de pollution ponctuelle. L'impact sur la qualité des eaux souterraines est minime;
- le Cd semble être le contaminant le plus sérieux.

3.2.2.3. Description succincte du modèle du CEN³ utilisé pour l'épandage d'amendements

Le document N 136 du CEN / TC 223 / WG 2, version 2 (1995) donne deux séries de seuils en éléments-traces métalliques dans les amendements et supports de culture. Ces séries résultent des différentes réflexions et approches du groupe de travail, elles sont données à titre informatif, mais *in fine* aucune valeur limite n'a été recommandée par le groupe.

Pour la 1^{re} série de seuils du document CEN, 2 classes ont été déterminées : classe I (usage domestique) et classe II (usage professionnel). Pour la classe I, différents seuils ont été calculés : toxicité aiguë, toxicité chronique, ingestion d'aliments produits à partir de terres amendées et ingestion d'aliments produits sur support de culture. Pour la classe II, différents seuils ont aussi été calculés : amendement et support de culture.

1. Les seuils dans les amendements de la classe II ont été calculés en posant les hypothèses suivantes :
 - la concentration finale du sol (après apport d'amendements) ne doit pas dépasser les teneurs limites « sols » indiquées dans la directive européenne Épandage des boues d'épuration;
 - dans les 15 premiers cm du sol, il y a 50 % de sol et 50 % d'amendement (au-delà on considère qu'il s'agit d'un support de culture).

Ils ont pour objet de protéger les sols, lors de l'épandage par un agriculteur, d'une trop grande accumulation des éléments-traces.

2. Les seuils dans les supports de culture de la classe II sont les teneurs limites « sols » indiquées dans la directive européenne Épandage des boues d'épuration.

3. Les seuils dans les amendements et support de culture de la classe I ont été calculés à partir des recommandations DJA de l'OMS.

4. Les seuils dans les amendements et support de culture de la classe I « toxicité aiguë » et « toxicité chronique » ont été calculés en tenant compte d'une ingestion directe par un enfant. *Ils ont pour objet de protéger, lors d'une utilisation domestique, les enfants vis-à-vis de l'ingestion directe d'amendements ou support de culture.*

5. Les seuils dans les amendements et support de culture de la classe I « ingestion aliment » ont été calculés en prenant comme hypothèse : 100 % de l'alimentation humaine d'origine végétale provient de sols ayant reçu un amendement (« pire cas » envisagé pour le jardinier amateur, purement théorique) ou du support de culture. *Ils ont pour objet de protéger, lors d'une utilisation domestique, la famille « auto-produisant » la totalité de ses aliments végétaux.*

³ CEN : Comité européen de normalisation.

La 2^e série de seuils résulte d’une proposition autrichienne et repose sur un bilan de type « entrée-sortie », les entrées étant les amendements, les fertilisants phosphatiques et les apports atmosphériques et les sorties étant les cultures, les lixiviats et érosion. Elle suppose :

- que la « teneur limite » dans le sol cultivé (en fait concentration maximale « normale » sols autrichiens) ne sera pas dépassée (après apport d’amendement organique) en 150 ans,
- que les amendements organiques sont apportés à raison de 10 t MS.ha⁻¹.an⁻¹.

Ces concentrations limites ont pour objet de protéger les sols, lors de l’épandage, d’une trop grande accumulation des éléments-traces.

On notera que :

- pour le Cd, le Hg et le Ni, les seuils liés à la voie d’ingestion directe (« toxicité chronique » et « toxicité aiguë ») sont systématiquement moins sévères que ceux liés à la prévention de l’accumulation dans les sols (classe II – amendement ou seuils « autrichiens ») et à ceux liés au transfert sol – culture alimentaire (classe I – ingestion aliment) ;
- pour le Cu et le Zn, les seuils « toxicité aiguë » (voie d’ingestion directe) sont systématiquement moins sévères que ceux liés à la prévention de l’accumulation dans les sols (classe II – amendement ou seuils « autrichiens ») mais sont équivalents à ceux liés au transfert sol – culture alimentaire (classe I – ingestion aliment). Pour le Cu, les seuils « toxicité chronique » sont de très loin les moins sévères de tous ;
- pour le Cr et le Pb, les seuils « toxicité chronique » sont du même ordre que les seuils liés à la prévention de l’accumulation dans les sols (classe II – amendement ou seuils « autrichiens ») ou (pour le Pb) que ceux liés au transfert sol – culture alimentaire (classe I – ingestion aliment).

Les produits du jardin sont divisés en 7 groupes : pommes de terre, légumes verts à feuilles, légumes secs, légumes non secs, légumes racines, fruits et céréales.

La concentration (C_s) maximale dans le support de culture est calculée par l’équation :

$$C_s = \frac{S_1.f_1 + S_2.f_2 + \dots + S_7.f_7}{CR_1.f_1 + CR_2.f_2 + \dots + CR_7.f_7} \quad (\text{en mg.kg}^{-1})$$

Avec :

- S_{*j*} : seuil dans l’aliment *i* pour la sécurité alimentaire de l’homme (en mg.kg⁻¹),
- f_{*j*} : fraction d’aliment *i* consommé dans la ration alimentaire,
- CR_{*j*} : **coefficient de répartition** de la plante dont est issu l’aliment *i* (Tableau 3.16).

La concentration (C_a) maximale de l’amendement est calculée par :

$$C_a = 2 C_s - C_f \quad (\text{en mg.kg}^{-1})$$

Avec :

- C_{*f*} : concentration de fond du sol (concentration « naturelle ») (en mg.kg⁻¹).

Tableau 3.16 : Coefficient de répartition (CR) utilisé dans le modèle du CEN pour le Cd.

Groupes d'aliments	CR				
	Cd	Pb	Hg	Ni	Zn
pommes de terre	0,03	0,0008	0,0033	0,125	0,06
légumes verts à feuilles	0,43	0,008	0,007	0,09	0,80
légumes non secs	0,01	0,001	0,001	0,13	0,05
légumes secs	0,01	0,001	0,001	0,13	0,05
légumes racines	0,22	0,003	0,017	0,52	0,05
fruits	0,05	0,002	0,0033	0,04	0,04
céréales	0,016	0,01	0,001	0,04	0,03

3.2.2.4. Description succincte du modèle du CCME⁴ utilisé pour les scénarios jardins potagers et agriculture dans le cadre des sites pollués

Plusieurs voies d'exposition sont étudiées dans le modèle du CCME (CCME, 1996a; CCME, 1997). La concentration recommandée dans le sol la plus faible est retenue.

Trois voies d'exposition tiennent compte du transfert sol-plante des éléments-traces.

- *Jardin potager, voie d'exposition sol → légume → homme*
(toxicité pour l'homme = jardinier amateur)

L'hypothèse de calcul est que les légumes consommés proviennent à 10 % du jardin et à 90 % de l'achat à l'extérieur. La concentration (C_{sol}) recommandée du sol de jardin se calcule à partir de l'équation :

$$Q = (0,1.q.CR.C_{sol}) + (0,9.q.C_{lég})$$

Avec :

- Q : quantité maximale recommandée d'élément-trace ingérée par l'absorption de légumes (en mg.jour⁻¹),
- q : quantité de légumes consommés (en kg.jour⁻¹),
- CR : **coefficient de répartition** moyen des légumes,
- $C_{lég}$: concentration moyenne des légumes sur le marché national (en mg.kg⁻¹),
- C_{sol} (en mg.kg⁻¹).

- *Agriculture, voie d'exposition sol → (légume et bétail) → homme*
(toxicité pour l'homme = agriculteur et sa famille)

Les hypothèses de calcul sont les suivantes (pour l'exploitation agricole) :

- 50 % des légumes ingérés proviennent du jardin potager de l'agriculteur,
- 100 % du lait et 50 % de la viande consommés sont produits sur place.

Le même type de calcul que pour les jardins potagers sert à définir la concentration maximale admissible dans le sol de l'exploitation, avec des **coefficients de répartition** plante-sol, lait-sol, viande-sol.

- *Agriculture, voie d'exposition sol → fourrage → bétail (toxicité pour le bétail)*

L'hypothèse de calcul est que tout le fourrage est produit sur l'exploitation.

La concentration (C_{sol}) maximale admissible du sol dérive alors de l'équation :

$$Q = q.CR.C_{sol}$$

Avec :

- Q : quantité maximale recommandée d'élément-trace ingérée par le bétail par l'absorption de fourrages (en mg.jour⁻¹),
- q : quantité de fourrages consommée par le bétail (en kg.jour⁻¹),
- CR : **coefficient de répartition** moyen des fourrages,
- C_{sol} (en mg.kg⁻¹).

3.2.2.5. Description succincte du modèle utilisé en France (MEDD⁵) pour les sites et sols pollués

Le ministère de l'Écologie et du Développement durable a élaboré et mis en œuvre une politique nationale en matière de gestion et de réhabilitation des sites et sols pollués (MATE, 2000). L'une des étapes, celle de l'évaluation simplifiée des risques (ESR) qui a pour objectif de classer les sites étudiés en

⁴ CCME : Conseil canadien des ministres de l'Environnement.

⁵ MEDD : ministère de l'Écologie et du Développement durable.

trois catégories définissant les actions à envisager, nécessite l'utilisation des valeurs de constat d'impact (VCI) dans les sols. Ces valeurs, qui permettent de constater l'impact de la pollution du milieu sol en fonction de l'usage de celui-ci, constituent l'un des 43 critères servant à classer les sites pollués au stade de l'ESR. Les VCI sols sont des concentrations de polluants dans les sols et sont élaborées par rapport à une exposition chronique. Elles sont calculées à partir d'un modèle simple et de deux scénarios, l'un sensible de type résidentiel avec jardin potager (voie d'exposition par l'ingestion de fruits et légumes) et l'autre, non sensible, de type industriel avec travail en intérieur et extérieur. La méthode de calcul tient compte de la toxicité et de paramètres physico-chimiques des substances, de paramètres du sol, de paramètres d'exposition des cibles, etc.

Le scénario résidentiel avec jardin potager utilise le modèle des coefficients de répartition, dits « facteurs de bioconcentration ».

Les **coefficients de répartition** choisis (MATE, 1997 ; Bonnard, 1997 et Lévêque & Bonnard, 1998) sont :

- 0,0035 pour tous les fruits et légumes pour l'As,
- 0,004 pour les légumes racines et 0,2 pour les légumes-feuilles, les légumes-fruits et les fruits pour le Cr,
- 0,099 pour les végétaux racines (hormis la pomme de terre), 0,2 pour la pomme de terre, 0,031 pour les végétaux légumes, 0,024 pour les végétaux fruits et 0,47 pour les végétaux feuilles pour le Hg organique,
- 0,036 pour les végétaux racines (hormis la pomme de terre), 0,1 pour la pomme de terre, 0,015 pour les végétaux légumes, 0,018 pour les végétaux fruits et 0,108 pour les végétaux feuilles pour le Hg inorganique.

3.2.2.6. Description succincte du modèle néerlandais pour les sols pollués

Cf. 3.1.1.2. Modèles fonctionnels.

3.2.2.7. Commentaires sur le modèle coefficient de répartition plante-sol

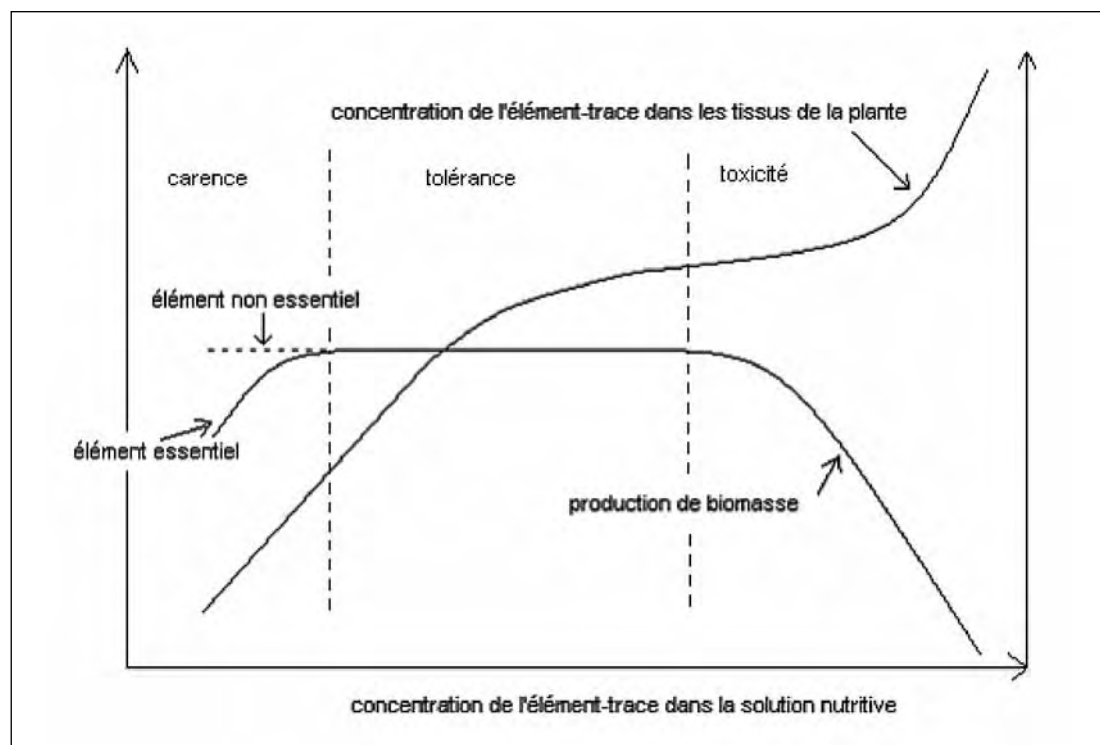
La tendance actuelle pour l'évaluation des risques liés aux sols de sites pollués est de ne plus utiliser une seule valeur du coefficient de répartition plante-sol par élément-trace, mais d'utiliser les distributions statistiques de ces coefficients, si possible par famille de plantes plutôt que pour l'ensemble des plantes, en association avec une analyse de type Monte Carlo. Cette tendance mériterait d'être encouragée en France et pas uniquement pour les sites pollués, *via* la mise en place de bases de données contenant les teneurs en éléments-traces dans les plantes et les sols associés et le traitement statistique de ces données, à partir d'expérimentations *in situ* françaises ou étrangères présentant des conditions proches.

Les distributions des coefficients de répartition plante-sol développés en raison de l'utilisation généralisée de ce type de modèle aux États-Unis (au moins) par les évaluateurs des risques, l'ont été aussi pour deux raisons additionnelles :

- pour obtenir une estimation non conservatrice de la concentration dans les plantes *via* l'utilisation de la valeur médiane du coefficient,
- pour obtenir une estimation conservatrice de la concentration dans les plantes *via* l'utilisation du 90^e percentile du coefficient.

Une étude (Bechtel Jacobs Company, 1998) montre que si pour 4 des éléments-traces étudiés (As, Cu, Se, Zn) la distribution des coefficients de répartition plante-sol est log-normale, en revanche elle n'est ni normale, ni log-normale pour les 4 autres (Cd, Pb, Hg, Ni). On peut donc en conclure que l'évaluation de l'exposition de l'homme ou d'animaux d'élevage herbivores, utilisant ces distributions et une analyse de Monte Carlo serait incertaine.

Les coefficients de répartition supposent une relation linéaire entre la concentration dans le sol et le prélèvement des éléments par les plantes, alors que le prélèvement atteint en général un palier à partir d'une certaine concentration (ADEME, 1995). Il en résulte une surestimation de la concentration dans la plante pour les fortes teneurs dans le sol.



(Kabata-Pendias & Pendias, 1992, modifié; Prasad & Hagemeyer, 1999)

Figure 3.3: Effets généraux des concentrations en éléments-traces d'une solution nutritive sur la production de biomasse et sur la concentration en éléments-traces des tissus de la plante.

La figure 3.3 illustre la forme générale des courbes représentant les effets des concentrations en éléments-traces d'une solution nutritive sur la production de biomasse et sur la concentration en éléments-traces des tissus d'une plante. Cette figure pourrait probablement s'appliquer aux sols. Elle présente aussi des exceptions. Il est à noter que les formes des courbes (pentes, échelles des axes, etc.) varient grandement en fonction des plantes (espèce, variété, organes concernés, etc.), des éléments-traces (et de leur spéciation) et des sols (pH, CEC, granulométrie, etc.). On notera également que :

- les courbes de production de biomasse diffèrent selon que l'élément est essentiel ou non à la plante (existence d'une zone de carence ou non),
- lorsque la solution nutritive présente une concentration faible ou moyenne en élément-trace, la partie correspondante de la courbe de concentration dans la plante est linéaire (ce qui pourrait correspondre globalement aux cas les plus courants pour les sols : concentrations naturelles ou pollutions diffuses),
- en revanche, à partir d'une concentration assez élevée, la courbe s'infléchit, traduisant un coefficient de répartition plante-solution moins élevé, se stabilise, puis reprend un aspect linéaire juste avant la mort de la plante.

Le modèle coefficient de répartition plante-sol ne tient pas compte des formes chimiques des éléments-traces dans les sols et dans les apports.

Les risques sont souvent surévalués avec la méthodologie de l'individu le plus exposé. Il arrive ainsi que les seuils dans les sols issus de ce modèle soient inférieurs aux besoins des plantes pour les oligo-éléments, ou à certaines teneurs d'origine géochimique dans les sols, ou bien aux limites de détection des analyses chimiques employées. Par exemple, le modèle du CEN aboutit à des teneurs admissibles dans les

supports de culture insuffisantes pour assurer les besoins des plantes en Cu et Zn et le modèle utilisé par le MEDD aboutit dans certains cas à des VCI pour l'As inférieurs aux teneurs naturelles dans les sols de certaines régions françaises.

Chang *et al.* (1995) proposent à l'OMS/FAO de réglementer les teneurs en As, Cd et Hg dans les boues en raison des faibles doses journalières recommandées de ces éléments (forte toxicité pour l'homme) et de leur coefficient de répartition élevé (transfert sol-plante important). Pour ces auteurs, d'autres éléments, comme le Cr, ne nécessitent pas d'être réglementés, car les concentrations maximales dans les sols déduites de calculs de risque sont élevées, et ne seront pas atteintes avec un usage normal des boues en agriculture (les autres éléments seront des facteurs limitants avant le Cr).

Les notions de plante et d'aliment sont confondues. Les concentrations des végétaux et des denrées issues des végétaux sont en réalité différentes (*cf.* 4.1.2), et les proportions de telle plante dans tel aliment ne sont pas évidentes à évaluer.

Le devenir d'une parcelle ayant reçu des boues, des lisiers ou des composts n'est jamais pris en compte dans les modèles. Selon Schmidt (1997), à long terme, les quantités d'éléments-traces disponibles pour les plantes n'augmentent pas car les matières organiques complexent et immobilisent les éléments. Cependant il est légitime de se poser la question de ce que deviennent les éléments-traces lorsque les épandages sont arrêtés, donc quand le taux de matière organique du sol diminue.

On notera que le coefficient de répartition plante-sol n'est qu'un cas particulier des modèles régressifs (mono-variable, log transformé, pente = 1). Or certains auteurs (Bechtel Jacobs Company, 1998) constatent que ceci n'est pas vérifié pour la plupart de éléments-traces pour lesquels la pente est en général inférieure à 1, suggérant que le coefficient de répartition décroît quand les concentrations en éléments-traces dans les sols sont élevées (*cf.* 3.1.1.3).

3.2.3. Un deuxième modèle : l'utilisation d'extractions chimiques sélectives et de modèles régressifs

3.2.3.1. Exemple détaillé de la Suisse

■ **Sites pollués**

Conseil Fédéral Suisse (1998, Ordonnance sur les atteintes portées aux sols).

Les trois points suivants doivent être successivement étudiés.

Point 1 : Les teneurs mesurées dans les sols, pseudo-totales (extraction à l'acide nitrique 2M; 1 g de sol et 10 mL de solution) et mobiles (extraction au nitrate de sodium 0,1M; 1 g de sol et 2,5 mL de solution), sont comparées aux seuils du tableau 3.17 (en mg.kg⁻¹ jusqu'à 15 % de matières organiques et mg.dm⁻³ au-dessus).

Tableau 3.17 : Valeurs d'assainissement suisses pour les sites pollués.

	Concentrations							
	Pb		Cd		Cu		Zn	
	total	mobile	total	mobile	total	mobile	total	mobile
agriculture et horticulture	2000	–	30	0,1	1000	4	2000	5
jardins privés et familiaux	1000	–	20	0,1	1000	4	2000	5

Lorsque ces seuils sont dépassés, il existe un risque avéré à utiliser le sol. Il est alors interdit de l'utiliser, et une procédure de dépollution doit être mise en œuvre.

Si les seuils ne sont pas dépassés, on passe alors au **point 2**.

Point 2 : Les mêmes teneurs sont comparées aux seuils du tableau 3.18.

Tableau 3.18: Seuils d'investigation suisses pour les sites pollués.

	Concentrations					
	Pb		Cd		Cu	
	total	mobile	total	mobile	total	mobile
cultures alimentaires	200	–	2	0,02	–	–
cultures fourragères	200	–	2	0,02	150	0,7

Lorsque les teneurs dépassent ces seuils, il existe un risque possible lors de l'utilisation du sol. Elle doit donc être restreinte et la nécessité d'assainir le sol doit être évaluée.

Si les seuils ne sont pas dépassés, on passe au **point 3**.

Point 3 : Les mêmes teneurs doivent être comparées aux seuils du tableau 3.19.

Tableau 3.19: Valeurs indicatives suisses pour les sites pollués.

	Concentrations (en mg.kg ⁻¹ MS* ou mg.dm ⁻³ **)	
	teneur totale	teneur mobile
Cr	50	–
Ni	50	0,2
Cu	40	0,7
Zn	150	0,5
Mo	5	–
Cd	0,8	0,02
Hg	0,5	–
Pb	50	–
F	700	20

* Matières organiques < 15 %.

** Matières organiques > 15 %.

Lorsque ces valeurs sont dépassées, la fertilité du sol n'est pas garantie à long terme, mais il n'y a pas de risque à utiliser les sols.

Ces seuils reposent sur les travaux de l'OFEFP (Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage), en collaboration avec des organismes de recherche. Des régressions linéaires entre les teneurs dans les plantes et celles dans les sols (totales et mobiles) ont été réalisées (Figure 3.4). Le seuil dans le sol est la valeur sur l'axe des abscisses correspondant au double de la concentration maximale recommandée dans les plantes.

3.2.3.2. Exemple détaillé du Bade-Würtemberg (Allemagne)

Sites pollués

Innenministerium des Landes Baden-Württemberg, 1993. Dritte Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums zum Bodenschutzgesetz über die Ermittlung und Einstufung von Gehalten anorganischer Schadstoffe im Boden (VwV Anaorganische Schadstoffe) vom 24. August 1993. Az / 44-8810.30-1/46, GABI vom 29. September 1993, Nr 30. (Ministère de l'Intérieur du Land Bade-Würtemberg, 1993. Troisième

Laitues : Cd (mg.kg⁻¹ MS)

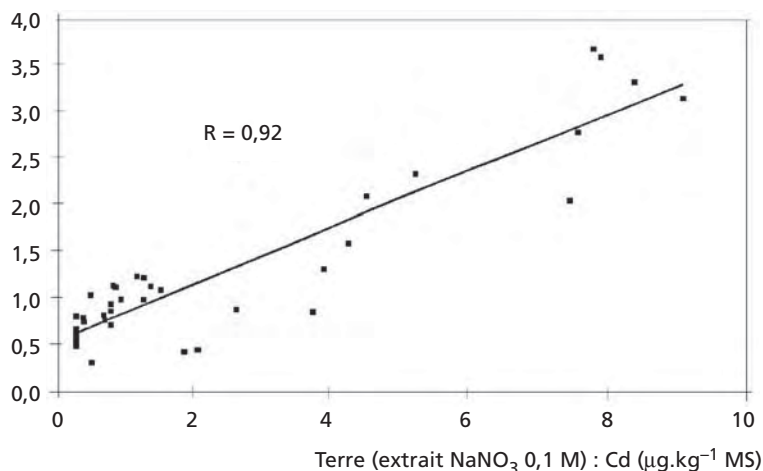


Figure 3.4: Exemple de droite de régression (OFEFP, 1996).

directive administrative du ministère de l'Environnement sur la loi de protection des sols relative à la détermination et à la classification des teneurs en substances toxiques inorganiques dans le sol (substances toxiques inorganiques) – directive administrative du 24 août 1993.)

Comme la Suisse, le Bade-Würtemberg a opté pour des seuils pseudo-totaux (extraits à l'eau régale : acide nitrique + acide chlorhydrique) et des seuils mobiles (extraits au nitrate d'ammonium 1M; 1 g de sol et 50 mL de solution; agitation pendant 2 heures). Mais les seuils badois doivent être interprétés en fonction de facteurs liés au sol : utilisation du sol, pH, teneur en argile, etc.

Les trois points suivants doivent être vérifiés.

Point 1 : Dans un premier temps, la concentration totale du sol doit être comparée aux valeurs du tableau 3.20 ou du tableau 3.21 selon la cible à protéger.

Tableau 3.20: Seuils du Bade-Würtemberg pour la protection de l'homme (en mg.kg⁻¹ MS).

	Utilisation du sol		
	terrain de jeux pour enfants	surfaces d'habitation	destinations industrielles et commerciales
As	20	30	130
Cd	3	15	60
Cr	100	500	étude au cas par cas
Hg	2	10	40
Ni	100	100	300
Pb	100	500	4000
Tl	1	4	15

Tableau 3.21 : Seuils du Bade-Würtemberg pour la protection des micro-organismes, des plantes, de l’eau (en mg.kg⁻¹ MS).

	pH CaCl ₂	Groupe de teneurs en argile*	Concentration totale
As	pH > 5	A1	20
	pH > 5	A2	40
Cd	pH > 5	A1	1
	5 < pH < 6	A2	1
	pH > 6	A2	1,5
Cr	pH > 5	A1-A2	100
Cu	pH > 5	A1-A2	60
Hg	pH > 5	A1-A2	1
Ni	pH > 5	A1-A2	50
Pb	pH > 5	A1-A2	100
Tl	pH > 5	A1	0,5
	pH > 5	A2	1
Zn	pH > 5	A1	150
	5 < pH < 6	A2	150
	pH > 6	A2	200

* A1 = 0-8 % ; A2 ≥ 8 % d'argile.

Quand il y a dépassement des valeurs indiquées dans le tableau 3.20 ou le tableau 3.21, c’est qu’il y a une accumulation de l’élément dans le sol. Une étude plus approfondie est nécessaire (analyse de plante par exemple). De plus, on passe au **point 2**.

Lorsque les seuils ne sont pas dépassés, on passe également au **point 2**.

Point 2 : Ensuite les concentrations mobiles du sol doivent être comparées aux teneurs du tableau 3.22.

Tableau 3.22 : Seuils du Bade-Würtemberg pour la protection des micro-organismes, des plantes et des eaux (en mg.kg⁻¹ MS).

	Micro-organismes	Plantes alimentaires	Plantes fourragères	Croissance végétale	Eaux	
					de surface	souterraines
As	–	0,14	0,14	0,8	0,14	0,07
Cd	–	0,025	0,025	–	0,1	0,03
Cr	0,13	–	–	0,06	0,13	0,13
Cu	1,2	–	1	2,4	1,2	0,45
Hg	0,007	–	–	–	0,007	0,007
Ni	–	–	–	1,2	1,2	0,7
Pb	–	0,4	0,4	–	3,5	0,25
Tl	–	0,04	0,04	–	–	–
Zn	–	–	5	10	5	1,5

Lorsque ces valeurs sont dépassées, il faut faire une étude au cas par cas comme précédemment. De plus on passe au **point 3**.

Si les seuils ne sont pas dépassés, on passe également au **point 3**.

Point 3 : Enfin les teneurs mobiles du sol sont comparées aux seuils du tableau 3.23.

Tableau 3.23: Seuils du Bade-Würtemberg pour la protection des plantes alimentaires et fourragères (en mg.kg⁻¹ MS).

	Plantes alimentaires	Plantes fourragères
Cd	0,04	0,04
Cu	–	2,7
Pb	12	12
Tl	0,13	0,13

Lorsque les valeurs indiquées sont dépassées, il faut prendre les mesures suivantes :
– Cd : certaines cultures sont autorisées, d’autres interdites (Tableau 3.24 et Tableau 3.25).

Tableau 3.24: Cultures interdites et autorisées dans le cas d’un problème avec le Cd (Bade-Würtemberg).

	Cultures interdites	Cultures autorisées
Plantes alimentaires	scarole, chou vert, avoine, carotte, cresson, poireau, bette, persil, radis, betterave, salade, ciboulette, salsifis, céleri branche, céleri-rave, tournesol, épinard, blé, chou	aubergine, fruits, haricot, petits pois, orge, concombre, courge, poivron, seigle, maïs doux, chou blanc, courgettes
Plantes fourragères	maïs ensilage, feuille de betterave, tournesol (tourteaux)	sarriette, grain d’orge, maïs grain

Tableau 3.25: Cultures possibles sous surveillance en cas de problème avec le Cd (Bade-Würtemberg).

Plantes alimentaires	Chou fleur, chou de Chine, pomme de terre, chou rave, radis, chou de Bruxelles, chou rouge, tomate, oignon
Plantes fourragères	Fève, pâturage

- Cu : la culture de fourrage vert destiné à l’alimentation des moutons et l’utilisation comme pâturage pour les moutons doivent être interdites.
- Pb : la culture de plantes alimentaires et fourragères est interdite.
- Tl : comme pour le Cd, certaines cultures sont autorisées, d’autres interdites (Tableau 3.26).

Tableau 3.26: Cultures interdites et autorisées en cas de problème de Tl (Bade-Würtemberg).

	Cultures interdites	Cultures autorisées
Plantes alimentaires	chou-fleur, brocoli, chicorée, chou de Chine, mâche, chou vert, chou-rave, cresson, poireau, bette, persil, chou de Bruxelles, betterave rouge, chou rouge, salade, céleri, épinard, chou blanc, chou pommé	haricot, petits pois, concombre, pomme de terre, courge, raifort, melon, carotte, poivron, radis, salsifis, tomate, oignon
Plantes fourragères	maïs ensilage, colza fourrager, colza grain, navet	pas de restriction sauf plantes citées à gauche

Cette directive administrative repose sur les travaux de Pruess (1992). Il s'agit de l'étude de 400 couples sol-plante de la région sud-ouest de l'Allemagne. Les concentrations totales et mobiles dans le sol et la concentration dans la plante ont été mesurées et comparées à des teneurs recommandées dans les plantes afin d'établir un référentiel, puis des seuils.

3.2.4. Un troisième modèle: le flux exporté par la plante, les bilans entrées-sorties

Ce modèle est surtout utilisé dans le cas des :

Épandages de déchets

Seuils en éléments-traces des composts et apports maximaux de compost aux Pays-Bas (de Haan & Visser-Reyneveld, 1996).

3.2.4.1. Description du modèle bilan

L'accumulation d'éléments-traces dans le sol doit être la plus faible possible. Le flux entrant (apports d'éléments au sol) doit donc s'équilibrer avec le flux sortant (exportations) (Tableau 3.27).

Ce modèle a été utilisé aux Pays-Bas pour calculer les seuils en éléments-traces dans les composts de déchets.

Les apports tiennent compte des engrais, des retombées atmosphériques et du compost. Les exportations considérées sont le lessivage et le prélèvement par les récoltes.

L'exportation par les récoltes est calculée comme étant le produit d'un rendement moyen des récoltes par une concentration acceptable en un élément dans les récoltes. Les données moyennes sont issues de la littérature. Les teneurs acceptables sont choisies comme étant les teneurs maximales acceptables dans les récoltes à vocation alimentaire pour le Cd et le Pb, et comme les teneurs maximales acceptables dans les récoltes pour éviter une phytotoxicité pour le Cu et le Zn.

Tableau 3.27: Exemples de flux (en mg.m⁻²) utilisés aux Pays-Bas pour le calcul des seuils dans les composts.

	Cd	Cu	Pb	Zn	Remarques
Engrais	0,55	1,7	4,7	15,5	1,5 t compost.ha ⁻¹ 3 t compost.ha ⁻¹
Engrais + compost	0,59	10,0	15,9	36,4	
Engrais + compost	0,66	18,8	33,0	65,0	
Retombées atmosphériques	0,2	3,2	13,0	20,0	
Lessivage	0,1	1,3	1,3	7,5	
Grande culture pour consommation humaine	0,03-0,25	3,6-11,0	0,1-0,5	36,0-110	
Grande culture pour consommation animale	0,15-0,75	3,6-13,5	7,0-31,0	36,0-135	
Légumes	0,43-0,85	3,7-7,5	1,7-4,5	37,0-75,0	

3.2.4.2. Commentaires sur le modèle bilan

C'est un modèle physique de transfert de masses d'éléments-traces dans un système, que l'on peut assimiler au principe de précaution, puisque tous les compartiments sont protégés au maximum par un seul calcul, de façon à ce qu'il n'y ait pas de modification. Les exportations par lessivage et par les récoltes sont très faibles. Les apports doivent donc être très faibles aussi, alors que certains flux entrant, comme les retombées atmosphériques de Pb, sont élevés et incontrôlables. Les épandages de composts sont donc fortement limités. Une sortie importante, par l'érosion, qu'elle soit éolienne ou par ruissellement, n'est pas prise en compte. En fait, ce modèle, s'il était appliqué à tout intrant agricole (y compris les phosphates riches en Cd, les effluents d'élevage riches en Cu et Zn, les fongicides métalliques) limiterait sérieusement l'utilisation de nombre de produits.

À retenir sur les modèles de transfert sol-plante des éléments-traces dans les réglementations et guides de bonnes pratiques

Le transfert sol-plante des éléments-traces doit être modélisé pour calculer certains seuils maximaux en éléments-traces dans les sols.

Le modèle le plus utilisé est le coefficient de répartition plante-sol, *i.e.* quotient de la concentration en élément-trace dans la plante sur celle dans le sol, sur la base de la matière sèche. Il suppose une relation linéaire entre les concentrations dans la plante et dans le sol, conduisant à une majoration de la probabilité réelle de transfert.

Les extractions chimiques sélectives sont également un modèle fréquemment utilisé. Il s'agit de la mise en solution d'une fraction d'un élément-trace présent dans le sol par une solution. La quantité extraite par la solution donne une estimation de la phytodisponibilité de l'élément dans le sol. Les solutions salines (nitrate de sodium, nitrate d'ammonium) sont employées en Allemagne et en Suisse. Néanmoins, il n'existe pas de méthode d'extraction chimique universelle permettant d'évaluer simultanément et sans difficultés analytiques l'absorption de tout élément-trace, par tout végétal, cultivé sur tout type de sol.

Le flux d'éléments-traces exporté par la plante (utilisé pour les bilans entrées-sorties) est un modèle moins utilisé et qui limite beaucoup les épandages de produits en agriculture, quelle que soit leur origine.

Tous les modèles utilisés sont un compromis entre pragmatisme (*i.e.* un modèle pratique et utilisable facilement) et connaissances scientifiques (*i.e.* un modèle reposant sur des bases scientifiques solides). Dans tous les cas, la modélisation implique la simplification nécessaire d'un système biologique complexe pour toute prise de décision.

Recommandations à l'usage des opérateurs de terrain

En l'état actuel des choses et dans l'attente du développement des modèles régressifs en France, pour un ingénieur ou un technicien de terrain du secteur agricole, les seules méthodes **opérationnelles** pour évaluer la probabilité de transfert des éléments-traces d'un sol donné vers les végétaux, en vue d'estimer la possibilité d'utiliser sans risque une parcelle (potentiellement polluée par l'épandage de produits résiduels par exemple, ou à teneur naturellement élevée en éléments-traces), sont :

1. **L'analyse de végétaux à maturité sur le terrain**, si on a le temps d'attendre un cycle de culture, ou si le site est déjà en culture.

Dans ce cas, il faut être conscient de l'importance de la méthode d'échantillonnage des végétaux, et demander à son laboratoire un protocole d'échantillonnage adapté à la culture. Le nombre de répétitions doit être élevé (au moins 5), car la variabilité spatiale des teneurs dans les sols, et la variabilité de prélèvement des éléments-traces entre les plantes sont élevées.

Le choix du laboratoire est également à faire judicieusement. Un laboratoire au minimum agréé et mieux, accrédité pour l'analyse demandée est à retenir en priorité. À défaut, il faut choisir un laboratoire utilisant des échantillons certifiés ou des échantillons de contrôle, et

réclamer au laboratoire les résultats du dosage de ces échantillons dans la ou les séries des échantillons. La qualité de l'analyse est primordiale, même si elle a un coût élevé, d'autant plus que les teneurs mesurées sont de l'ordre de la trace, parfois peu différentes des limites de détection, avec une variabilité naturelle du même ordre de grandeur que la différence entre le témoin et la parcelle traitée (ex. : traitement par une boue d'épuration « normale » selon des doses agronomiques). Il est préférable d'effectuer moins d'analyses dans un bon laboratoire, que de nombreuses analyses dont on ne connaît pas la validité.

La démarche est la suivante :

- comparer les concentrations des végétaux récoltés aux seuils réglementaires ou recommandés (cf. Annexe 3),
- comparer aux teneurs de la même espèce (si possible de la même variété), cultivée sur un site similaire (même type de sol, techniques culturales proches, etc.) témoin (non pollué),
- ou comparer aux teneurs fréquentes (cf. Annexe 2).

2. Demander à un laboratoire d'effectuer **une culture en serre ou en chambre climatisée** avec le sol du site à étudier et une ou plusieurs espèces végétales (celles qui sont destinées à être cultivées sur la parcelle si possible) :

- interpréter les résultats avec l'aide du laboratoire,
- en complément, procéder comme en 1, sachant que le transfert est accentué en pot.

3. Demander spécialement à un laboratoire une **extraction chimique sélective** (ex. : selon les méthodes normalisées en Suisse (nitrate de sodium) ou en Allemagne (nitrate d'ammonium), (cf. 3.2.3)

- comparer les résultats obtenus aux seuils préconisés dans les normes allemande et suisse, le cas échéant,
- interpréter les résultats avec l'aide du laboratoire.

4. Utiliser les coefficients de répartition plante-sol pour prévoir de façon approximative la probabilité de transfert. Des exemples sont donnés dans le chapitre 3.2.2. et dans le tableau 5.1. Ils permettent de simuler, à moindre frais et rapidement, l'influence de différentes doses d'apports d'un produit (boues, lisier, etc.) sur le prélèvement par différentes cultures et peuvent être une première étape permettant de dégager des priorités quant au choix des éléments-traces ou des espèces pour des études plus poussées (essais *in situ*, tests de phytodisponibilité).

Aliments

d'origine végétale et éléments-traces

4.1. Estimation de l'exposition journalière de l'homme aux éléments-traces via les aliments d'origine végétale en France

4.1.1. Teneurs en éléments-traces dans les végétaux en France

Les éléments-traces, à l'état naturel dans le sol, ont des concentrations variables puisqu'ils proviennent de la dégradation de la roche mère (ayant elle-même des teneurs variées), voire des retombées atmosphériques « naturelles » (notamment volcans, incendies de forêts) (cf. Annexe 2).

L'exemple le plus marquant est le Se. Dans le monde, il existe des régions naturellement riches en Se, et d'autres déficitaires. La Chine possède les deux types de sol, qui engendrent selon la géologie des symptômes de toxicité ou de déficiences chez les habitants (Reilly, 1991). La France est globalement en carence de Se, mais les régions ne sont pas toutes au même niveau. Le Sud-Ouest est la région la moins déficitaire (Gomez, communication personnelle). Il est donc évident que les échanges commerciaux internationaux de productions végétales ont une influence sur les quantités de Se ingérées par les populations. Au Royaume-Uni, l'augmentation des importations de blé en provenance de l'Union européenne, à teneurs en Se faibles, et la diminution concomitante de l'achat de blé américain et canadien, à concentrations 10 fois plus élevées, ont fait chuter le taux de Se sanguin des Britanniques (Reilly, 1991). Certains pays, comme la Finlande, ont opté pour une fertilisation des sols en Se, de façon à augmenter les concentrations en Se des récoltes, et donc l'apport dans la ration alimentaire (Combs, 1988) (Tableau 4.1). Il est certain qu'une telle intervention à l'échelon national nécessite une surveillance très étroite de la part des organismes officiels (Lamand, 1991).

Tableau 4.1 : Changements engendrés par l’enrichissement en Se des engrais phosphatés en Finlande, en 2 ans d’application.

	Avant l’enrichissement des engrais	Après l’enrichissement des engrais
Engrais P		+ 16 mg Se.kg ⁻¹ d’engrais (céréales) + 6 mg Se.kg ⁻¹ d’engrais (prairies)
Concentrations en Se de l’orge et de l’avoine	0,009 mg.kg ⁻¹ MS	0,2 mg.kg ⁻¹ MS
Se ingéré par la population	40 µg.jour ⁻¹	90 µg.jour ⁻¹
Concentration en Se du sang	70 µg.L ⁻¹	100 µg.L ⁻¹

Il est possible de donner des ordres de grandeurs de teneurs « normales » dans les végétaux, tout en sachant que les espèces et les variétés végétales n’accumulent pas les éléments-traces avec la même amplitude et que les sols n’ont pas tous la même « offre » en éléments-traces (Tableau 4.2 et Tableau 4.3).

Tableau 4.2: Teneurs moyennes observées dans les végétaux (en mg.kg⁻¹ MS).

	Général*	France**
As	0,1-5	0-1,5
Cd	< 0,1-1	0-1
Co	0,01-0,5	0-1
Cr	0,01-1	0-3
Cu	3-15	5-20
Hg	< 0,1-0,5	0-0,5
Mo	0,1-1	0,1-2
Ni	0,1-5	0,1-6
Pb	1-5	0,01-4
Se	0,02-2	0-1
Tl	< 0,5-5	0-0,2
Zn	15-150	10-50

* Tirées de la littérature mondiale.
** Tirées de l’Annexe 2 (uniquement parties consommées).

4.1.2. Teneurs en éléments-traces dans les aliments d’origine végétale en France

4.1.2.1. Importance des opérations de transformation

Les éléments-traces absorbés par l’homme, *via* l’ingestion des aliments d’origine végétale, proviennent de la plante, mais aussi des contaminations ou des pertes pouvant s’opérer pendant la cueillette, le transport, la transformation du végétal en aliment dans l’usine, le stockage et la préparation culinaire à la maison (Tableau 4.3). Il peut y avoir perte ou enrichissement.

La teneur d’un aliment ne reflète donc pas toujours celle de la matière première. L’agriculteur n’est pas le seul acteur de la qualité des aliments. L’industrie alimentaire, les particuliers préparant leurs aliments, les restaurateurs et tout fabricant de matériels et ustensiles entrant en contact avec les denrées alimentaires ont aussi un rôle important à jouer.

Les équipements de transformation des aliments et les récipients sont depuis l’Antiquité connus comme sources de contaminants métalliques des aliments et des boissons.

Tableau 4.3: Influence des transformations des productions végétales en aliments sur les teneurs en éléments-traces.

Transformation	Élément	Augmentation ou diminution des teneurs suite à la transformation
cuisson	Pb, Cr	↗
cuisson	Se	↘
conserves	Pb, Mo, Cu, Zn, Cr, Ni	↗
de raisin à vin	Cd, Pb	↘
stockage du vin	Cr	↗
lavage des légumes	Pb	↘
pelage des légumes	Pb	↘
eau de cuisson	Tl	↘
raffinage de la farine	Cu, Zn, Pb, Cr, Se	↘
raffinage du sucre	Cr, Cd, Mn, Zn	↘

Les récipients à usage alimentaire dont la surface interne peut se trouver, pendant un temps plus ou moins long, au contact des aliments, peut être à l'origine de contamination des aliments par le Cd, si ce métal entre dans la composition du revêtement (sous la forme d'un alliage, émail ou stabilisant) (Boudène, 2000). C'est le cas des poteries et des céramiques dont certains émaux colorés peuvent libérer au contact d'aliments acides, des quantités importantes de Cd.

■ *Ustensiles de cuisine et récipients*

Le Sn qui contient du Pb et qui est utilisé pour recouvrir les ustensiles en Cu et en Fe et les céramiques, ainsi que les autres recouvrements des cocottes en fonte, peuvent causer une contamination en Pb des aliments sous certaines conditions (Reilly, 1991). Le Pb est facilement attaqué en présence de l'oxygène de l'air, par des acides faibles (tels que l'acide carbonique) ou des acides organiques trouvés dans des fruits ou des préparations culinaires en dérivant (acides citriques, tartriques, maliques, etc.). Même les acides gras libérés par le rancissement de certaines huiles insaturées, telle l'huile d'olive, le dissolvent facilement (Boudène, 2000).

Les aliments peuvent être contaminés par le Ni pendant la transformation et le stockage dans des récipients en métal. Ainsi, la contribution des **ustensiles de cuisine** métalliques à l'ingestion de Ni est estimée à 0,1 mg.j⁻¹ (Smart & Sherlock, 1987). Une plus faible contribution est attribuée aux **boîtes** de conserve. Toutefois, ces contributions ne semblent pas être significatives par rapport à la dose ingérée totale (Reilly, 1991).

Le transfert de Cr des **ustensiles de cuisson** en acier inoxydable vers les aliments dépend du type d'ustensile utilisé, du pH et de la température de cuisson (Offenbacher & Pi-Sunyer, 1983). Ainsi, Jorhem & Slorach (1987) montrent que le chou rouge mariné, un aliment acide, cuit dans une cuve d'acier inoxydable contient 65 à 72 µg Cr.kg⁻¹, tandis que le chou frais en contient environ 10 µg.kg⁻¹. Reilly (1978) rapporte qu'un chou non cuit contenant 0,15 mg Pb.kg⁻¹ a sa teneur qui augmente à 0,18 mg Pb.kg⁻¹ quand il est cuit dans une casserole en aluminium, à 0,29 mg Pb.kg⁻¹ dans une vieille casserole de cuivre étamé et à 0,79 mg Pb.kg⁻¹ dans une même casserole neuve (soit 5 fois la teneur du chou cru). Reilly (1985) montre également qu'un plat de légumes et de viande cuit dans une **casserole** en aluminium ou en acier inoxydable peut contribuer pour 0,72 mg de Cu et pour 0,08 mg de Pb dans le régime, tandis que sa contribution peut être plus que doublée (1,83 mg pour le Cu et 0,35 mg pour le Pb) si une casserole en cuivre étamée est utilisée. Une soupe déshydratée à la tomate, achetée dans le commerce, ayant été réhydratée et chauffée dans une casserole de cuivre étamée, montrait des teneurs de 3,53 mg Pb.kg⁻¹ lorsque la casserole était neuve et de 0,71 mg Pb.kg⁻¹ lorsque la casserole était usée (Reilly, 1976).

La contamination de notre alimentation par le Cr et le Ni a été envisagée dès 1930. L'utilisation d'ustensiles en Ni pour la cuisson des aliments fut assez courante au début du xx^e siècle, mais cette utilisation

du Ni fut progressivement remplacée par celle de l'acier inoxydable dont certaines variétés telles le Monel et l'Inconel contiennent respectivement 67 à 80 % de Ni (Boudène, 2000). Un alliage contenant 15 % de Ni pouvait libérer 0,06 mg Ni.dm⁻² de surface après 1 h de cuisson. Par contre, un alliage de bronze de Ni contenant 75 % de Cu et 25 % de Ni se révélait relativement attaquant et de ce fait pouvait être impropre à l'utilisation pour la cuisine. Un alliage contenant 18 % de Cr ne perdait au contact des aliments, soit lors de leur cuisson, soit lors de leur stockage, que des quantités négligeables de Cr, de l'ordre d'une dizaine de µg.dm⁻². (Titus *et al.*, 1930; cité dans Boudène, 2000) Aux États-Unis, il avait été montré que certaines casseroles en acier inoxydable pouvaient libérer dans les solutions acides, correspondant au pH de certains aliments, des concentrations de Ni dépassant 400 ppm (Boudène, 2000).

Heureusement, depuis 1930, de grands progrès ont été faits dans la résistance des alliages à la corrosion.

Les casseroles en Al peuvent aussi augmenter la dose ingérée d'Al (Boudène, 2000).

Reilly (1991) avance qu'il est probable que la majorité du Cr ingéré provient des ustensiles de cuisine. Flint & Packirisamy (1997) ont montré au contraire que la contribution des poêles en acier inoxydable (19 % de Cr et 9 % de Ni) à l'apport de Cr et Ni dans la ration alimentaire était négligeable, à l'exception du premier usage de l'ustensile qui apporte de 5 à 33 % du Cr et 5 à 50 % du Ni ingéré dans la journée.

En Angleterre, on considère que les ustensiles métalliques de cuisine **émaillés** ne pouvant pas garantir leur conformité aux normes anglaises de sûreté, peuvent être des sources de contamination en éléments-traces des aliments, surtout lorsqu'ils sont rouges ou jaunes (indiquant la présence possible de pigments à base de Pb ou de Cd) (Reilly, 1991).

Les contaminations secondaires en Cd et en Pb, provenant des pigments utilisés pour la décoration et l'impression de la vaisselle et des bouteilles et le placage de certains ustensiles ménagers, sont rares.

Une autre source domestique de Cd et de Pb est la **décoration et l'impression** utilisées sur les récipients de boissons. Une étude japonaise montrait que les pigments utilisés pour décorer certains verres à boire étaient capables de libérer de grandes quantités de Pb et de Cd dans les boissons (Watanabe, 1974).

Les encres et pigments utilisés pour l'impression ou la coloration des récipients et emballages alimentaires en plastique, en papier ou en carton peuvent être des sources de contamination des aliments en éléments-traces (Pb notamment) (Reilly, 1991). Il en est de même pour les sels de métaux utilisés pour stabiliser certains plastiques (Reilly, 1991). De même que sur la vaisselle, des tests de « lâchage » du Cd (contact avec une solution d'acide acétique à 4 % pendant 24 h) ont été appliqués sur des récipients en **matière plastique** stabilisée au stéarate de Cd et colorée aux pigments de Cd. Aucun lâchage appréciable n'a été révélé (Augel *et al.*, 1976; cité dans Boudène, 2000). Ces derniers résultats sont en accord avec ceux de Engberg & Bro-Rasmussen (1973; cité dans Boudène, 2000) au Danemark qui, avec le même liquide simulateur, ont également constaté un lâchage très faible (de l'ordre du µg.L⁻¹ et toujours < 30 µg.L⁻¹).

Néanmoins, ces conclusions doivent être nuancées par le fait que la lumière favorise la dégradation du pigment et donc les possibilités de migration du Cd dans l'aliment (Boudène, 2000). Une étude canadienne montre, de même, qu'une utilisation prolongée ou une exposition à la lumière de plastiques en contact avec des aliments peut augmenter la solubilité du Cd et du Hg contenus dans le plastique (Meranger *et al.*, 1974).

■ Conserves

Heureusement, un certain nombre de pays ont mis en place des réglementations afin de contrôler la qualité des matériaux utilisés pour l'emballage des aliments et plus généralement une Directive européenne depuis 1976 fixe les teneurs en éléments-traces limites dans les objets entrant en contact avec les denrées alimentaires (Directive 76/893 du 23/11/1976) (Reilly, 1991). La Directive européenne du 15/10/1984 fixe des limites de lâchage du Cd à partir des récipients alimentaires. Ainsi de nos jours, le Cd inclus dans les adjuvants technologiques des emballages plastifiés ne migre pas dans les aliments et les colorants cadmiés sont interdits dans les matières plastiques depuis 1994 (Burgat-Sacaze *et al.*, 1996).

Les conserves ont vocation par définition de garantir la préservation des denrées alimentaires, mais le temps ainsi que le pH de la préparation sont des facteurs favorisant la migration du Pb, Mn, Sn, Mo, Al,

Fe, Cu, Zn, Cr et Ni de l'emballage vers le produit. Les **boîtes** en aluminium sont surtout utilisées pour les boissons (telles que bière et boissons non alcooliques), tandis que les boîtes de fer blanc le sont pour des aliments solides. La contamination des aliments peut être causée par les deux types de boîtes (Reilly, 1991). Pour l'étamage intérieur des boîtes de conserve, on utilise l'« étain fin » qui est pur à plus de 99,8 % (Viala, 1998). Ce sont les aliments conservés en boîtes de fer blanc qui constituent la contribution la plus importante de l'apport de Sn au consommateur (Boudène, 2000). La présence de nitrates, dont les teneurs dans les légumes ne cessent de croître du fait de leur utilisation intensive en culture, favorise la corrosion de la boîte. Il en est de même de certains pesticides, de l'anhydride sulfureux et du caramel produit au cours de la fabrication de certaines conserves (fruits au sirop, confitures). De plus certains constituants naturels des aliments comme la cystéine et d'autres composés soufrés en général sont des accélérateurs de corrosion; on explique ainsi la forte teneur en Sn des conserves d'asperges (Boudène, 2000). On ajoutera à la liste des paramètres influençant la corrosion: la teneur en acides organiques, la teneur en agents oxydants ou réducteurs, la température de conservation et la présence ou non de verni (Reilly, 1991).

La dissolution de Sn peut être extrêmement rapide en présence de l'oxygène de l'air, lorsqu'une boîte est conservée, même au réfrigérateur, après son ouverture (Anon, 1977; cité dans Boudène, 2000). Par contre, l'utilisation de boîtes vernies permet de réduire notablement cette contamination.

Le ministère de l'Agriculture, des Pêches et de l'Alimentation du Royaume-Uni a mené une vaste enquête sur le Sn dans les fruits et légumes en conserve (MAFF, 1991; cité dans Boudène, 2000). Il révéla que les apports alimentaires en Sn dans l'ensemble de la ration alimentaire étaient de 2,2 mg.j⁻¹ en 1985, 2,0 mg.j⁻¹ en 1987 et 5,3 mg.j⁻¹ en 1991. Cette augmentation serait due à une élévation de la concentration en Sn dans les légumes en boîte métallique (24 mg.kg⁻¹ en 1985, 26 en 1987 et 93 en 1991). Le Ministère anglais estime qu'en 1991, les légumes en boîte métallique étaient responsables de 66 % de cet apport total, et les fruits de 25 %. Malgré cela, on peut estimer que cet apport est négligeable par rapport aux 120 mg tolérés par la DHTP.

Un empoisonnement survenu en Allemagne illustre l'influence du niveau de nitrates dans les boîtes sur la libération de Sn (Board, 1973): les pêches en boîte incriminées étaient importées d'Italie et montraient des teneurs en Sn de 400 mg.kg⁻¹ (tandis que les pêches en boîtes en contiennent habituellement 44 à 87 mg.kg⁻¹) et étaient riches en nitrates. C'est la combinaison hautes teneurs en Sn et en nitrates qui explique l'empoisonnement.

Une étude néo-zélandaise montre l'influence du pH sur la libération des éléments-traces (Page *et al.*, 1974): dans des boîtes de conserve vernies, les teneurs en Pb, Sn et Fe sont plus importantes pour les aliments acides (cassis: 10, 160 et 2 600 mg.kg⁻¹) que pour les aliments moins acides (haricots verts: 0,7, 10 et 4,8 mg.kg⁻¹). Catala & Duran (1972) démontrent l'influence de la température sur la contamination en Sn des haricots verts en boîtes de conserve en fer blanc: à 20 °C les boîtes se comportent de façon satisfaisante, mais à 37 °C elles peuvent libérer le Sn et en 2 ans les teneurs en Sn peuvent atteindre 100 mg.L⁻¹ dans le liquide et 1 000 mg.L⁻¹ dans les haricots.

En ce qui concerne les boîtes en Al, utilisées pour les boissons, il faut noter que l'Al n'est pas utilisé pur. En effet, pour renforcer, améliorer la formabilité ou accroître la résistance à la corrosion, plusieurs éléments sont utilisés en alliage (Fe, Cu, Zn, Mn, Cr). Tous ces métaux, ainsi que l'Al lui-même, peuvent migrer dans la boisson contenue dans la boîte lorsque celle-ci est corrodée (Reilly, 1991).

Enfin, les boîtes de conserve « ancienne génération », pouvaient comporter des parties soudées (soudure faite d'un alliage riche en Pb) susceptibles de contaminer les aliments en Pb à leur contact (Viala, 1998). Les nouvelles technologies, utilisant des soudures sans Pb ou même des joints sans soudure, sont courantes dans les industries de la conserve des pays technologiquement avancés et devraient éviter ce problème de contamination (Viala, 1998).

Le « traitement de passivation » avec un composé de Cr (tel que acide chromique ou dichromate de sodium), utilisé pour améliorer l'adhérence du verni et la résistance à l'oxydation des boîtes de conserve en fer blanc, peut contribuer à élever la teneur en Cr des aliments conservés. Heureusement les vernis actuellement utilisés protègent le contenu des boîtes de conserve vis-à-vis du Cr. Ainsi, Jorhem & Slorach (1987) montrent que la teneur moyenne de Cr dans les fruits et légumes est de 0,018 mg.kg⁻¹ lorsqu'ils sont conservés dans des boîtes vernies, de 0,090 mg.kg⁻¹ lorsque les boîtes ne sont pas vernies et de 0,009 mg.kg⁻¹ lorsque les aliments sont frais.

Une étude israélienne montre que beaucoup des boîtes de conserve vendues dans le commerce étaient sur les étagères depuis plus de 3 ans. Une boîte de jus de fruit contenait plus de 700 mg.L⁻¹ de Sn et 2 mg.L⁻¹ de Pb. La plus vieille boîte montrait les teneurs en éléments-traces les plus élevées (Beckham *et al.*, 1974).

■ Contamination des boissons

La transformation du raisin en vin des Côtes du Rhône fait diminuer la concentration en Cd (de 0-10 µg.kg⁻¹ à 0-1 µg.L⁻¹) et Pb, car ces métaux sont éliminés dans les lies (Teissèdre *et al.*, 1994). Le vin embouteillé se charge en Cr au cours de son vieillissement : de 0,008 à 0,020 mg.L⁻¹ en 19 ans. Ceci peut être le résultat de contaminations par les pigments du verre contenant des oxydes de Cr (Cabrera-Vique *et al.*, 1997). Les bandes de feuille de Pb, utilisées pour réparer les fissures de **tonneaux** de vin en France, peuvent causer la contamination du vin par le Pb (Reilly, 1991). En Angleterre, au XVIII^e siècle, ce sont des buveurs de cidre qui ont pu souffrir d'empoisonnement au Pb dû à l'utilisation de **cuves à revêtement en plomb** pour la fabrication du cidre (Beech & Carr, 1977). Le laiton et le bronze des garnitures de **tuyauterie** peuvent contaminer le vin en Cu, Pb et Zn (Schock et Neff, 1988). Brun *et al.* (1983) ont montré qu'une contamination métallique du vin par des récipients en acier inoxydable est aussi possible. Le Pb des vins peut parfois provenir des capsules métalliques des bouteilles, qui peuvent renfermer non pas seulement du Sn mais aussi du Pb ; la perméabilité du bouchon autorise le passage du vin dont l'alcool s'oxyde en acide acétique, lequel attaque la capsule, l'acétate de Pb ainsi formé revenant ensuite contaminer le liquide (Viala, 1998). Une enquête effectuée en France (Larroque & Cabanis, 1994 ; cité dans Boudène, 2000) sur 98 vins de table montre que leur concentration moyenne en Al est de 763 µg.L⁻¹ (valeurs extrêmes de 250 à 2555 µg.L⁻¹). Parmi des causes possibles de cette contamination, figurent les capsules en Al qui ont été substituées aux capsules en Pb.

On a signalé des possibilités de contamination de café en Cd lors de sa préparation dans des appareils automatiques comportant des pièces métalliques constituées d'alliages contenant du Cd (Boudène, 2000).

De nombreux cas d'empoisonnement, dus à l'utilisation de récipients en fer galvanisé pour stocker des boissons acides (telles que jus d'orange ou boissons alcoolisées), sont donnés dans la littérature (Reilly, 1991). Des seaux galvanisés étaient utilisés pour conserver la soupe dans les cuisines et la tentation était grande pour les particuliers produisant eux-mêmes de la bière ou du vin de réutiliser ces récipients pour les opérations de fermentation. Ceci a pu avoir pour conséquence de fortes teneurs en Zn (ou autres éléments-traces) dans les boissons ainsi produites (Reilly, 1991).

Un fabricant australien d'**objets en étain** vendus comme souvenirs aux touristes, fut contraint de rappeler ses produits suite à un empoisonnement dû à l'utilisation de l'une des cruches pour contenir des jus d'orange et de tomate. Le revêtement intérieur de la cruche s'avérait contenir un alliage 60-40 Pb-Sn (Montgomery, 1988).

De nombreux cas d'empoisonnement au Pb liés à des poteries sont reportés dans la littérature depuis longtemps. Ainsi, pendant l'Antiquité, les romains souffraient-ils d'empoisonnements chroniques par le Pb relâché, entre autres, par les poteries vernissées utilisées pour conserver le vin (Gilfillan, 1965).

Entres autres usages, les Romains employaient des feuilles de Pb pour assurer l'étanchéité des joints de leurs aqueducs ainsi qu'un alliage de Ag et de Pb pour traiter la surface de leurs ustensiles de cuisine en Cu. L'un des usages les plus couramment retrouvés dans la littérature consistait à utiliser le Pb dans la fabrication et la conserve des vins. De nombreuses « recettes » étaient utilisées. Les plus courantes consistaient à préparer un sirop de raisin par réduction, au 1/3 de son volume, du jus de raisin chauffé dans des récipients en bronze dont la surface intérieure était recouverte d'un film de Pb. Le sirop ainsi préparé ou « sapa » servait ensuite principalement à traiter le vin pour lui donner une saveur particulière, appréciée des gourmets, et à favoriser sa conservation. Il était aussi utilisé pour sucrer et conserver les olives et différents fruits (Boudène, 2000). La reconstitution d'une de ces recettes permet d'obtenir des vins contenant entre 390 et 780 mg Pb.L⁻¹ (Wooley, 1984 ; cité dans Boudène, 2000). Toutes ces données justifiaient l'hypothèse de Gilfillan (1965) qui après avoir pris connaissance des teneurs en Pb d'ossements retrouvés dans des fouilles romaines, ainsi que du mode de vie et de l'évolution démographique des différentes classes de la société de l'époque, prétendit que le Pb avait joué un rôle déterminant dans la chute de l'Empire romain par diminution de la durée de vie et de fertilité de la classe dirigeante, plus exposée que les autres aux pratiques de luxe mentionnées ci-dessus (cité dans Boudène, 2000).

■ Vaisselle vernissée

Au xx^e siècle, l'utilisation de **poteries** vernissées pour conserver les olives marinées a provoqué également l'empoisonnement au Pb de 40 personnes en Yougoslavie (Beritic & Stahuljak, 1961). Un jus de pomme conservé dans une poterie causa la mort d'un jeune garçon au Canada (Klein *et al.*, 1970). En 1960, c'est en Angleterre qu'un vin « fabriqué maison » conservé dans un récipient de terre a causé un empoisonnement au Pb (Whitehead & Prior, 1960). Un médecin américain souffrait d'empoisonnement au Pb dû à l'utilisation régulière d'une tasse en céramique « faite main » par son fils (Harris & Elsea, 1967).

Aujourd'hui, les poteries utilisées comme récipients alimentaires ou de cuisson sont normalement vernissées afin d'obtenir une surface non poreuse et imperméable à l'eau. Le vernissage des plats et vaiselles correctement fabriqués et cuits, n'affecte pas, en règle générale, la nourriture et ne libère pas de Pb (ou autres éléments-traces) durant la cuisson ou la conservation des aliments. Malheureusement, encore de nos jours, certaines poteries vernissées, surtout fabriquées de façon artisanale ou par des particuliers, ne sont pas cuites à une température suffisante ou sont fabriquées avec des frites mal formulées et peuvent donc libérer des quantités non négligeables de Pb, Cd et autres éléments-traces dans la nourriture (Reilly, 1991). Une étude canadienne sur différentes poteries en terre vendues pour une utilisation domestique, montre que 5 % n'étaient pas sains pour un usage alimentaire (Klein *et al.*, 1970). Le ministère de l'Agriculture du Royaume-Uni recommande d'ailleurs aux particuliers de n'utiliser pour l'alimentation que des céramiques vernissées produites par des fabricants industriels connus et de laisser les poteries artisanales sur les étagères comme décoration (MAFF, 1974). De même, le Conseil de l'UE a promulgué une Directive fixant des teneurs limites en Pb et Cd dans les lixiviats obtenus à partir des céramiques alimentaires (EEC, 1984).

En France aussi, plusieurs enquêtes ont été faites pour apprécier le « lâchage » du Cd par de la vaisselle au contact, pendant 24 h, d'une solution d'acide acétique à 4 % :

- Une enquête faite à Strasbourg (Augel *et al.*, 1976; cité dans Boudène, 2000) a montré que la limite de $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ proposée par les États-Unis a été dépassée dans 36 % des cas pour des assiettes vernissées et émaillées, dans 13 % des cas pour des assiettes en verre trempé et dans 22 % des cas pour des assiettes utilisées par des enfants. Par contre, dans le cas de vaisselle produite localement dans la région de Strasbourg, cette limite a été dépassée dans 99,8 % des cas.
- À Paris, deux enquêtes successives ont été effectuées (Laboratoire Coopératif, 1973; cité dans Boudène, 2000) sur de la vaisselle courante; elles ont révélé un dépassement de la limite de $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ dans 25 % des cas en 1971 et 20 % en 1973.

Malgré les réglementations et recommandations, les cas d'empoisonnement sont encore relevés. Un cas d'encéphalopathie a été observé en Angleterre chez une femme de 33 ans qui buvait régulièrement du cidre dans une tasse fabriquée en Italie (Zuckerman *et al.*, 1989). Une étude espagnole montre que l'utilisation de poterie en terre vernissée et non vernissée, pour conserver le vin, le vinaigre et les liquides traditionnels de marinage, est encore une pratique courante et induit en conséquence des teneurs en Pb dans le sang élevées et des empoisonnements chez les consommateurs des produits (Mendez *et al.*, 1989).

Quant aux vernis au Pb, qui servaient dans la confection des poteries artisanales, ils ont pratiquement disparu en Europe, mais servent encore dans certains autres pays. Ils peuvent céder du Pb aux aliments acides (vinaigrette par exemple) placés à leur contact (Viala, 1998).

■ Additifs

Une autre cause de contamination de l'alimentation par le Ni est l'utilisation d'huiles et de graisses dont le point de fusion a été élevé par hydrogénation sur un catalyseur à base de Ni réduit (la teneur en certaines huiles peut ainsi s'élever de 0,01 ppm à plus de 2 ppm). L'huile de soja, notamment, très utilisée en technologie alimentaire, est souvent hydrogénée pour améliorer sa résistance à l'oxydation, son goût et ses propriétés physiques. Heureusement, une simple filtration suffit, dans le cas d'une hydrogénation humide à l'aide de formiate de Ni, à éliminer le Ni supplémentaire et à ramener la teneur en Ni de l'huile à une valeur normale (Boudène, 2000).

Des absorptions de Co très supérieures à la normale (jusqu'à l'équivalent de 8 mg.j^{-1}) ont causé des détresses cardiaques chez des gros buveurs de bière en 1967. L'utilisation exceptionnelle de sels de Co à

la concentration de 1 ppm dans la bière, comme **additifs** pour améliorer les qualités moussantes de la bière, a été mise en cause (Anon, 1968). Heureusement cette pratique n'est plus en usage.

Des intoxications se sont produites au début du xx^e siècle (4 000 victimes dont 300 morts) à Manchester (Angleterre) par suite de la consommation de bières préparées avec des glucoses provenant de l'hydrolyse d'amidons effectuée avec un acide sulfurique très impur (arsenical). Le glucose ainsi obtenu contenait plusieurs centaines de ppm d'As, conférant à la bière une teneur de 5 à 20 ppm, capable d'entraîner l'apparition rapide d'une polynévrite arsenicale (Viala, 1998).

Les substances utilisées pour colorer les aliments et les boissons peuvent elles-mêmes être sources de contamination en éléments-traces.

Afin de limiter les risques liés aux additifs dans l'alimentation humaine, l'UE met en place depuis 1988 des Directives visant à contrôler l'utilisation et la pureté des additifs dans les aliments, notamment :

- Directive 89/107/CEE du Conseil du 21/12/1988 relative au rapprochement des législations des États membres concernant les additifs pouvant être employés dans les denrées destinées à l'alimentation humaine (J.O. n° L40 du 11/02/1989, p. 27); modifiée par la Directive 94/34/CE du Parlement européen et du Conseil (J.O. n° L237 du 10/09/1994, p. 1);
- Directive 89/398/CEE du Conseil du 03/05/1989 relative au rapprochement des législations des États membres concernant les denrées alimentaires destinées à une alimentation particulière (J.O. n° L186 du 30/06/1989, p. 27);
- Directive 95/2/CE du Parlement européen et du Conseil du 20/02/1995 concernant les additifs alimentaires autres que les colorants et les édulcorants (J.O. n° L61 du 18/03/1995, p. 1); modifiée par la Directive 96/85/CE du Parlement européen et du Conseil du 19/12/1996 (J.O. n° L86 du 28/03/1997, p. 4), par la Directive 98/72/CE du Parlement européen et du Conseil du 15/10/1998 (J.O. n° L295 du 04/11/1998) et par la Directive 2001/5/CE du Parlement européen et du Conseil du 12/02/2001 (J.O. n° L55 du 24/02/2001, p. 59);
- Directive 96/77/CE de la Commission du 02/12/1996 portant établissement de critères de pureté spécifiques pour les additifs alimentaires autres que les colorants et les édulcorants (J.O. n° L339 du 30/12/1996, p. 1); modifiée par la Directive 98/86/CE de la Commission du 11/11/1998 (J.O. n° L334 du 09/12/1998, p. 1) et par la Directive 2000/63/CE de la Commission (J.O. n° L277 du 30/10/2000, p. 1);
- Directive 94/35/CE du Parlement européen et du Conseil du 30/06/1994 concernant les édulcorants destinés à être employés dans les denrées alimentaires (J.O. n° L237 du 10/09/1994, p. 3); modifiée par la Directive 96/83/CE du Parlement européen et du Conseil du 09/12/1996 (J.O. n° L48 du 19/02/1997, p. 16);
- Directive 95/31/CE de la Commission du 05/07/1995 établissant des critères de pureté spécifiques pour les édulcorants pouvant être utilisés dans les denrées alimentaires (J.O. n° L178 du 28/07/1995, p. 1); modifiée par la Directive 98/66/CE de la Commission du 04/09/1998 (J.O. n° L257 du 19/09/1998, p. 35) et par la Directive 2000/51/CE de la Commission du 26/07/2000 (J.O. n° L198 du 04/08/2000, p. 41);
- Directive 94/36/CE du Parlement européen et du Conseil du 30/06/1994 concernant les colorants destinés à être employés dans les denrées alimentaires (J.O. n° L237 du 10/09/1994, p. 0013-0029);
- Directive 95/45/CE de la Commission du 26/07/1995 établissant des critères de pureté spécifiques pour les colorants pouvant être utilisés dans les denrées alimentaires (J.O. n° L226 du 22/09/1995, p. 1); modifiée par la Directive 1999/75/CE de la Commission du 22/07/1999 (J.O. n° L206 du 05/08/1999, p. 19).

■ *Lavage, pelage et raffinage*

Le lavage de l'asperge crue entraîne une diminution moyenne de 21 % du Pb par élimination des particules de terre, et le fait de la peler réduit encore la concentration en Pb de 12 % (Zwickert, 1992). Après lavage, préparation et cuisson, 54-94 % du Pb initial des choux est éliminé, 96-99 % pour les carottes, 76-99 % pour les poireaux, 42-99 % pour les laitues et 42-94 % pour les choux de Bruxelles (Zwickert, 1992). Ceci peut paraître en contradiction avec les résultats de Reilly (1991) précédemment cités. La différence provient vraisemblablement des modalités de l'expérimentation.

Le broyage des graines et la cuisson de certains aliments entraîne une perte de Se, de l'ordre de 30 à 40 % (Simonoff & Simonoff, 1991). La transformation du grain de blé en farine blanche diminue la teneur en Se de 5 à 86 %, selon les types de blé (Combs, 1988), la teneur du Cr de 35-44 % et la teneur

en Co de 89 % (Reilly, 1991). Les grains de blé en France ont une teneur moyenne de 0,180 mg Pb.kg⁻¹ sur la base de la matière brute (enquête DGCCRF, ONIC, ITCF, AGPB de 1989 sur 765 échantillons) et le pain issu des grains de blé une concentration moyenne de 0,031 mg Pb.kg⁻¹ MB (enquête de 1992 dite de *la Diagonale des métaux* sur 16 échantillons), soit 6 fois moins. Le raffinage de la farine diminue les teneurs en Cu et Zn (Favier, 1991).

Le sucre non raffiné seulement 60 % du Cr de la mélasse, et le sucre brun 24 % et le sucre blanc 8 % du contenu en Cr du sucre non raffiné (Ducros, 1991). Les teneurs en éléments-traces dans le sucre blanc sont très faibles, voire nulles, à l'exception du Cu dont les teneurs restent malgré tout faibles (Steinle Von, 1977). La transformation de la betterave en sucre entraîne généralement une diminution des teneurs en certains éléments-traces (Tableau 4.4), plus ou moins marquée selon la nature et l'intensité de la contamination (Tableau 4.5).

Tableau 4.4: Teneurs en éléments-traces dans les différents produits de sucrerie (en mg.kg⁻¹ MS).

Élément	Betterave racine	Pellets (pulpes pressées déshydratées)	Mélasse	Sucre blanc
As	0,04	0,41	0,27	0,05-0,05
Cd	0,04	0,08	0,12	0,004-0,003
Co	0,007-0,06	/	0,01-1,26	0,05-0,08
Cr	0,01-0,09	/	0,11-0,27	0,001-0,05
Cu	0,8-1,5	/	2,2-19,3	0,1-2,4
Hg	0,04-0,03	0,03	0,04	0,02-0,02
Mn	5,8	/	0,4	0,02-0,1
Mo	0,07	/	0,08-0,29	0-0,16
Ni	0,05-0,19	/	/	0,04-0,08
Pb	0,04-0,56	1,24	0,52	0,10-0,09
Se	0-1	/	0,26	0-0,003
Zn	0,5-3,0	/	2,9-50	0,001-0,2

(Steinle Von, 1977)

Tableau 4.5: Teneurs en éléments-traces dans différents produits de sucrerie obtenus à partir d'une expérimentation sur un sol amendé en boues d'épuration urbaine et d'une expérimentation sur un sol subissant des apports atmosphériques importants (en mg.kg⁻¹ MS).

Élément	Parcelle boues			Parcelle dépôts atmosphériques		
	Betterave racine	Pulpes	Résidu sucré	Betterave racine	Pulpes	Résidu sucré
Cd	0,14	0,52	0,05	1,63	5,65	0,38
Cr	< 0,52	< 0,54	0,71	< 0,52	< 0,54	0,53
Cu	4,39	5,6	3,14	12,97	7,85	3,06
Hg	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Ni	< 1,04	1,51	< 1,01	< 1,04	< 1,09	< 1,06
Pb	0,42	0,65	0,4	4,29	11,23	0,53
Se	< 0,21	< 0,21	< 0,2	< 0,21	0,26	< 0,21
Zn	13,68	20,68	11,84	41,74	49,27	25,68

(Colombé, 1999)

4.1.2.2. Des données assez nombreuses sur les teneurs en Hg, Pb et Cd dans les aliments en France

Il existe quatre études intéressantes sur les teneurs des aliments français en Hg, Pb et Cd.

La première, la plus exhaustive, est ancienne, puisque l'échantillonnage des denrées a été réalisé entre 1976 et 1978. Il s'agit de l'*Inventaire National de la Qualité Alimentaire* (1983) (Tableau 4.6 et Tableau 4.7), conduit conjointement par les ministères de l'Environnement, de l'Agriculture, de la Recherche et de la Technologie, de l'Industrie, et de la Santé. Ces données reposent sur un travail considérable et coûteux (58 000 analyses, 364 catégories d'aliments), ce qui explique qu'il n'a malheureusement pas été renouvelé. Elles sont une base solide, mais il faut savoir que les niveaux de contamination des aliments ont évolué depuis 20 ans, et que les habitudes alimentaires des Français ont aussi changé.

La seconde étude, souvent appelée *La Diagonale des Métaux* (Vallet, 1995) date de 1992 et a été réalisée par le ministère de la Santé.

La troisième, réalisée par l'Union européenne, concerne des teneurs en Cd recueillies de 1989 à 1995 (European Commission, 1996).

La quatrième étude date de 1998, et a été réalisée par Decloître (1998), d'après des données récentes de la bibliographie ou de services officiels chargés du contrôle des aliments (Direction générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes, Direction générale de l'alimentation). Ces données sont reprises dans un rapport de l'Académie des Sciences (Bourrelier et Berthelin, 1998).

Il ressort de ces études les conclusions suivantes :

- Pb : Les légumes-feuilles sont plus contaminés que les autres légumes. Les fruits présentent aussi une teneur moyenne assez importante, reliée à une forte proportion de fruits en conserve. La contamination des céréales est faible. Le vin contient des teneurs non négligeables (Vallet, 1995).
- Cd : Les teneurs sont faibles dans les fruits et dans les céréales (Vallet, 1995). Les légumes-feuilles ont une concentration relativement élevée ($49 \mu\text{g.kg}^{-1}$ en moyenne). Ce taux tombe à 36 dans les légumes-racines et à 29 dans les pommes de terre (Decloître, 1998).
- Hg : La contamination des denrées végétales est faible (moins de $0,01 \text{ mg.kg}^{-1}$), à l'exception des champignons.

Tableau 4.6 : Concentrations les plus élevées observées selon l'*Inventaire National de la Qualité Alimentaire* (fin des années 1970).

Élément	Aliment	Concentration en mg.kg^{-1} MB
Hg	champignon de Paris en boîte	0,145
	champignon de Paris frais	0,091
	confiture d'abricot en boîte	0,051
	groseilles fraîches	0,035
Pb	céleri-rave	0,810
	pain grillé	0,683
	cœurs de palmier en boîte	0,669
	crème de marron en boîte	0,598
Cd	pain industriel tranché	0,162
	crème de marrons en boîte	0,141
	champignons de Paris frais	0,076
	betteraves rouges	0,075
	laitues	0,071
	épinards en boîte	0,071

En 1995, Vallet conclut que la contamination des aliments en Pb, Cd, Hg en France engendre des expositions acceptables, sauf habitudes alimentaires particulières (consommation de beaucoup de poisson, régime végétarien, etc.).

■ *Évolution des concentrations en Cd, Pb et Hg des aliments depuis les années 1970*

Des études, menées dans un certain nombre de pays, ont montré que la contamination en Pb des denrées alimentaires a baissé dans des proportions importantes au début des années 1980 (CECAD-Plomb, 1995). En 1983, les professionnels français de la conserve se sont engagés à supprimer les boîtes soudées à l’alliage de Pb et de Sn. Cependant, sont également présentes sur le marché les conserves importées de pays en produisant encore traditionnellement. La disparition progressive de ces boîtes a joué un rôle considérable dans l’évolution des apports alimentaires de Pb (CECAD-Plomb, 1995). L’*Inventaire National de la Qualité Alimentaire* a été réalisé au temps des soudures au Pb. La *Diagonale des métaux* a été faite après. La comparaison des deux montre une diminution de l’exposition au Pb par ingestion d’aliments (d’origine animale et végétale) et de boissons de 25 à 50 %. Il convient de noter que les teneurs mesurées dans les boîtes ne comportant pas de soudure ont également diminué, indiquant que la teneur en Pb des produits frais a diminué aussi (CECAD-Plomb, 1995). Les teneurs en Pb du vin diminuent aussi, d’une part grâce à la diminution de la contamination des raisins par les résidus de l’essence plombée, et d’autre part à l’amélioration des méthodes de production de vin, plus particulièrement des matériaux mis au contact des moûts et des vins.

La contamination des denrées alimentaires en Cd a diminué également de 25 % entre l’*Inventaire National de la Qualité Alimentaire* et la *Diagonale des métaux*. Il est toutefois difficile d’attribuer une raison précise à cette diminution (Vallet, 1995).

Par contre, l’exposition au Hg a augmenté de 20 à 60 %, sans doute par le poisson (augmentation de la consommation de 45 % entre 1975 et 1990 et/ou de la contamination des poissons).

L’évolution des concentrations entre 1978 et 1998 pour deux denrées très consommées par les Français, le pain et les pommes de terre, n’est évidente que pour le Pb, où les teneurs ont diminué d’un facteur 2 à 3 (Tableau 4.7).

Tableau 4.7: Concentrations en mg.kg⁻¹ MB en Pb, Cd, Hg en 1978 (Inventaire National de la Qualité Alimentaire) et 1997 (Decloître, 1998).

Aliment	Concentration en Pb		Concentration en Cd		Concentration en Hg	
	1978	1997	1978	1997	1978	1997
Pain	0,089	0,031	0,025	0,029	0,010	0,013
Pomme de terre	0,089	0,047	0,023	0,028	0,013	0,008

À titre de comparaison, les teneurs en Pb, Cd et Hg normalement trouvées dans différentes denrées d’origine végétale à l’étranger (Reilly, 1991) sont données dans le tableau 4.8.

4.1.2.3. Quelques données sur les teneurs en Se, Cu et Zn dans les aliments en France

L’étude sur les teneurs de quelques familles d’aliments en Cu, Se et Zn de Lamand *et al.* (1994) montre que les aliments à base d’amidon sont la principale source de Cu. Simonoff et Simonoff (1991) ont mesuré la teneur en Se dans plus de 200 échantillons d’aliments, les plus représentatifs de la ration alimentaire française. Les céréales contiennent aux alentours de 0,08 mg Se.kg⁻¹ MS, les légumes moins de 0,01 mg Se.kg⁻¹ MB, à l’exception du poivron rouge, de l’ail, des légumes et raisins secs et des champignons qui en contiennent plus. Les huiles végétales ont des teneurs d’environ 0,1 mg Se.L⁻¹. Les noix (notamment celles du Brésil) sont une source riche en Se (teneur pouvant atteindre 53 mg.kg⁻¹) (Thorn *et al.*, 1976). Enfin, les cacahuètes sont riches en Zn (environ 30 mg.kg⁻¹) (Reilly, 1991).

Tableau 4.8: Concentrations en Pb, Cd et Hg dans différentes denrées végétales à l'étranger.

Pays	Référence bibliographique	Élément-trace	Aliments d'origine végétale	Concentration moyenne en mg.kg ⁻¹ MB (fourchette de valeurs en mg.kg ⁻¹ MB)
Australie	(Reilly, 1991)	Pb	Céréales	0,17 (< 0,01 à 0,81)
			Fruits frais	0,12 (< 0,01 à 0,76)
			Fruits en boîte	0,40 (0,04 à 10,0)
			Légumes frais	0,22 (< 0,01 à 1,5)
			Légumes en boîte	0,24 (0,01 à 1,5)
Australie	(NHMRC, 1978)	Cd	Pain	(< 0,002 à 0,043)
			Pomme de terre	(< 0,002 à 0,051)
			Chou	(< 0,002 à 0,026)
			Pommes	(< 0,002 à 0,019)
	(Oehme, 1978)	Hg	Légumes	0,010
			Céréales	0,010

À titre de comparaison, les teneurs en Se, Cu et Zn normalement trouvées dans différentes denrées d'origine végétale à l'étranger (Reilly, 1991) sont données dans le tableau 4.9.

Tableau 4.9: Concentrations en Se, Cu et Zn dans différentes denrées végétales à l'étranger.

Pays	Référence bibliographique	Élément-trace	Aliments d'origine végétale	Concentration moyenne en mg.kg ⁻¹ MB (fourchette de valeurs en mg.kg ⁻¹ MB)
Australie	(Greaves et al., 1989)	Se	Céréales et produits céréaliers	(0,01 à 0,31)
			Légumes et fruits	(< 0,001 à 0,022)
Australie	(Reilly, 1991)	Cu	Céréales et produits céréaliers	(0,7 à 3,3)
			Légumes	(< 0,2 à 1,9)
Australie	(Reilly, 1991)	Zn	Céréales et produits céréaliers	95 (0,7 à 19,0)
			Légumes	2,5 (0,2 à 4,5)
			Pain complet multigrain	(8,0 à 13,4)
			Céréale de petit déjeuner au son	(49)
			Pois congelés	(jusqu'à 23)

4.1.2.4. Peu ou pas de données sur les teneurs en As, Mo, Co, Tl, Ni et Cr dans les aliments en France

Les végétaux verts (laitue, épinard, bette, chou) sont les plus riches en Co (0,2-0,6 mg.kg⁻¹ MS), et les céréales décortiquées les plus pauvres (Baruthio, 1991). Les aliments ayant les teneurs les plus élevées en Mo sont les pois cassés, les haricots et les céréales. Les huiles et les graisses n'en contiennent pratiquement pas (Zawislak, 1991).

Malgré le caractère toxique de l'As et sa présence sur de nombreux sites contaminés par l'industrie, il y a un véritable manque de données sur les teneurs en As des aliments français. Il n'y a pas d'études sur le TI non plus.

Parmi les denrées végétales riches en Ni, on citera le thé, le cacao et les épices (teneurs dépassant parfois 5 g.kg⁻¹), ainsi que différentes variétés de noix (teneurs de 2 à 5 mg.kg⁻¹) (Boudène, 2000).

À titre d'illustration, les teneurs en As, Mo, Co, Tl, Ni et Cr normalement trouvées dans différentes denrées d'origine végétale à l'étranger (Reilly, 1991) sont données dans le tableau 4.10.

Tableau 4.10: Concentrations en As, Mo et Tl Ci et Cr dans différentes denrées végétales à l'étranger.

Pays	Référence bibliographique	Élément-trace	Aliments d'origine végétale	Concentration moyenne en mg.kg ⁻¹ MB (fourchette de valeurs en mg.kg ⁻¹ MB)
Canada	(Dabeka <i>et al.</i> , 1987)	As	Céréales Légumes féculents Autres légumes	0,0086 (0,00071 à 0,061) 0,01369 (< 0,004 à 0,0819) 0,00260 (< 0,0006 à 0,0083)
Australie	(Reilly, 1991)	Cr	Céréales et produits céréaliers Légumes	0,04 (0,001 à 0,097) 0,014 (0,003 à 0,033)
Royaume-Uni	(Smart & Sherlock, 1985)	Cr	Céréales Légumes racines Autres légumes	0,08 (0,02 à 0,30) < 0,06 (< 0,05 à 0,20) < 0,07 (< 0,05 à 0,20)
Finlande	(Varo & Koivistoinen, 1980)	Co	Céréales Légumes	0,025 0,046
Royaume-Uni	(Smart & Sherlock, 1987)	Ni	Céréales et produits céréaliers Légumes Feuilles de thé Thé instantané Certaines herbes	0,16 (0,10 à 0,30) 0,11 (< 0,05 à 0,30) (3,9 à 8,2) (14 à 17) (jusqu'à 6,0)
Pays-Bas	(Ellen <i>et al.</i> , 1987)	Ni	Cacao (utilisé dans une manufacture de chocolat et cacao)	(5 à 10)
États-Unis	(Pennington & Jones, 1987)	Mo	Céréales et produits céréaliers Légumes	0,300 (0,026 à 1,170) 0,051 (0,005 à 0,332)

4.1.3. La notion de dose: carences et excès

Des comités d'experts ont établi des doses minimales et maximales recommandées d'éléments-traces, pouvant être comparées aux estimations d'exposition obtenues dans différents pays, afin d'évaluer les risques encourus par les populations. Ces valeurs sont par définition provisoires, et seront ajustées à mesure que notre connaissance de la toxicologie des éléments-traces s'améliore. Les ajustements se font généralement vers le bas (Conseil de l'Europe, 1994). Ces seuils peuvent émaner de l'OMS/FAO (Organisation mondiale de la santé en partenariat avec l'Organisation pour l'alimentation et l'agriculture de

l'ONU) au niveau international, mais certains pays établissent leurs propres seuils (US-EPA pour les États-Unis, CSHPF pour la France, etc. (Tableau 4.11 et Tableau 4.12).

Tableau 4.11 : Concepts utilisés pour définir les doses minimales et maximales recommandées d'éléments-traces.

Concept	Définition	Calcul
NOAEL	dose maximale sans effet indésirable observable (<i>non observed adverse effect level</i>)	à partir d'expérimentations animales; pour la NOAEL de l'homme, on diminue d'un facteur 100 la NOAEL de l'espèce la plus sensible
DJA	dose journalière acceptable, pour les oligo-éléments qui présentent une toxicité pour des doses élevées	$DJA = \frac{NOAEL}{\text{facteur de sécurité}}$
DHA	dose hebdomadaire acceptable, pour les oligo-éléments qui présentent une toxicité pour des doses élevées	facteur de sécurité: 100 en général
DJT	dose journalière tolérable, pour les contaminants stricts	prennent en compte l'exposition par l'alimentation (aliments solides et boissons) et par toute autre voie, l'inhalation par exemple
DHT	dose hebdomadaire tolérable, pour les contaminants stricts	
ANC	apport nutritionnel conseillé, pour les oligo-éléments: couvre les besoins nutritionnels physiologiques de 97,5 % de la population en bonne santé (valable pour la France) équivalant à l'ADI (<i>acceptable daily intake</i>) des États-Unis	
RfD	Dose journalière admissible pour l'US-EPA (<i>oral reference dose</i>): dose pour laquelle il est raisonnable de penser que la probabilité d'observer un effet indésirable est la plus faible possible, en tenant compte des différences de sensibilité entre individus	$RfD = \frac{NOAEL}{\text{facteur de sécurité}}$ facteur de sécurité = 10 en général

(CSHPF, 1996b)

Le taux d'absorption intestinale d'un élément est variable selon la nature de l'aliment qui le fournit (cf. 2.3.4). Les estimations des ANC, DHT ou DJA sont variables, car les méthodologies utilisées sont différentes. De plus les besoins en oligo-éléments ou la sensibilité aux contaminants sont différents selon les personnes (âge, sexe, génétique, état physiologique, etc.). Par exemple, les personnes ayant des déficiences nutritionnelles en Fe, Ca, Zn, protéine, vitamine D, ou présentant des problèmes rénaux, les diabétiques, les nouveau-nés, les femmes enceintes ou ménopausées, les personnes immunodéprimées, les personnes âgées, sont plus prédisposées à la toxicité du Cd (Paulin, 1995; Declôître, communication personnelle).

4.1.4. Méthodes d'estimation de l'exposition aux éléments-traces par l'alimentation

4.1.4.1. Méthodes

L'estimation de l'exposition aux éléments-traces par voie alimentaire requiert des données sur les teneurs des denrées et des données sur la consommation de ces denrées. Ces informations peuvent être recueillies simultanément (analyse de repas complets) ou indépendamment (analyse d'aliments).

Tableau 4.12 : Doses recommandées permettant d'éviter des carences ou des excès d'éléments-traces chez l'être humain adulte.

	Oligo-éléments			Contaminants stricts		RfD par jour
	ANC par jour	DHA par semaine	DJA par jour	DHT par semaine	DJT par jour	
As	12-40 µg			150 µg.kg ⁻¹		0,3 µg.kg ⁻¹
Cd				7 µg.kg ⁻¹	0,96-1,2 µg.kg ⁻¹	1 µg.kg ⁻¹
Co	1,3 µg ou 3 µg de vitamine B ₁₂ *					
Cr	125 µg		175 µg			Cr VI: 5 µg.kg ⁻¹ Cr III: 1000 µg.kg ⁻¹
Cu	2,5 mg ou 30 µg.kg ⁻¹	0,5 mg.kg ⁻¹				
Hg				0,2 mg de Hg méthylé ou 0,3 mg de Hg total ou 5 µg.kg ⁻¹		
Mo	150 µg					5 µg.kg ⁻¹
Ni	35 µg					20 µg.kg ⁻¹
Pb				25 µg.kg ⁻¹ ou 1,5 mg		
Se	55-70 µg					5 µg.kg ⁻¹
Tl					0,037 mg	
Zn	12-15 mg					300 µg.kg ⁻¹

* Le Co doit être apporté sous forme de vitamine B₁₂ chez l'homme. Le Co en soi n'est pas un oligo-élément pour l'homme, alors qu'il l'est pour les ruminants dont la flore intestinale fabrique la vitamine B₁₂ dans le rumen à partir du Co ingéré (Loué, 1986). Les végétaux ne contiennent pas de vitamine B₁₂. Le Co des végétaux est donc inutile pour l'homme, qui trouve la vitamine dans la viande des ruminants et les produits laitiers (Baruthio, 1991).

Sources : Coïc & Coppenet (1989), Conseil de l'Europe (1994), CSHPF (1996a et b), Dupin et al. (1992), US-EPA (1989), IRIS (base de données sur CD-Rom, 1998), Lamand et al. (1994), MAFF (1993), MATE (1997), Reilly (1991), Simonoff & Simonoff (1991), Vallet (1995).

■ Analyse de repas complets

Les parties consommables d'un repas complet sont mélangées et le tout est analysé. Il en résulte une quantité d'élément-trace ingérée par repas ou par jour. Les repas peuvent être ceux d'un groupe défini, par exemple des personnes vivant à proximité d'une source de pollution, des personnes mangeant dans un restaurant collectif, le « Français moyen ».

La méthode du régime dupliqué utilise des repas réellement ingérés par le groupe. La moitié de chaque repas est prélevé, pendant généralement 24 heures, et analysé. Les repas peuvent être aussi issus de la restauration collective, cantines, hôpitaux, restaurants, etc. (méthode dite du repas moyen). C'est cette dernière méthode qui a été utilisée pour *La Diagonale des métaux*, avec 218 repas de restauration collective et 134 de restauration commerciale dans 14 départements français. C'est la méthode qui est actuellement considérée comme la plus précise.

La méthode du panier de la ménagère consiste en la préparation et l'analyse d'un repas considéré comme représentatif de la moyenne d'une population.

■ Analyse d'aliments

Les enquêtes de consommation moyenne de la population nationale ou de groupes particuliers (région, végétariens, enfants, etc.) définissent les aliments ou groupes d'aliments les plus consommés, qui sont collectés, dans les magasins ou sur les marchés et préparés de façon à être prêts à consommer ou dans des restaurations collectives, et analysés. Le produit des concentrations dans les aliments par les quantités ingérées donne les quantités d'éléments-traces ingérées. *L'Inventaire National de la Qualité Alimentaire* de 1978 a été réalisé de cette façon.

Cette méthode a l'avantage de différencier les aliments par grands groupes, d'un minimum de 15, et pouvant aller jusqu'à 250. Ainsi la contribution de chaque aliment est connue (Van Dokkum & Brussaard, 1995). C'est avec cette méthode que l'on peut isoler l'alimentation d'origine végétale.

Mais il est évident que ce type de méthode est rarement utilisé du fait de son coût élevé. Par ailleurs l'estimation des quantités d'aliments ingérés est complexe, et plusieurs méthodes coexistent, ne donnant pas les mêmes résultats. Par exemple l'auto-consommation des fruits et légumes cultivés dans un jardin potager n'est pas prise en compte par certaines méthodes, alors que 28 % en moyenne des fruits et légumes consommés en France proviennent de cette source (Lahlou *et al.*, 1992).

4.1.4.2. Limites des estimations

Les données sur la concentration en éléments-traces dans les aliments ne sont parfois pas précises car :

- l'échantillonnage a un rôle très important, comme pour toute analyse, et n'est pas toujours suffisamment rigoureux,
- les méthodes d'analyse sont parfois peu sensibles par rapport aux faibles concentrations recherchées,
- il peut être difficile d'évaluer la proportion d'aliments contaminés dans l'approvisionnement total (manque de représentativité),
- le niveau de contamination peut varier en fonction d'autres facteurs tels que la localisation géographique, les modes de culture, l'influence des saisons, du climat, etc. (Conseil de l'Europe, 1994).

L'estimation de la consommation alimentaire est le volet le plus délicat du calcul de l'exposition dans la méthode par analyse d'aliment. Il y a deux façons de l'obtenir :

- par collecte de données indirectes sur la circulation des denrées (production + importations + prélèvements sur stocks – exportations – ajouts aux stocks),
- ou par collecte de données directes par l'étude de la consommation effective (Conseil de l'Europe, 1994).

Quelle que soit la méthode employée, il est très difficile d'avoir des résultats fiables. Certaines méthodes font appel aux souvenirs des consommateurs, et introduisent donc une part importante de subjectivité.

Selon l'organisme faisant l'estimation, les entités quantifiées varient : les boissons, les légumes et fruits du jardin par exemple, sont ou ne sont pas pris en compte dans les calculs. La contribution des boissons par exemple est loin d'être négligeable, puisqu'elle est comprise entre 0,5 et 32 % selon les éléments en Italie (en comptant seulement l'eau minérale, le vin, la bière, le café et le thé) et entre 2 et 20 % selon les éléments (en comptant l'eau potable uniquement) (Tableau 4.13).

Tableau 4.13: Contribution des boissons (vin, bière, café, thé) à l'apport d'élément par voie alimentaire en Italie (Minoia et al., 1994) et contribution de l'eau potable à l'apport d'éléments-traces par voie alimentaire (moyenne mondiale) (OMS).

Élément	Contribution (%): vin, bière, café, thé	Contribution (%): eau potable
As	8	10
Cd	0,6	14
Co	32	
Cr	9	20
Cu	2	13
Hg	3	2
Mo	4	5
Ni	16	7
Pb	2	19
Se	0,7	10
Tl	12	
Zn	4	2

L'eau potable reste une source très importante d'exposition de certaines populations au Pb, en raison des conduites qui sont encore parfois en Pb.

Les résultats donnent souvent la consommation moyenne nationale, sachant que ce consommateur moyen n'existe pas dans la pratique. Selon les régions, les catégories socio-professionnelles, l'âge, les goûts de chacun, les rations sont très différentes d'un individu à l'autre. La consommation de pain, de pâtes, d'huile et de pommes de terre est plus importante chez les agriculteurs et les ouvriers, que chez les cadres moyens, professions libérales, industriels et gros commerçants. Les légumes frais sont plus consommés par les agriculteurs que par les autres catégories (Simonoff & Simonoff, 1991).

Les différentes méthodes ne donnent pas les mêmes résultats, même lorsqu'elles sont réalisées par les mêmes personnes. Par exemple, l'apport alimentaire de Cd chez les Finlandais est de 15,8 $\mu\text{g Cd.jour}^{-1}$ ou de 8,2 $\mu\text{g Cd.jour}^{-1}$ selon la méthode (repas complet ou aliments) utilisée par Louekari et ses collègues (Reilly, 1991). Il est donc important de se souvenir que la comparaison directe de données provenant d'études différentes peut mener à des conclusions erronées si les différences inhérentes aux méthodes ne sont pas évaluées avec soin (Conseil de l'Europe, 1994).

On notera que l'ADEME et l'IRSN¹ ont réalisé une banque de données, intitulée CIBLEX, pour les experts impliqués dans l'évaluation des risques des sites et sols pollués par des substances chimiques et radioactives. CIBLEX caractérise le comportement de la population française selon des critères géographiques et socio-démographiques (notamment les comportements alimentaires des Français) (IRSN & ADEME, 2003).

4.1.5. Exposition aux éléments-traces par l'alimentation en France

4.1.5.1. Des données assez nombreuses sur l'exposition des Français au Hg, Pb et Cd par l'alimentation

L'exposition par l'ingestion des aliments solides d'origine animale et végétale et des boissons est entre 34 et 57 % de la DHT pour le Pb, entre 28 et 38 % pour le Cd et 37 % pour le Hg (Vallet, 1995). Les niveaux d'exposition alimentaire français au Pb, Cd et Hg semblent comparables à ceux obtenus en Europe et en Amérique du Nord (Vallet, 1995; European Commission, 1996) (tableau 4.14):

¹ IRSN: Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire.

Tableau 4.14: Niveaux d'exposition alimentaire au Hg, Pb et Cd en Europe (en µg.jour⁻¹).

Hg	Royaume-Uni < 2-3	France (1978) < 10	France (1992) = 12-16	France (1998a) < 15	Allemagne 31
Pb	Finlande (1991) < 10	France (1998a) < 68 (sans eau)	France (1992) < 73-123 (avec eau)	France (1978) < 165	Belgique (1980) 285
Cd	Suède (1990) < 9	France (1998) < 20 (sans eau)	France (1989-95) < 20 (avec eau)	France (1992) < 23	France (1978) < 31,6 Italie (1989) 90

À titre de comparaison, la consommation de 25 cigarettes par jour équivaut à 1,25 µg de Cd apporté en plus par jour (OFEFP, 1996). La fumée de cigarette est connue pour contenir des quantités importantes de Cd, dont 40-50 % est absorbé par l'organisme, alors que seulement 4-8 % du Cd ingéré (alimentation) est absorbé. Un paquet de 20 cigarettes américaines équivaut à l'inhalation de 3 µg Cd, dont 1,2 µg est absorbé par l'organisme; ceci est l'équivalent de 15-30 µg Cd ingéré par jour (Naylor et Loehr, 1981). Le fait de fumer un paquet de cigarettes par jour apporte autant de Cd que l'ingestion de nourriture.

■ Évolution des contributions de divers aliments à l'exposition des Français en Pb, Hg et Cd

À la fin des années 1970, selon l'*Inventaire National de la Qualité Alimentaire*, les apports de Pb, Cd et Hg provenaient majoritairement des pommes de terre, du pain et du vin (et des pommes pour le Hg), car ces produits étaient les plus consommés, et de loin. Depuis, leur consommation a diminué (Collet-Ribbing & Decloître, 1996), donc leur contribution aux apports de Pb, Hg et Cd également. La diminution de l'exposition au Pb par l'alimentation peut également avoir son origine dans la réduction de la consommation de vin en France depuis 1975 (– 32 %) (Decloître, 1998). Les végétaux apportaient à cette époque environ 68 % du Pb, 58 % du Cd et 43 % du Hg, en comptant les boissons, sauf l'eau ordinaire.

Aujourd'hui (Tableau 4.15), les fruits et légumes apportent environ la moitié du Pb des aliments totaux hors eau de boisson, et les céréales 9 %, et ce par la quantité ingérée, et non du fait du niveau de contamination de chaque aliment (Decloître, 1998). De même, les légumes et les céréales apportent 60 % de l'apport total de Cd alimentaire, hors eau (Decloître, 1998). Les fruits et légumes apportent environ 27 % du Hg total alimentaire et les céréales 17 % (Decloître, 1998).

Tableau 4.15: Contributions des divers aliments dans l'apport de Pb, Cd et Hg en France.

	Ration complète		Denrées végétales	
	Denrées végétales	Denrées animales	Fruits et légumes	Céréales
Pb	59 %	41 %	85 %	15 %
Cd	60 %	40 %	60 %	40 %
Hg	44 %	56 %	73 %	27 %

(Decloître, 1998)

Louekari & Salminen (1986) expliquent les différences entre l'Allemagne de l'Ouest, le Japon et la Finlande (Tableau 4.16) par :

- des niveaux de contamination de l'environnement en Pb différents, ayant pour conséquence des teneurs dans les aliments consommés différentes (ex.: le Pb est de 20 à 30 fois moins important dans les légumes finlandais, comparativement aux deux autres pays);

Tableau 4.16 : Niveaux d'exposition alimentaire au Pb, Cd et Hg dans la littérature étrangère.

Pays	Référence bibliographique	Élément-trace	Niveaux d'exposition en $\mu\text{g.jour}^{-1}$
États-Unis	(Kehoe, 1961)	Pb	150 à 350 (aliments) 250 à 450 (plus eau, boissons, poll. atmo.)
Royaume-Uni	(DHSS, 1980)	Pb	55 à 366 (aliments, eau, boisson)
	(WHO, 1976)	Pb	200 à 300
Allemagne de l'Ouest	(Louekari & Salminen, 1986)	Pb	180 (adultes)
Japon		Pb	165 (adultes)
Finlande		Pb	70 (adultes)
Australie	(AAS, 1981)	Pb	105 (enfants) 345 (femmes) 494 (hommes)
Canada	(Dabeka et al., 1987)	Cd	13,6 (7,1 à 30)
Angleterre, Canada, Suède	(Boudène, 2000)	Hg	10
États-Unis		Hg	20
ex-URSS		Hg	5 à 7
Allemagne		Hg	5
Japon		Hg	14 à 80

- les habitudes alimentaires différentes (ex. : la consommation plus importante de poissons et de fruits de mer au Japon et de bière en Allemagne, deux produits relativement riches en Pb, comparativement à la Finlande; ainsi les Allemands consomment trois fois plus de bière et ingèrent de cette façon dix fois plus de Pb de cette boisson, comparativement aux Finlandais).

4.1.5.2. Quelques données sur l'exposition des Français au Se, Cu, Co, Cr, Mo, Ni et Zn par l'alimentation

Les apports en Se, Cu, Co, Cr, Mo, Ni et Zn par l'alimentation en France sont résumés dans le tableau 4.17.

Le Mo et le Cu sont surtout apportés par des denrées d'origine végétale. Parmi les aliments d'origine végétale, les céréales sont les principaux pourvoyeurs de Cu, et les légumes, de Mo (Tableau 4.18).

En France, les apports de Mo sont suffisants par rapport aux apports nutritionnels conseillés. Par contre, la population est légèrement déficiente en Cu.

Les apports alimentaires de Zn et de Se proviennent en majorité de denrées d'origine animale. Parmi les aliments d'origine végétale, le pain apporte beaucoup de Se, et les céréales, de Zn (Tableau 4.19).

Tableau 4.17: Estimation des apports et contributions des divers aliments en Mo, Co, Ni, Cr, As en France (hors boissons).

	Ration complète (mg.jour ⁻¹)	=	Denrées végétales (mg.jour ⁻¹)	+	Denrées animales (mg.jour ⁻¹)	ANC (mg.jour ⁻¹)
Mo	0,275		0,180 65 %		0,095 35 %	0,150
Co	0,029		0,012 41 %		0,017 59 %	0,0013
Ni	0,237		0,126 53 %		0,111 47 %	0,035
Cr	0,098		0,052 53 %		0,046 47 %	0,125
Cu	1,48		0,930 63 %		0,550 37 %	2,5
Zn	14,43		4 28 %		10,43 72 %	12-15
Se	0,046		0,017 37 %		0,029 63 %	0,055-0,070

(d'après Biego et al., 1998; Simonoff & Simonoff, 1991)

Tableau 4.18: Contributions des divers aliments d'origine végétale dans l'apport de Mo et Cu en France.

	Ration complète					
	Légumes	Fruits	Boissons	Céréales	Boîtes	Condiments, sucre, huiles
Mo	35 %	10 %	2 %	14 %	4 %	< 1 %
Cu	15 %	7 %	7 %	32 %	< 1 %	2 %

(d'après Biego et al., 1998)

Tableau 4.19: Contributions des divers aliments d'origine végétale dans l'apport de Zn et Se en France.

	Ration complète										
	Légumes	Fruits	Boissons	Céréales	Boîtes	Condiments, sucre, huiles	Pain	Pâtes	Pommes de terre	Farine	Autres végétaux
Zn	5 %	1 %	1 %	18 %	2 %	1 %					
Se	2 %					6 %	21 %	4 %	2 %	1 %	< 1 %

(d'après Biego et al., 1998; Simonoff & Simonoff, 1991)

Les besoins de l'organisme en Se ne sont pas tout à fait couverts par l'apport d'après l'étude de Biego *et al.* (1998). Selon Lamand *et al.* (1994) le déficit en Se est très important, surtout chez les hommes, et pourrait induire des sub-déficiences biochimiques ayant des conséquences cliniques.

Pour le Zn, les apports semblent suffisants d'après Biego *et al.* (1998). D'autres études montrent au contraire que la population est légèrement déficiente en Zn. Notamment pour Lamand *et al.* (1994), le déficit en Zn est sévère et augmente avec l'âge.

Les apports de Se sont caractérisés par une grande variabilité à plusieurs niveaux. La quantité quotidienne moyenne de Se apportée par l'ingestion d'une ration complète en France est comprise entre 40 µg chez les employés et 60 µg chez les agriculteurs (Simonoff et Simonoff, 1991). Elle est différente selon les régions:

Se: Région parisienne < Centre-Est < Ouest < Nord = Sud-Est < Est < Sud-Ouest
40 44 47 48 49 52 µg.j⁻¹

Les apports moyens sont très variables selon les pays, même au sein de l'Europe (Simonoff et Simonoff, 1991):

Se: Italie < France < Écosse
17 46 234 µg.j⁻¹

Les aliments d'origine animale et d'origine végétale apportent des quantités équilibrées de Co, Ni et Cr. Parmi les denrées d'origine végétale, les condiments apportent beaucoup de Co, les légumes, de Ni, et les boissons et les céréales, de Cr (Tableau 4.20).

Tableau 4.20: Contributions des divers aliments d'origine végétale dans l'apport de Co, Ni et Cr en France.

	Ration complète					
	Légumes	Fruits	Boissons	Céréales	Boîtes	Condiments, sucre, huiles
Co	10 %	6 %	3 %	3 %	2 %	17 %
Ni	19 %	9 %	6 %	15 %	1 %	3 %
Cr	8 %	4 %	20 %	18 %	2 %	1 %

(d'après Biego *et al.*, 1998)

Il faut noter que, pour le Se, les différences entre pays, voire même entre régions au sein d'un même pays, sont essentiellement dues à la grande variabilité des teneurs de Se dans les sols agricoles (qui influencent alors les teneurs dans les cultures).

En ce qui concerne le Cu, plusieurs raisons peuvent être également incriminées pour expliquer les différences entre pays (Tableau 4.21) (Reilly, 1991):

- des habitudes alimentaires différentes, (ex. : une consommation accrue dans les pays développés de produits céréaliers raffinés, moins riches en Cu),
- la nature de la roche, ainsi que le métal utilisé pour la tuyauterie, qui ont une influence sur la teneur en Cu des eaux de consommation.

4.1.5.3. Peu ou pas de données sur l'exposition des Français à l'As et au TI par l'alimentation

En combinant les données sur la consommation en aliments des Français en 1993 (Combris *et al.*, 1997), les données sur les teneurs en As des aliments en Finlande en 1980 (Lamand, 1991a) et les données sur les teneurs moyennes en eau des aliments (Lamand *et al.*, 1991; Vollmer, 1995), nous avons estimé les apports en As par l'alimentation hors boissons (Tableau 4.22 et Tableau 4.23). Les besoins en As de l'organisme sont couverts par cet apport, tout en restant en dessous des doses excessives.

En s'appuyant sur les concentrations en TI des aliments britanniques (Sherlock & Smart, 1986) et les quantités consommées en 1993 en France (Combris *et al.*, 1997), il est possible d'estimer l'apport en TI par les aliments d'origine végétale en France: il est compris entre 0 (traces) et 0,06 mg.jour⁻¹, soit loin des doses toxiques pour l'homme (Tableau 4.22 et Tableau 4.23).

Tableau 4.21 : Niveaux d'exposition alimentaire en Se, Cu, Zn, Co, Ni, Mo dans la littérature étrangère.

Pays	Référence bibliographique	Élément-trace	Niveaux d'exposition en $\mu\text{g.jour}^{-1}$
Nouvelle-Zélande (Ile du sud)	(Thomson & Robinson, 1980)	Se	28
États-Unis		Se	132
Canada		Se	98,3 à 224,2
Japon		Se	88,3
Venezuela		Se	325,8
Royaume-Uni		Se	60
Italie		Se	12,75
Chine – régions à selenosis – régions à fortes teneurs de Se dans sols, mais sans selenosis – régions à sols carencés en Se, mala- die de Keshan	(Yang <i>et al.</i> , 1983)	Se	4990 750 11
Allemagne	(Lombeck, 1983)	Se	34,7 (très jeunes enfants) <i>dont 20 % proviennent des fruits et légumes</i>
États-Unis	(Gropper <i>et al.</i> , 1988)	Se	58,8 (enfants de 4 à 7 ans)
Australie	(Greaves <i>et al.</i> , 1989)	Se	55,9 (enfants de 4 à 7 ans)
Australie	(Reilly <i>et al.</i> , 1990)	Se	36 % proviennent, pour les enfants, des céréales et 2 % proviennent, pour les enfants, des fruits et légumes
Finlande	(Varo & Koivistoinen, 1980)	Cu	1700 (hommes)
Australie	(Reilly, 1991)	Cu	750 (enfants)
Royaume-Uni	(MAFF, 1976)	Zn	13 000 (adultes)
États-Unis	(FNB, 1980)	Zn	10 000 à 15 000 (adultes)
Pays-Bas	(Reith <i>et al.</i> , 1976)	Zn	15 400 à 24 600
Australie	(Barrett <i>et al.</i> , 1990)	Zn	5 000 à 11 800 (enfants)
États-Unis	(Schroeder <i>et al.</i> , 1967)	Co	150 à 600 (en 1966)
Finlande	(Varo & Koivistoinen, 1980)	Co	13 (adultes) <i>dont 33,1 % proviennent des céréales et 27,7 % proviennent des légumes</i>
Royaume-Uni	(Smart & Sherlock, 1987)	Ni	150 à 170 (en 1984)
Finlande	(Varo & Koivistoinen, 1980)	Ni	130
États-Unis	(Myron <i>et al.</i> , 1978)	Ni	170
États-Unis	(Tsongas <i>et al.</i> , 1980)	Mo	120 à 240 (adultes)
États-Unis	(Pennington & Jones, 1987)	Mo	50 à 126 <i>dont 31 à 39 % proviennent des céréales et 19 % proviennent des légumes</i>

Tableau 4.22 : Estimation des apports et contributions des divers aliments en As et TI en France (hors boissons pour As, avec boisson pour TI).

	Ration complète (mg.jour ⁻¹)	Denrées végétales (mg.jour ⁻¹)	Denrées animales (mg.jour ⁻¹)	ANC (mg.jour ⁻¹)
TI		0-0,06		-
As	0,076	0,025 33 %	0,051 67 %	0,012-0,040

Tableau 4.23 : Estimation des contributions de divers aliments dans l'apport en As et TI dans l'alimentation d'origine végétale en France (hors boissons pour As, avec boissons pour TI).

	Légumes	Céréales	Fruits	Légumes verts	Fruits et produits sucrés	Légumes- racines	Boissons
TI				26 %	21 %	19 %	14 %
As	60 %	34 %	6 %				

Les résultats de nos calculs sont cohérents avec des données issues de la littérature. La ration alimentaire habituelle apporte environ 0,2 à 0,9 mg As.jour⁻¹ (Coïc & Coppenet, 1989). Dans les années 1980, les apports d'As pouvaient être estimés à 0,0115 mg.jour⁻¹ dans le nord de la France. Ces valeurs sont comparables aux valeurs mesurées en Belgique par la méthode d'analyse des repas complets (Buchet *et al.*, 1983). L'As provient surtout de l'ingestion de poisson et de viande.

Tableau 4.24 : Niveaux d'exposition alimentaire en As, Cr et TI dans la littérature étrangère.

Pays	Référence bibliographique	Élément-trace	Niveaux d'exposition en µg.jour ⁻¹
Royaume-Uni	(MAFF, 1982)	As	< 81 (adultes)
Canada	(Dabeka <i>et al.</i> , 1987)	As	16,7 (2,6 à 101) dont 18,1 % proviennent des céréales et produits céréaliers et 14,9 % proviennent des légumes féculents
Nouvelle-Zélande	(Dick <i>et al.</i> , 1978)	As	55
États-Unis	(Gartrell <i>et al.</i> , 1985)	As	62
Royaume-Uni	(FACC, 1984)	As	89
Suède	(Slorach <i>et al.</i> , 1983)	As	15 à 45
Belgique	(Buchet <i>et al.</i> , 1983)	As	12
Royaume-Uni	(Bunker <i>et al.</i> , 1984)	Cr	24,5
États-Unis	(Saner, 1986)	Cr	28
	(Reilly, 1991)	TI	peut-être environ 2

4.1.5.4. Importance des quantités d'aliments consommés dans l'exposition

En supposant que la concentration en Pb des aliments est la même quel que soit le pays, le calcul des apports quotidiens de Pb montre qu'ils varient beaucoup d'un pays à l'autre, de 71 µg en Inde à 229 µg aux États-Unis, du fait des habitudes alimentaires propres à chaque nation (Reilly, 1991). Une proportion importante du Pb ingéré par les Allemands provient de la bière, alors que la bière contient peu de Pb, mais les quantités absorbées en moyenne par cette population sont importantes (Reilly, 1991).

La majorité de la population achète ses céréales, fruits et légumes en grande surface, où les provenances des végétaux sont variées, conduisant à une uniformisation des teneurs des végétaux ingérés entre les personnes. La composition de la ration alimentaire est donc aujourd'hui le facteur prédominant dans l'apport d'un élément par l'alimentation.

Il faut toutefois noter l'exception suivante : 35 % des ménages français ont un potager qu'ils cultivent. Pour ces personnes, 43 % des légumes et 16 % des fruits qu'ils consomment sont de leur propre production. Les végétaux les plus auto-consommés sont les haricots verts, les petits pois, les poireaux, les radis et les fraises. Chez les ménages ayant un potager, plus de la moitié de ces derniers sont produits sur place, et jusqu'à 83 % pour les haricots verts (Dubeaux, 1994). Mais d'une façon générale, ce ne sont pas forcément les aliments les plus accumulateurs d'éléments-traces qui sont à surveiller en priorité, mais les aliments les plus consommés. Une faible augmentation en éléments-traces des pommes de terre ou des céréales en France a une forte incidence sur les quantités d'éléments-traces ingérés.

Les comportements alimentaires sont diversifiés, et le « Français moyen » élaboré à partir des statistiques n'existe pas dans la réalité. La composition de la ration alimentaire de chacun varie beaucoup selon les régions, les goûts individuels, le milieu socioprofessionnel, etc. Au sein d'un même pays, d'une même ville, les apports d'éléments-traces peuvent donc être très différents selon les habitudes alimentaires. Ceci est à prendre en compte lors de l'élaboration des seuils alimentaires, puisqu'il peut toujours y avoir des groupes « à risque », dont l'apport effectif est loin de celui de la moyenne nationale, et qui peut dépasser les doses admissibles. Par exemple les cultures régionales en matière de consommation alimentaires persistent (Babayou, 1995). C'est particulièrement flagrant pour la consommation de la pomme de terre qui est 3 fois plus importante dans la région Nord de la France (69 kg par an et par habitant) qu'en région parisienne (23 kg par an et par habitant) (Bertrand, 1993). Autre exemple, les régimes végétariens apportent moins de Zn et de Se, mais plus de Cu que les régimes omnivores (Gibson, 1994).

Pour plus d'informations sur les comportements alimentaires français, on rappellera l'existence de la banque de donnée CIBLEX (IRSN & ADEME, 2003).

4.1.5.5. Conclusion

Pour éviter les déficiences et les excès d'éléments-traces, il est important d'avoir une alimentation variée, *i.e.* consommer de tout et de provenances différentes. N'ingérer que les produits de son potager peut avoir des inconvénients dans les cas de sols pollués, voire à l'inverse, dans le cas de sols carencés.

4.2. Exposition des animaux d'élevage aux éléments-traces par l'alimentation d'origine végétale en France

4.2.1. Teneurs des fourrages et des aliments pour le bétail

Comme pour les végétaux utilisés en alimentation humaine (*cf.* Annexe 2), les teneurs des fourrages et aliments pour animaux varient selon les teneurs du sol, les propriétés du sol, puis selon les transformations que subissent les végétaux (ensilage, déshydratation, etc.). L'ensilage par exemple diminue la concentration en Tl, par perte de l'élément dans le jus de fermentation (Crössmann, communication personnelle).

L'analyse de l'herbe indique des variations importantes de composition minérale selon la saison (Coïc & Coppenet, 1989) (Tableau 4.25).

Tableau 4.25: Concentration des pâturages en éléments-traces (en mg.kg⁻¹ MS).

	Pâturage de fin d'hiver	Dernier pâturage d'automne
Mo	1	3
Co	0,05	0,08
Se	0,04	0,065
Cu	6	8
Zn	25	30

(Coïc & Coppenet, 1989)

4.2.2. La notion de dose: carences et excès

Comme pour l’homme, certains éléments-traces sont indispensables aux animaux. Ce sont les oligo-éléments. D’autres ne le sont pas, il s’agit de contaminants stricts. Tous, lorsqu’ils sont en excès, sont toxiques.

Les animaux d’élevage ont des sensibilités variables aux éléments-traces selon l’espèce (Tableau 4.26), éventuellement la race et l’âge. Pour le Cd, c’est le porc le plus sensible à la toxicité; pour le Zn et le Se, le poulet; pour le Mo, les bovins; et pour le Cu, les ovins (US-EPA, 1989).

Tableau 4.26: Seuils de carence et de toxicité dans les fourrages (en mg.kg⁻¹ MS).

	Seuil de carence pour le bétail	Seuil de toxicité pour le bétail
As	/	/
Cd	/	0,5-1
Co	0,07 (ruminants)	10-50
Cr	/	50-3000
Cu	7 (ruminants)	15 (ovins)-100 (bovins)
Hg	/	> 1
Mo	/	3
Ni	/	50-60
Pb	/	10-30
Se	0,1 (ruminants)	0,5
Tl	/	1-5
Zn	45 (bovins)	250-10000

L’écart de concentration entre le seuil efficace et le seuil toxique du Cu chez les moutons est très étroit. Les niveaux de Cu qui peuvent produire des déficiences chez les moutons sous certaines conditions peuvent être toxiques pour ces moutons dans d’autres conditions, telle qu’une diminution de la teneur en Mo et en S de la ration alimentaire. De plus, les différentes races de moutons ont des seuils de sensibilité au Cu différents (CCME, 1997). Le Texel est la race de mouton la plus sensible à la toxicité du Cu (MAFF, 1993).

Le Mo est particulièrement toxique pour les ruminants (bovins, ovins).

4.2.3. Exposition aux éléments-traces des animaux d’élevage

Du fait de l’importance de l’auto-approvisionnement, l’exposition du bétail aux éléments-traces est plus dépendante de la teneur locale des fourrages que l’exposition des humains de la contamination locale des aliments. Pour un même régime alimentaire animal, l’exposition varie donc beaucoup, surtout pour

les ruminants. Les élevages de porcs et de volailles étant souvent hors sol, ces animaux reçoivent plus d'aliments complets achetés hors de l'exploitation.

Les quantités de sol ingéré en pâture ne sont pas négligeables, et ont été estimées à 454 kg.an⁻¹ pour les vaches par Lacatusu et ses collaborateurs en 1995 (Paulin, 1995). La masse de sol ingérée par le bétail varie de 0 à 30 % de l'ingestion en matière sèche (MAFF, 1993). Les moutons sur prairies très pauvres pratiquent un surpâturage qui les pousse à déraciner les touffes d'herbes et à ingérer ainsi une grande quantité de terre. L'ingestion de terre apporte des éléments-traces d'un côté, et de l'autre fait diminuer la digestibilité des éléments contenus dans les fourrages (Lamand, 1991b).

Il est encore plus délicat que pour l'alimentation humaine de vouloir fournir des chiffres moyens d'exposition aux éléments-traces des animaux d'élevage. Quelques grandes tendances peuvent être cependant dégagées pour la France.

L'aspect important est que les végétaux utilisés comme fourrages ont globalement des déficiences en oligo-éléments pour les animaux d'élevage (Tableau 4.27). En 1973, la moitié au moins du cheptel français souffrait de troubles liés au déficit en Se (Simonoff & Simonoff, 1991). À cette même époque, une alimentation hivernale à base de foin de première coupe de prairie naturelle ou temporaire ou à base d'ensilage de maïs est dans presque toutes les régions insuffisante en Cu, Co et Zn (Périgaud *et al.*, 1974). Le foin de regains de prairies temporaires améliorait la nutrition en Cu et Co, mais aggravait celle en Zn. Les regains de certaines régions pouvaient tendre vers le seuil de toxicité pour le Mo certaines années (Périgaud *et al.*, 1974). Les foins les plus pauvres en Cu proviennent du Centre, du Sud Armoricaïn, des Vosges, des bordures ouest du Bassin Parisien et du Massif central, le pied des Pyrénées et le Sud-Est. On retrouve donc des sols issus des granites, des sédiments primaires très anciens (Périgaud *et al.*, 1974). Les foins les plus pauvres en Zn se rencontrent dans les Ardennes, l'Ouest et le Sud-Est, sur des sols plus ou moins calcifiés. Les teneurs en Co inférieures au seuil de carence pour l'animal se dépistent dans presque tous les départements et sont généralisées en particulier dans les Basses Alpes, l'Ariège, la Dordogne, la Mayenne, la Nièvre et la Seine-Maritime (Périgaud *et al.*, 1974).

Tableau 4.27: Proportion de fourrages carencés en oligo-éléments pour les animaux.

Élément	Type de fourrage	% < seuil de carence	% < seuil de carence grave
Zn	tout	95	
Cu	foin	94	44
Co	foin de prairie permanente de première coupe	57	33
Se	tout	94	72

(Lamand, 1991b)

Aujourd'hui ces carences sont souvent corrigées par une fertilisation minérale des cultures fourragères par application au sol ou foliaire ou par complémentation des rations alimentaires du bétail. En raison de sa toxicité, l'addition de Se dans les aliments destinés au bétail a fait l'objet de restrictions sévères de la part des législations des différents pays. En 1973, la France a autorisé l'incorporation du Se dans les aliments complets à la dose préconisée de 0,1 mg Se.kg⁻¹ MS. Par ailleurs, il est interdit de dépasser la teneur de 0,5 mg Se.kg⁻¹ MS dans un aliment ou de vendre, en l'état, un mélange minéral enrichi en Se. Depuis l'enrichissement des aliments par le Se, la myopathie des jeunes animaux a pratiquement disparu, alors qu'elle constituait par le passé un facteur limitant pour l'élevage (Lamand, 1991b). Aux États-Unis, les régions où le Se est déficient sont en plus grand nombre que les quelques points locaux où des toxicités ont été rapportées pour le bétail. La Food and Drug Administration a donc autorisé en 1974 une complémentation en Se dans la ration alimentaire pour quelques espèces domestiques (Ullrey, 1992).

Certaines pratiques peuvent mener à la production de fourrages toxiques. L'épandage de lisiers de porcs, riches en Cu et Zn en raison des complémentations des rations, peut provoquer une augmentation des teneurs des sols, conduisant à la production de pâturages dangereux pour les ovins, sensibles à la toxicité du Cu (Lamand, 1991b). Certaines plantes, comme la luzerne, sont souvent carencées en Mo

et nécessitent une fertilisation en Mo pour atteindre un rendement normal. Les teneurs en Mo des fourrages traités doivent être vérifiées pour éviter la toxicité vis-à-vis de l'animal (Périgaud, 1977).

Les opérations de transformation peuvent induire des diminutions ou des augmentations des teneurs en éléments-traces dans les aliments pour animaux produits, tout comme dans le cas des aliments pour l'homme. En ce qui concerne les sous-produits d'industries agroalimentaires utilisés en alimentation animale, la transformation de la betterave en sucre génère des pulpes plus riches en certains éléments-traces (As et Pb, cf. Tableau 4.4; Cd et Pb, Tableau 4.5) que la racine de betterave.

4.3. Les seuils pour l'alimentation végétale dans les réglementations et guides de bonnes pratiques nationaux et internationaux

Une distinction importante est à faire entre les limites ayant un statut réglementaire et celles qui sont non réglementaires, mais constituent un signal d'alerte de la nécessité d'effectuer des recherches plus approfondies lorsque leur valeur est dépassée (cf. Annexe 3).

Une limite réglementaire représente le taux maximum toléré pour un élément. Les aliments présentant une contamination plus élevée sont déclarés impropres à la consommation. Les limites non réglementaires peuvent être des seuils de tolérance, des lignes directrices, des niveaux d'intervention, des taux recommandés (Conseil de l'Europe, 1994).

Certains pays ont les deux types de limites. Les limites réglementaires servent, soit à réduire l'exposition de certaines parties de la population, tels les jeunes enfants, soit à intervenir dans le cas de denrées particulièrement problématiques. Les denrées ne posant pas de problème particulier sont soumises à des limites non réglementaires. Ou encore, des limites réglementaires s'appliquent à un petit nombre de denrées et des limites non réglementaires concernent un éventail plus large d'aliments (Conseil de l'Europe, 1994). On s'accorde aujourd'hui à considérer les limites réglementaires comme dernier recours, car elles ne contribuent pas en soi à réduire la contamination alimentaire. Elles sont en effet souvent peu restrictives afin de ne pas sanctionner les pratiques agricoles et industrielles en usage et afin d'éviter le rebut de denrées saines sous d'autres aspects. Tant qu'un aliment répond aux critères des limites réglementaires, il n'y a pas lieu pour les producteurs d'essayer de réduire la contamination (Conseil de l'Europe, 1994).

Les limites sont établies selon plusieurs critères : les facteurs biologiques et environnementaux (ex. : types de sol), les habitudes alimentaires de la population, les méthodes d'échantillonnage pour déterminer la conformité des aliments (ex. : 100 % ou bien 80 % des aliments doivent être en dessous de la limite), la toxicologie, les négociations avec l'industrie et l'agriculture (Conseil de l'Europe, 1994). Les critères varient selon les pays, ce qui explique que les équivalences de limites sont rares.

Le problème de la spéciation dans les aliments, i.e. la forme chimique de l'élément, est rarement abordé dans le cadre de la définition de limites pour la contamination des aliments par les éléments-traces. Les limites sont exprimées habituellement en terme de concentration totale du métal, postulant implicitement que les différentes formes chimiques de l'élément présentent toutes la même toxicité, ce qui n'est pas le cas dans la réalité. Mais on ne dispose pas encore de données suffisantes sur la concentration des différentes formes des éléments-traces dans les aliments pour pouvoir définir des limites, à l'exception du Hg dans le poisson et de l'As (Conseil de l'Europe, 1994).

L'attention a été surtout portée sur le Pb, le Cd et le Hg, qui posent le plus de problèmes pour la santé de l'homme et des animaux, par leur toxicité élevée et par la fréquence des pollutions. Les oligo-éléments font rarement l'objet d'établissement de seuils maximum.

4.3.1. Les seuils dans l'alimentation humaine

Les limites réglementaires ou non réglementaires en matière d'éléments-traces dans les productions végétales et l'alimentation sont nécessaires pour protéger la santé des consommateurs. Elles sont différentes selon les pays, sont parfois inexistantes et peuvent gêner les échanges commerciaux. Les Nations Unies, par l'intermédiaire de la FAO (section alimentation et agriculture de l'ONU) et de l'Organisation

mondiale de la santé, l'Union européenne et d'autres unions économiques en Amérique et dans le Pacifique, travaillent à l'élaboration de seuils dans ce domaine, et à leur harmonisation (Reilly, 1991).

La Commission FAO/OMS du *Codex Alimentarius* a été créée en 1962. C'est un organisme intergouvernemental qui travaille en collaboration avec des représentants de l'industrie alimentaire, d'organisations de consommateurs et d'organismes scientifiques et technologiques. Le *Codex* est actuellement composé de 17 volumes de seuils alimentaires et de recommandations connexes, ainsi que de 10 volumes de codes d'usages en matière de fabrication et d'hygiène (Smith, 1992). Seules quelques valeurs guide en As, Cu, Fe, Pb, Sn et Zn sont disponibles. Ses propositions sont prises en compte dans la préparation des législations de l'Union européenne, ainsi que de pays comme le Royaume-Uni ou l'Australie (Reilly, 1991).

Par l'article 100 du Traité de Rome (1957), le Conseil des Ministres donne à la Commission européenne la responsabilité d'initier un programme d'harmonisation des législations en matière d'alimentation. Ceci se fait par l'intermédiaire de règlements (lois remplaçant les lois nationales) et de directives (qui lient aussi les pays membres, mais leur laissent le choix de la méthode à utiliser pour arriver au but). L'Union européenne a défini des limites en éléments-traces pour l'alimentation humaine dans un règlement (Commission européenne, 2001) et a également déterminé l'emploi des matériaux et objets qui sont destinés à être mis en contact avec les denrées alimentaires (Directives 76/893 du 23 novembre 1976, 89/109 du 21 décembre 1988 et 90/128 du 23 février 1990; *in*: Smeets & Barellon, 1990).

Le Conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPF, 1996a) recommande des valeurs guide en Pb, Hg et Cd dans les aliments pour l'homme. Les seuils sont élaborés à partir des effets des éléments sur la santé. La répartition des teneurs dans les végétaux cultivés en France n'entre pas dans le calcul de ces limites.

Les listes d'aliments concernés par des limites sont plus ou moins détaillées et plus ou moins complètes. En France, les fruits et légumes appartiennent à la même catégorie, alors qu'en Allemagne les légumes-feuilles sont distingués des légumes-tiges et des légumes-racines, et en Belgique les légumes sont définis par leur espèce végétale. Plus les listes sont détaillées, plus le pouvoir accumulateur des plantes est pris en compte.

Le Pb, Hg et Cd sont les premiers éléments pour lesquels on a établi des seuils. L'As vient ensuite. Le Cu, le Se, le Co, le Ni et le Tl apparaissent parfois. Il existe aussi des seuils pour le Zn, alors qu'il n'est pratiquement pas toxique pour l'homme. À notre connaissance, il n'existe pas de seuils pour le Mo et le Cr.

La confrontation des seuils du CSHPF (1996a) avec les concentrations effectivement observées sur le terrain en Pb et Cd des grains de blé montre que 2 % des grains de blé ont une teneur en Pb qui dépasse les recommandations et 3 % pour le Cd (Laboratoire interrégional de la Répression des Fraudes, 1991).

Une autre étude de la DGCCRF en 1998, portant sur 766 échantillons de blés français, a également mis en évidence que 2 % d'échantillons de blé étaient non conformes en Pb et que 3 % des échantillons de blé tendre étaient non conformes en Cd (seuils recommandés du CSHPF, 1996a).

Dans le cadre d'une enquête « pratiques culturelles », l'ITCF² et l'ITPT³, en collaboration avec le CNIPT⁴ et la FNPTI⁵, ont échantillonné des pommes de terre provenant de 85 parcelles (Gravouelle, 1999). Ces parcelles sont représentatives des principales situations culturelles de la pomme de terre rencontrées dans le Nord-Pas-de-Calais, la Picardie, la Champagne et la Haute-Normandie. Les résultats des analyses en éléments-traces ont été comparés aux seuils français et européens dans l'alimentation humaine (Tableau 4.28).

Dans le cadre des enquêtes ONIC-ITCF 1997 et 1998 sur la qualité des blés français, 134 échantillons de blé tendre issus de 15 régions ONIC et représentatifs des 16 principales variétés cultivées en France en 1997 ont fait l'objet d'analyse en éléments-traces (Rimbault, 2001). De même, 39 échantillons de blé

² ITCF: Institut technique des céréales et des fourrages.

³ ITPT: Institut technique de la pomme de terre.

⁴ CNIPT: Centre national interprofessionnel de la pomme de terre.

⁵ FNPTI: Fédération nationale des producteurs de pommes de terre industrielles.

dur issus de 5 régions ONIC et représentatifs des 12 principales variétés cultivées en France en 1997 ont fait l'objet d'analyse en éléments-traces. Cette étude a permis enfin l'analyse de 72 échantillons de pois protéagineux issus quant à eux de l'enquête UNIP⁶-ITCF et provenant de 30 départements en 1997. Les résultats des analyses de blé tendre, blé dur et pois protéagineux ont été comparés aux seuils français et européens dans l'alimentation humaine (Tableau 4.28).

- Le tableau 4.28 montre que :
- le Hg ne semble pas poser de problème,
 - le Cd ne pose pas ou ne pose que peu de problèmes pour le blé tendre, le pois protéagineux et la pomme de terre,
 - le Cd pose problème pour le blé dur quand on compare les teneurs au seuil recommandé du CSHPF (environ 20 % dépassent le seuil), mais il ne pose plus problème quand on compare ces mêmes teneurs au seuil européen,
 - le Pb ne pose pas ou ne pose que peu de problèmes pour le blé dur et la pomme de terre,
 - le Pb peut poser problème (selon les années) pour le blé tendre et le pois protéagineux (jusqu'à environ 20 %).

Tableau 4.28 : Comparaison des résultats français d'analyses en éléments-traces 1997 et 1998 de blé tendre, blé dur, pois protéagineux et pomme de terre avec les seuils français et européens dans l'alimentation humaine.

Culture	Campagnes	Nombre total échantillons	% échantillons dépassant le seuil					
			Pb		Cd		Hg	
			A	B	A	B	A	B
blé tendre	1997	56	10,7	16,1	5,4	0	0	/
	1998	78	1,3	20,5	1,3	0	0	/
blé dur	1997	18	0	5,6	22	0	0	/
	1998	21	0	0	19	0	0	/
pois protéagineux	1997	30	13,3	20	6,6	6,6	0	/
	1998	42	2,4	14,3	0	0	0	/
pomme de terre	1997	40	5	5	0	0	0	/
	1998	45	0	0	0	0	0	/

A : seuils recommandés français dans l'alimentation humaine (CSHPF, 1996a).
B : seuils réglementaires européens dans l'alimentation humaine (Commission européenne, 2001).

4.3.2. Les seuils dans l'alimentation animale

Il n'existe pas de seuils internationaux pour l'alimentation animale, mais la FAO vient de lancer un projet de code de conduite en alimentation animale, qui sera soumis à l'agrément du Codex Alimentarius (RAA n° 508, juillet/août 1997).

L'Union européenne avait adopté des seuils dans l'alimentation animale dès 1974 (Directive du Conseil 74/63/CEE du 17 décembre 1973 – JOEC L 038 du 11/02/74). Une nouvelle directive l'a remplacée en 1999 et fixe des seuils en As, Pb, Cd et Hg (Directive 1999/29/CE du Conseil du 22 avril 1999 – JOEC L 115 du 4/5/1999) (Commission Européenne, 1999). Cette directive est traduite en droit français par

⁶ UNIP : Union nationale interprofessionnelle des plantes riches en protéines.

l'Arrêté du 12/01/2001 (JO du 20/01/2001) qui fixe des seuils limites obligatoires en As, Cd, Pb et Hg dans les aliments pour les animaux (ministère de l'Agriculture et de la Pêche, secrétariat d'État aux Petites et Moyennes Entreprises, 2001).

Les seuils dans les fourrages sont difficiles à établir car les animaux au champ ingèrent de la terre qui apporte une part non négligeable d'éléments-traces (0-30 % des éléments-traces ingérés) (MAFF, 1993).

Enfin, si on compare les teneurs en Pb, Cd, Hg et As du pois protéagineux, issues de l'enquête française ITCF (Raimbault, 2001), aux seuils réglementaires français dans l'alimentation animale (ministère de l'Agriculture et de la Pêche, secrétariat d'État aux Petites et Moyennes Entreprises, 2001), on note qu'aucun échantillon ne dépasse ces seuils.

À retenir sur les aliments d'origine végétale et les éléments-traces

Les teneurs en éléments-traces dans les aliments d'origine végétale pour l'homme ou le bétail varient selon les teneurs du sol, les propriétés du sol, la faculté d'accumulation de la plante et les transformations subies par le végétal pour devenir un aliment.

Les expositions de l'homme au Pb, Cd, et Hg par la voie alimentaire (hors eau) en France semblent être très inférieures aux doses admissibles. La population moyenne ne court pas de risque dû à la présence de ces éléments. Pour maintenir cette sécurité alimentaire, il faut cependant surveiller les teneurs des aliments végétaux les plus consommés par les Français, *i.e.* le blé, la pomme de terre et la pomme.

Les apports en As et Tl n'ont pas été étudiés en France. D'après nos estimations ils seraient inférieurs aux doses admissibles. Des recherches dans ce domaine seraient néanmoins nécessaires.

Les apports des oligo-éléments Cu, Se et Cr sont insuffisants dans la ration alimentaire moyenne française. La population est globalement légèrement déficiente.

Les quantités en oligo-éléments Ni, Mo, Zn et Co apportées par l'alimentation en France semblent être suffisantes ou supérieures aux apports nutritionnels recommandés, tout en restant inférieures aux doses toxiques.

Les animaux d'élevage sont globalement déficients en Zn, Cu, Co et Se en France. Ces carences sont aujourd'hui connues et corrigées par des complémentations. Le Mo pose parfois des problèmes de toxicité. Les ovins sont très sensibles à la toxicité du Cu.

Conclusion

L'alimentation est une voie d'exposition importante de l'homme et des animaux aux éléments-traces. Dans une première étape, il est indispensable de surveiller la qualité des produits agricoles à vocation alimentaire, de façon à assurer une sécurité alimentaire optimale. À ce titre, la connaissance et la prévention des transferts sol-plante (et donc de la pollution des sols) sont des éléments clés de cette surveillance et de toute politique de prévention.

5.1. Complexité des mécanismes de transfert des éléments-traces du sol vers la plante et nombre élevé de facteurs les contrôlant

Le maintien de la qualité des produits agricoles implique une bonne connaissance des facteurs contrôlant le transfert des éléments-traces vers les récoltes. La synthèse des données scientifiques montre la complexité des mécanismes de transfert et le nombre élevé de facteurs qui influent sur le prélèvement des éléments-traces par les racines, sur leur transport dans la plante et sur leur répartition dans les différents organes végétaux.

L'espèce végétale, voire la variété, est un des facteurs prépondérants dans le prélèvement des éléments-traces par les racines et dans leur répartition entre les différents organes végétaux. Le colza accumule le Tl, la laitue et l'épinard le Cd. D'une façon générale, les concentrations sont plus élevées dans les parties végétatives (feuilles, racines) que dans les parties reproductrices (grains et fruits). La plupart du temps, le rapport [teneur dans la plante / teneur dans le sol] est très inférieur à 1.

Le pH du sol est un facteur primordial, qui gouverne le prélèvement par les racines. Plus le sol est acide, plus le transfert de Cd, Cu, Pb, Cr, Co, Zn, Hg, Ni, Tl et As vers la plante est élevé. Les fertilisations à base d'ammonium, ainsi que l'apport de soufre en tant que fongicide, conduisent à l'acidification du sol et à un transfert accru de ces éléments-traces vers les cultures. Un chaulage a l'effet inverse. Par contre, le Mo et le Se sont moins disponibles pour les plantes en sols acides qu'en sols alcalins.

La capacité d'échange cationique est également un important facteur lié au sol. Plus elle est élevée, plus les éléments-traces sont adsorbés ou complexés par les matières organiques, les argiles et les oxydes, et donc moins disponibles pour les plantes. Le transfert des éléments-traces vers les cultures est donc plus élevé en sol sableux qu'en sol plus lourd. Un apport de matière organique peut contribuer à diminuer la disponibilité des éléments, notamment le Cu.

Les recherches ont mis en évidence d'autres facteurs : les interactions entre éléments dans le sol et dans la plante, les micro-organismes du sol, le potentiel d'oxydo-réduction du sol, la température et l'humidité du sol, l'influence de la plante sur le sol, le stade de développement de la plante, etc.

5.2. Difficultés pour prévoir le transfert des éléments-traces du sol vers le végétal

En raison de la complexité des mécanismes de transfert, de la diversité et du nombre des facteurs en jeu, les scientifiques qui tentent de prévoir le transfert se heurtent à de grandes difficultés. Il n'est pas possible de trouver une méthode qui soit à la fois simple, rapide et qui prenne en compte de façon exhaustive tous les paramètres.

Pour établir une méthode de prévision du transfert, une première étape consiste à trier les paramètres à prendre en compte, de ceux que l'on choisit de ne pas utiliser. Le facteur teneur totale en élément-trace dans le sol n'est pas forcément le plus pertinent, notamment dans une méthode où peu de facteurs sont conservés. En effet la quantité d'éléments-traces disponibles pour une plante n'est pas toujours proportionnelle à la quantité totale d'éléments-traces présents dans le sol.

Les modèles mécanistes sont les plus précis pour l'estimation du transfert. Ils permettent aussi de prévoir les conséquences sur le transfert d'une modification du milieu. Mais ils utilisent de très nombreux paramètres, souvent difficiles à mesurer ou à évaluer. Leur mise en œuvre est très complexe et ils restent aujourd'hui du domaine de la recherche.

Les modèles fonctionnels sont un peu moins précis que les modèles mécanistes. Ils utilisent aussi de nombreux paramètres, mais qui sont plus facilement mesurables. L'élaboration de certaines réglementations s'appuie sur ce type de modèle.

Les modèles régressifs, utilisant moins de paramètres encore, sont également utilisés dans les réglementations.

Les analyses sont peu précises, mais permettent de définir une faible ou une forte probabilité de transfert. Ce sont des méthodes faciles à mettre en œuvre, qui permettent de comparer de manière relative des sols et des végétaux entre eux.

Les tests de bioaccumulation ou les essais *in situ* sont, quant à eux, intégrateurs des différentes variables influençant le transfert des éléments-traces des sols vers les cultures. Si les essais *in situ* sont longs, coûteux et « année-dépendants », les essais en pot peuvent être mis en routine et normalisés et sont beaucoup moins longs.

5.3. Quelques méthodes (quasi) opérationnelles pour évaluer la probabilité de transfert

5.3.1. Coefficient de répartition plante/sol

Le coefficient de répartition plante/sol, quotient des concentrations dans la plante et dans le sol (sur la base de la matière sèche), peut être utilisé pour prévoir, de façon approximative, la probabilité de

transfert. Les coefficients, issus de compilations statistiques (voir un exemple en Tableau 5.1), peuvent fournir une gamme de teneurs dans la plante, à partir de la connaissance de la teneur totale dans le sol étudié. La réponse obtenue n'est pas précise, puisque les fourchettes de variabilité de ces coefficients sont larges, de 1 à 10 par exemple. Ils ne prennent bien sûr pas en compte les caractéristiques des sols. Mais ils peuvent être une première étape dans la caractérisation de la probabilité de transfert et permettre de dégager des priorités quant au choix des éléments-traces ou des espèces pour des études plus poussées.

L'avantage de l'utilisation de ce coefficient est qu'il ne nécessite qu'une analyse de sol (et est donc très peu coûteux) et qu'il permet une évaluation prédictive du risque de transfert vers la culture quasi-immédiate. Les tables de coefficients très générales peuvent être utilisées en première approche (cf. 3.2.2), mais des tables plus précises (par espèce, telles que celle proposée dans le Tableau 5.1) pourraient être développées en France à partir de données françaises ou de données obtenues dans des conditions proches des conditions françaises. Ces tables mériteraient ensuite d'être largement diffusées à l'ensemble des opérateurs de terrain, sous forme informatique par exemple.

5.3.2. *Autres modèles régressifs*

D'autres modèles régressifs (mono- ou multi-variables) demanderaient d'être développés en France, à partir également de données françaises ou de données obtenues dans des conditions proches. Ces modèles, plus précis que les coefficients de répartition plante-sol, pourraient être utiles dans une analyse de type Monte Carlo utilisant des distributions statistiques. Pour les modèles multi-variables, il serait intéressant de creuser les pistes de la prise en compte du pH et/ou de la CEC du sol, de l'organe de la plante, etc. Des logiciels mériteraient ensuite d'être largement diffusés. Ces modèles permettent à partir d'une analyse de sol d'évaluer quasi-immédiatement le risque de transfert vers une culture.

Tableau 5.1: Ordre de grandeur des coefficients de répartition plante/sol pour quelques espèces végétales (issu de la compilation des 19 expérimentations de plein champ en conditions de climat, sol, pratiques culturales françaises de l'annexe 1).

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
maïs grain	0,03-0,3	0,01-0,04	0,2-0,5		0,4-1,2	0,3-2	2,8-3,3
betterave	0-0,5	0,01-0,03	0,3-3,5		0-0,1	0-0,06	0,18-1,3
colza grain	0,03-0,3	0,01-0,02			0,05-0,06	0,02-0,03	
pomme de terre	0,3-1	0,04-0,05	0,1-0,4		0,009-0,22	0-0,01	0,1-0,35
blé grain	0-8	0-0,01	0,1-0,4		0,003-0,07	0-0,3	0,5-0,7
carotte	0,9-1,4		0,1-0,2		0,01-0,02	0,003-0,004	0,2
poireau	0,5-1,8		0,3-0,6	2,2-3,3	0,02	0,004-0,25	0,3-0,75
oignon	0,5		0,2		0,03		0,2
trèfle	0,02-8,2	0,4	0,3-1,9		0,03-7,1	0,006-0,7	0,3-9,5
laitue	1,2-11	0,03	0,2-1	0,2-1,5	0,02-0,23	0,005-0,32	0,4-1,17

5.3.3. *Extraction chimique sélective en séquentielle*

L'extraction chimique sélective est une méthode de laboratoire facile à mettre en œuvre quand elle est normalisée. C'est le cas pour quelques extractants: des solutions salines non tamponnées, telles que le nitrate d'ammonium en Allemagne ou le nitrate de sodium en Suisse (cf. 3.2.3), voire des complexants organiques, tels que le DTPA ou l'EDTA en France. Il n'y a pas un extractant meilleur que les autres: certains sont adaptés à des types de sols spécifiques, d'autres à certains éléments-traces. Le choix de l'extractant n'est donc pas chose facile. La normalisation européenne ou internationale devrait répondre à cette question d'ici quelques années, ce type de travaux étant en cours de discussion au sein de l'ISO¹.

¹ International Standard Organization.

Les extractions chimiques sélectives ne peuvent prévoir la probabilité de transfert que lorsqu'il existe un référentiel extractant/sol/plante. Or ceci n'est pas encore le cas en France. Cette méthode offre donc des avantages certains (rapidité de la réponse, standardisation, coûts raisonnables), mais demande encore un travail de normalisation, voire de développement de méthodes (normalisation d'un guide pour le choix de l'extractant, méthodes existantes à standardiser, voire améliorations ou développement de méthodes avant normalisation) et des référentiels nationaux et régionaux d'interprétation. En ce qui concerne les référentiels, il faut noter l'existence de deux bases de données gérées dans le cadre du Groupement d'Intérêt Scientifique Sol : la BDAT et le RMQS, qui pourraient éventuellement servir de base pour la constitution de tels référentiels. La collecte des analyses de terre effectuées en France entre 1990 et 1994 par les laboratoires de terre agréés par le ministère de l'Agriculture a permis de constituer la Base de Données d'Analyses de Terre (BDAT). Cette base, portant sur 297 000 échantillons d'horizons de surface des sols cultivés, permet de disposer pour certains départements d'un référentiel des teneurs en Cu, Zn et Mn extractibles par l'EDTA selon la méthode normalisée (AFNOR NF X 31-121). Elle est régulièrement actualisée par de nouvelles campagnes de recueil des mesures. Les analyses collectées ont servi notamment pour évaluer les carences en ces éléments dans certains sols français, mais se pose la question de sa validité pour l'estimation de la phytodisponibilité dans le cas de sol non carencés ou pollués. Le Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS) est plus récent et en cours de mise en place. Il s'agit d'un réseau de sites légers (2 100 sites répartis selon un maillage de 16 km × 16 km sur l'ensemble de la France) où sont mesurés plusieurs paramètres dans les sols, dont les éléments-traces totaux et les éléments-traces extractibles par l'EDTA. Pour le moment, seule une partie du territoire national est couverte, mais la mise en place du réseau se poursuit.

On notera que certaines *méthodes d'extraction séquentielle* pourraient également être intéressantes. Elles méritent également d'être étudiées avant normalisation éventuelle, le cas échéant.

5.3.4. Tests

Des tests, peuvent être réalisés pour prévoir le transfert : une culture de végétaux en conditions contrôlées, par exemple en serre avec une espèce végétale modèle (ou plusieurs), sur le sol (ou les sols) à étudier en comparaison à un témoin connu. Ce type de test est proposé par des laboratoires, sous les noms de test de bioaccumulation ou test de biodisponibilité (cf. 3.1.2.1). Ils sont précis et intègrent la majorité des facteurs liés à la plante et au sol. Par contre, ils sont plus longs et plus coûteux que les analyses chimiques de sols. Dans le cas très particulier de l'étude de la bioaccumulation des éléments-traces dans les cultures lors de l'apport de déchets, on prendra soin de prévoir dans ces tests un témoin où l'apport de déchets est remplacé par l'apport d'une matière fertilisante « classique » (comme par exemple : engrais minéral NP pour une boue résiduaire urbaine, chaux pour une boue chaulée, tourbe pour un compost de déchets verts), à des doses d'« éléments fertilisants » (N, P, K, matière organique, etc.) équivalentes. Sans cette précaution, on serait amené à comparer la teneur en éléments-traces de plantes à des stades de végétation différents, à des états de stress différents, etc. ce qui modifie considérablement le comportement de la plante vis-à-vis du prélèvement des éléments-traces. Dans le cas particulier de l'étude de la phytodisponibilité d'éléments-traces en teneurs naturellement élevées dans certains sols, la comparaison se fera entre les sols « riches » ayant reçu des doses d'éléments fertilisants compatibles avec la culture retenue pour l'essai et des sols équivalents (de même nature : même pH, même granulométrie, etc.), montrant des teneurs en éléments-traces « normales » et ayant reçu les mêmes doses d'éléments fertilisants.

5.3.4. Essais in situ

Enfin, des essais *in situ* peuvent être réalisés pour prévoir le transfert. Nettement plus longs et plus coûteux que les tests, ils présentent l'avantage de refléter au plus près la réalité de terrain. En revanche leur coût limitera le nombre de plantes et de sols testés. Lorsque l'on désire évaluer les risques pour l'homme et le bétail que présente un sol (de site pollué, de parcelle agricole recevant des boues ou autres déchets, de parcelles présentant des teneurs naturelles en éléments-traces élevées, de parcelles polluées de façon diffuse par des sources non identifiées, etc.), la mesure de la concentration des éléments-traces dans les

plantes prélevées sur la parcelle ou le site étudié est toujours préférable. Plusieurs recommandations peuvent être faites. La durée de ces essais doit être de plusieurs années (3 années minimum, sachant que l'idéal serait de poursuivre jusqu'à plus d'une dizaine d'années), notamment dans le cas de l'étude de l'effet de faibles accumulations d'éléments-traces dans les sols sur leur bioaccumulation dans les plantes (comme par exemple dans le cas de l'épandage de déchets ou d'effluents d'élevage, de l'utilisation de phosphates riches en Cd, de l'utilisation répétée de fongicides minéraux ou de retombées atmosphériques) pour deux raisons.

L'influence du climat d'une année sur la teneur en éléments-traces d'un même végétal peut être très importante et les variations attendues étant très faibles, elles ne risquent d'être mises en évidence qu'au bout de 10 ou plusieurs dizaines d'années.

Il est nécessaire de choisir soigneusement les sols et les cultures testées (sur des critères de représentativité par rapport à l'échelle choisie – département, région ou France entière – car les coûts et la nécessité de mener ce type d'essai sur plusieurs années, limitent le nombre de sites pouvant être mis en place. Il est également important d'adopter un protocole d'échantillonnage des sols et des cultures élaboré et de choisir un site le plus homogène possible (même nature de sol, même profondeur de sol, même teneur initiale en éléments-traces, même pente, etc. sur tout le site) afin de limiter la variabilité naturelle des mesures d'éléments-traces dans les sols et les cultures (qui est du même ordre de grandeur que les évolutions potentiellement attendues) et parce que les possibilités de modification du protocole initialement retenu sont très limitées au bout de quelques années. Enfin, il est nécessaire de mettre en réseau les différents sites et essais français afin de bénéficier d'un effet de synergie (ex. : comme il est impossible pour des raisons économiques de couvrir l'ensemble des conditions pédo-climatiques et des itinéraires culturels d'une région donnée, il est intéressant de bénéficier des résultats d'une région voisine présentant des conditions pédo-climatiques et des itinéraires culturels communs ou similaires). Ceci nécessitera néanmoins d'être particulièrement organisé (mise en place d'un comité, protocoles communs, constitution d'un système d'information national et traitement et valorisation des résultats à un niveau national). On notera à ce propos, que le Comité national des épandages de boues en forêt met en place un tel réseau et qu'il existe une réelle volonté de mettre en place un tel réseau au sein du GIS Sol (réseau de « sites lourds » en complément du RMQS) et au sein de l'APCA (« observatoire des sols et des cultures »).

Dans la recherche de la sécurité alimentaire, la qualité des produits agricoles est une étape nécessaire, mais non suffisante. La qualité, ainsi que la quantité, de l'aliment consommé sont aussi à prendre en compte.

5.4. Modifications des concentrations en éléments-traces lors de la transformation du produit agricole récolté en aliment directement consommable

La teneur d'une récolte en éléments-traces n'est pas la seule composante de la qualité finale d'un aliment issu de ce produit végétal brut. Les étapes suivantes, transport, stockage, transformations diverses, conservation, préparation culinaire, sont autant de processus qui modifient la teneur en éléments-traces de la matière première. Il peut y avoir perte ou enrichissement selon les cas. Tout contact avec un matériau contenant des éléments-traces contamine le produit : boîte de conserve, tuyauteries, cristal, ustensiles de cuisine, etc. Le fractionnement du produit isole des parties à fortes teneurs (son de blé, tourteau de colza) et à faibles teneurs (farine, huile). La cuisson, l'épluchage et le lavage ont également un effet. L'agriculteur n'est pas le seul acteur de la qualité de nos aliments. L'industrie agroalimentaire et le cuisinier ont des rôles tout aussi importants.

5.5. Rôle des quantités d'aliments consommées

Outre le degré de contamination d'un aliment, les quantités ingérées sont à prendre en compte pour assurer la sécurité alimentaire. En effet, l'exposition aux éléments-traces par un aliment est le produit

de sa teneur en éléments-traces par la quantité d'aliment ingérée. Il est donc clair qu'un aliment consommé en très faible quantité, même s'il a une concentration élevée, ne contribuera pas forcément beaucoup à l'exposition. Par contre, les teneurs des aliments très fortement consommés sont à surveiller, car une très faible augmentation de leur concentration moyenne a une répercussion importante sur l'exposition. Les aliments d'origine végétale les plus consommés en France sont à base de blé, de pomme de terre et de pomme. Ces cultures sont donc plus particulièrement à surveiller, ainsi que leur transformation ultérieure.

5.6. Les maillons d'une chaîne complexe

La sécurité alimentaire, du point de vue des éléments-traces, repose sur une chaîne d'intervenants, dont le premier maillon est l'agriculteur. Il peut agir en partie sur le transfert sol-plante des éléments-traces, de façon à produire des récoltes de bonne qualité vis-à-vis des éléments-traces. Pour ce faire, il peut éviter le surdosage de fongicides contenant des éléments-traces, éviter d'utiliser les parcelles recevant de fortes retombées atmosphériques industrielles ou routières pour des cultures à vocation alimentaire particulièrement accumulatrices, ne pas épandre des doses de phosphates supérieures aux besoins des cultures, chauler le sol quand il est acide et qu'il contient de fortes quantités d'éléments-traces disponibles (vrai pour la plupart des éléments-traces, à quelques exceptions près, tels que Mo et Se) ou encore n'utiliser des amendements organiques, y compris ceux du commerce, que lorsqu'il dispose d'une analyse des éléments-traces et que les teneurs sont faibles (il peut pour cela se référer aux flux limites établis pour l'homologation des matières fertilisantes), etc.

Les autres maillons sont l'industrie agroalimentaire et le cuisinier, qui ont un rôle tout aussi important que l'agriculteur dans la qualité finale de l'aliment que nous avons dans notre assiette. Enfin, les pouvoirs publics ont un rôle prépondérant à jouer, en favorisant l'établissement de seuils dans les aliments pour les éléments-traces à fort potentiel toxique (Cd, Pb, Hg, As), en contrôlant régulièrement les teneurs des aliments les plus consommés par la population et en limitant les flux d'éléments-traces apportés par les matières fertilisantes et produits phytosanitaires.



Références

bibliographiques I

- *Affret L., Devillepoix A., Levaray G., 1999 (juin). Impact du recyclage agricole des boues d'épuration urbaines sur la qualité des productions betteravières. Bilan des travaux 1997-1998. Béghin Say / SEDE / SIAAP / ADEME / Agence de l'Eau Seine-Normandie. Rapport de convention.
- AFNOR, 2002 (mai). NF U 44-095: Composts contenant des matières d'intérêt agronomique, issues du traitement des eaux.
- AFNOR (ex-BNSCAO), 2004 (mai). Projet NF U 44-051: amendements organiques. Dénominations, spécifications et marquage.
- Amlinger F., 1994. Heavy metal limits in soil improvers: discussion guidelines. ÖNORM committee 199/Austria, CEN/TC223/WG 2, Ludwig-Boltzmann-Institut für biologischen Landbau und angewandte Ökologie, Vienne, Autriche.
- Anon, 1968. Epidemic cardiac failure in beer drinkers. *Nutr. Revs.*, 26, 173-175.
- *APAO, 1989. Étude relative au contenu en cadmium des sols et à la teneur proportionnelle des épinards cultivés sur ces sols. Étude CTIFL-INRA-B1.
- Ari U., Volkan M., Aras N.K., 1991. Determination of selenium in diet by Zeeman effect graphite furnace atomic absorption spectrometry for calculation of daily dietary intakes. *J. Agric. Food Chem.*, 39, 12.
- Australian Academy of Science (AAS), 1981. Health and the environment in Australia. AAS, Canberra.

* Utilisé pour faire l'annexe 2 (en plus des données brutes recueillies).

- Babayou P., 1995. Consommation alimentaire : les cultures régionales résistent. *Crédoc*, consommation et modes de vie, 101, octobre 1995.
- Baize D., Rivière J.M., 1989. Rapport d'expertise pédologique du site de Gouézec (29). Observatoire de la Qualité des Sols, Région Bretagne, INRA Orléans.
- Baize D., 1997. Un point sur les teneurs totales en éléments-traces métalliques dans les sols (France). INRA Éditions, Paris.
- Baker A.J.M., Mc Grath S.P., Reeves R.D., Smith J.A.C., 1998. Metal hyperaccumulator plants: a review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soils. *In* : Terry N., Banuelos G.S. (eds.); *Phytoremediation*; Ann Arbor Press; M.I.
- *Ballif J.L., Dutil P., Gobert D., Herre C., 1983. Mobilisations et exportations minérales des cultures en Champagne crayeuse, éléments majeurs, méso-éléments, oligo-éléments et métaux lourds. INRA, Châlons-Sur-Marne.
- *Baptista P.C., 1996. Effets des apports de compost urbain et d'une modification de la rotation en culture légumière. Mémoire de fin d'études, Université de Tras-os-Montes e Alto Douro, Portugal.
- Barber S.A., 1984. Soil Nutrient Bioavailability : a mechanistic approach. John Wiley and Sons, New York, États-Unis.
- Barber S.A., 1995. Soil Nutrient Bioavailability, a mechanistic approach. John Wiley and Sons, New York, États-Unis.
- Barber S.A., Silberbush M., 1984. Chapter 4 : Plante morphology and nutrient uptake. *In* : Roots, nutrient, water influx and plant growth. SSA, CSSA et ASA, Madison, États-Unis, 65-87.
- Bargagli R., 1998. Trace elements in terrestrial plants. An ecophysiological approach to biomonitoring and biorecovery. Springer. 324 p.
- Bargagli R., Cateni D., Nelli L. et al., 1997. Environmental impact of trace element emissions from geothermal power plants. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 33, 172-181.
- Barona A., Romero F., 1997. Relationships among metals in the solid phase of soil and in wild plants. *Water, Air and Soil Pollution*, 95, 59-74.
- Barrett J., Reilly C., Patterson C et al., 1990. Trace element nutritional status and dietary intake of children with phenylketonuria. *Am. J. Clin. Nutr.*, 52, 159-165.
- Baruthio F., 1991. Le cobalt. *In* : Chappuis P. (ed.). Les oligoéléments en médecine et biologie. SFERETE, Lavoisier Tec & Doc, Paris, 543-554.
- *Bauvois F., Ireland-Ripert J., Ducauze C.J., 1985. Évaluation du degré de contamination des sols et des cultures consécutive à des épandages de boues d'Achères. INA-PG, Agence financière de Bassin Seine-Normandie, Syndicat Intercommunal d'assainissement de l'agglomération parisienne.
- Bechtel Jacobs Company LLG, 1998 (septembre). Efor the uptake of inorganic chemicals from soil by plants. US department of Energy / Office of environmental management. BJC/OR133.
- Beckham I., Blanche W., Storach S., 1974. Metals in canned food in Israel. *Var Foeda*, 26, 26-32.
- Beech F.W., Carr K.G., 1977. Cider and perry. *In* : Rose A.H. (ed.). *Economic Microbiology*, vol. 1 Alcoholic Beverages, 130-220. Academic Press, London and New York.
- Beritic T., Stahuljak D., 1961. Lead poisoning from pottery vessels. *Lancet*, 1, 669.
- Bermond, 1999. Caractérisation chimique de la spéciation des métaux traces dans les sols. P. 73-95. *In* : Spéciation des métaux dans le sol; *Les Cahiers des Clubs CRIN*; Club CRIN Environnement/MATE, 296 p.
- Bertrand M., 1993. Consommation et lieux d'achat des produits alimentaires en 1991. *INSEE Résultats* n° 262-263, Consommation et modes de vie, 54-55, Sept 93, 87-88.
- Biego G.H., Joyeux M., Hartemann P., Debry G., 1998. Daily intake of essential minerals and metallic micropolluants from foods in France. *The Science of the Total Environment*, 217, 27-36.
- Blanchard C., 1999. Caractérisation du risque de mobilisation des polluants dans les sols pollués. Rapport final contrat RECORD/POLDEN n° 98-0505A.

- Board P.W., 1973. The chemistry of nitrate-induced corrosion of tinplate. *Food Technol. Aust.*, 25, 15-16.
- *Boisselier C., 1997. Utilisation de boues d'épuration en vergers, impact sur la qualité des productions fruitières. Rapport de stage, INA-PG, Chambre d'Agriculture d'Ardèche.
- Bonnard R., 1997 (décembre). Définition des valeurs de constat d'impact pour le Cr. Document de travail du groupe du MATE « Sites et sols pollués / Santé publique ».
- Boudene C., 2000 (juin). Toxicité des métaux lourds. Service d'information alimentaire / Fédération des Entreprises du Commerce et de la Distribution. 107 p.
- *Bourgeois S., Michelin J., 1997. Essai de Grignon sur la valorisation raisonnée des boues. Évolution des teneurs en éléments-traces métalliques des sols. Document de travail, INA-PG, ADEPRINA, Paris.
- Bourrelle P.H., Berthelin J. (coordinateurs), 1998. Contamination des sols par les éléments-traces: les risques et leur gestion. *Rapport n° 42 de l'Académie des sciences*, Tec & Doc, Lavoisier.
- *Bourrié B., 1996. Analyse du risque potentiel d'accumulation d'éléments-traces dans le sol ou dans la chaîne alimentaire. Document de travail, Pôle Agro-Environnemental d'Aspach-le-Bas, SCPA.
- *Bourrié B., 1997. Analyse du risque potentiel d'accumulation des métaux lourds dans le sol et dans les plantes, colza, 1995/1996. Rapport Intermédiaire de l'étude n° 96-40, Pôle Agri-Environnemental d'Aspach-le-Bas, SCPA.
- *Bourrié B., 1998. Bioaccumulation de métaux lourds. Rapport d'étude n° 97-21, Pôle Agri-Environnemental d'Aspach-le-Bas, SCPA.
- *Bourrié B., Tourlière P.Y., Bernhard-Bitard C., 1998. Étude au champ de la mobilisation par le maïs de Cd, Pb, Cu et Zn: résultat de 4 années d'expérimentation. Congrès Mondial de Science du Sol, Montpellier, août 1998.
- Brandt C.A., Rickard W.H., 1996. Detection of metal contamination in wild *asperagus* near a waste disposal site. *Environ. Monit. Assess.*, 43, 201-216.
- Brun L.A., Maillet J., Richarte J., Herrmann P., Remy J.C., 1998. Relationships between extractable copper, soil properties and copper uptake by wild plants in vineyard soils. *Environmental Pollution*, 102, 151-161.
- Brun S., Blaise A., Cabanis J.C. *et al.*, 1983. Chemical migration of materials from wine containers (trad.). *Industrie delle Bevande*, 12, 345-353.
- *Buatier C., 1994. Caractérisation et analyse de la mobilité et de la biodisponibilité du nickel dans les sols agricoles. ADEME, contrat de recherche n° 3010048.
- Buchet J.P., Lauwerys R., Vandevoorde A., Pycke J.M., 1983. Oral daily intake of cadmium, lead, manganese, copper, chromium, mercury, calcium, zinc and arsenic in Belgium: a duplicate meal study. *Food and technical Toxicology*, 21, 19-24.
- Bunker V.W., Lawson M.S., Delves H.T. *et al.*, 1984. The uptake and excretion of chromium by the elderly. *Am. J. Clin. Nutr.*, 39, 797-802.
- Burgat-Sacaze V., Craste L., Guerre P., 1996. Le cadmium dans les chaînes alimentaires: une revue. *Revue Méd. Vét.*, 147, 10, 671-680.
- *Cabrera-Vique C., Teissedre P.L., Cabanis M.T., Cabanis J.C., 1997. Determination and levels of chromium in French wine and grapes by graphite furnace atomic absorption spectrometry. *J. Agric. Food Chem.*, 45, 1808-1811.
- *Cambier P., Ducaroir J., Gaultier J.P., Lamy I., Tercé M., Van Oort F., Raichon C., Baize D., Mench M., Mocquot B., Gomez A., Bermond A., Bourgeois S., Boularbah A., Dousset S., Morel J.L., 1997. Élaboration d'une stratégie d'étude et de suivi de la qualité d'un agrosystème sous contrainte d'apports d'éléments-traces métalliques. AIP Ecodynamique des Substances à Caractère Polluant, Groupe Ecomet, INRA.
- Catala R., Duran I., 1972. Effect of temperature on levels of tin in canned vegetables. *Rev. Agroquim. Technol. Aliment.*, 12, 319-328.
- Cataldo D.A., Wildung R.E., Garland T.R., 1987. Speciation of Trace Inorganic Contaminants and Bioavailability to Animals: An Overview. *J. Environ. Qual.*, 16, 4, 289-295.

- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 1996a. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine. Programme national d'assainissement des lieux contaminés, mars 1996, Winnipeg, Canada.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 1996b. Critères de qualité du compost. Groupe de travail sur la gestion des déchets solides, mars 1996, Winnipeg, Canada.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 1997. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols, mars 1997, Winnipeg, Canada.
- CECAD-Plomb, 1995. Le plomb en « questions ».
- CEN (Comité Européen de Normalisation), 1993-94-95. Standards for the safety of users, the environment and plants. Draft report, CEN/TC223/WG2 N.136, version 2.
- *Chambre d'Agriculture du Maine et Loire, 1997. Essai agronomique de plein champ d'un compost de déchets verts (compost « végéterre »). Contrat ADEME / CA 49 n° 2750011.
- *Chambre d'Agriculture du Nord, 1994. Expérimentation de plein champ sur l'évolution et l'influence de cinq amendements organiques en cultures légumières (1985-1989) – Rapport de synthèse. ADEME.
- Chang A.C., Page A.L., Asano T., 1995. Developing human health-related chemical guidelines for reclaimed wastewater and sewage sludge applications in agriculture. WHO, Geneva, Suisse.
- Chappuis P. (coordonnateur), 1991. Les oligoéléments en médecine et biologie. Lavoisier Tec & Doc / Éditions médicales Internationales. 653 p.
- Cheverry C., 1994. La dégradation chimique des sols en Bretagne. *Étude et Gestion des Sols*, 1, 7-21.
- *Christmann J., 1989. Les oligo-éléments en culture betteravière. *Perspectives Agricoles*, 136, 32-39.
- Clarke J.M., Leisle D., Kopytko G.L., 1997. Inheritance of cadmium concentration in five durum wheat crosses. *Crop Sci.*, 37, 1722-1726.
- *Coïc Y., Coppenet M., 1989. Les oligo-éléments en agriculture et élevage, incidences sur la nutrition humaine. INRA Éditions, Paris.
- Collet-Ribbing C., Decloître F., 1996. Consommation alimentaire en France et dans quelques pays occidentaux. In: Riboli E., Decloître F., Collet-Ribbing C. (eds.). Alimentation et Cancer, évaluation des données scientifiques. CNERNA-CNRS, Tec & Doc, Paris, 41-77.
- Colombé G., 1999 (mai). Mobilisation des éléments traces minéraux (ETM) par les plantes cultivées dans différentes situations. Cas particulier de la betterave sucrière (*Beta Vulgaris* L.). Mémoire d'ingénieur ESA Purpan / INRA / ITB.
- Combris P., Bertail P., Boizot C., 1997. La Consommation alimentaire en 1993 : distribution des quantités consommées à domicile. Observatoire des Consommations Alimentaires, INRA, Laboratoire de Recherche sur la Consommation, Ivry-sur-Seine.
- Combs G.F., 1988. Selenium in foods. In: Chichester C.O. et Schweigert B.S. (eds.). Advances in Food Research, vol 32. Academic Press, San Diego, États-Unis.
- Commission Européenne, 1994. Règlement (CE) n° 1488/94 de la Commission du 28 juin 1994. Établissement des principes d'évaluation des risques pour l'homme et pour l'environnement présentés par les substances existantes conformément au règlement (CEE) n° 793/93 du Conseil.
- Commission Européenne, 1999. Directive n° 1999/29/CE du Conseil du 22 avril 1999 concernant les substances et produits indésirables dans l'alimentation des animaux. *Journal Officiel des Communautés Européennes* n° L 115 du 4 mai 1999.
- Commission Européenne, 2001. Règlement (CE) n° 466/2001 de la Commission du 8 mars 2001. Fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires. *Journal Officiel des Communautés Européennes* du 16/3/2001. 13 p.
- Conde Moreira O.M.S., Ramalho Ribeiro J.M.C., 1989. Quality of different feedstuffs and mineral availability. In: FAO (ed.). Trends in Trace Elements. Bulletin of the FAO research network on trace elements, regional office for Europe, INRA, Bordeaux.

- Conseil de l'Europe, 1994. Le plomb, le cadmium et le mercure dans l'alimentation : évaluation de l'absorption par voie alimentaire et aperçu sur les limites de métaux lourds dans les denrées alimentaires. Protection sanitaire du consommateur, Les éditions du Conseil de l'Europe, Strasbourg.
- Conseil de l'Europe, 1984. Communauté Économique Européenne (CEE), Directive du Conseil n° 84/500, *Journal Officiel des Communautés Européennes*, 27, 12-16.
- Conseil fédéral Suisse, 1998. Ordonnance sur les atteintes aux sols (OSol) du 1^{er} juillet 1998. RO 1998-1854 / RS 814.01.
- CSHPF (Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France), 1996a. Plomb, Cadmium et Mercure dans l'alimentation : évaluation et gestion du risque. Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France, Section de l'Alimentation et la Nutrition, Tec & Doc, Paris, France.
- CSHPF (Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France), 1996b. Les limites de sécurité dans les consommations alimentaires des vitamines et des minéraux. Section de l'Alimentation et de la Nutrition, Tec & Doc, Paris.
- Cook N., Hendershot W.H., 1996. The problem of establishing ecologically based soil quality criteria: the case of lead. *Can. J. Soil Sci.*, 76, 335-342.
- Corbeaux I., 1992. Valorisation agricole des boues de stations d'épuration : absorption et accumulation des métaux lourds par les végétaux. Rapport de Maîtrise de Biologie des Organismes et des Populations, Université de Lille I.
- Cortes Toro E., Das H.A., Fardy J.J., Bin Hamzah Z., Iyer R.K., Sun Laiyan, Leelhaphunt N., Muramatsu Y., Parr R.M., Qureshi I.H., Resnizky S.M., Surtipanti S., Tarafdar S.A., Vasconcellos M.B.A., 1994. Toxic Heavy Metals and Other trace Elements in Foodstuffs from 12 Different Countries, An IAEA Coordinated Research Program. In: Schrauzer G.N. (ed.). *Biological Trace Element Research*. Humana Press.
- Coullery P., 1997. Gestion des sols faiblement pollués par des métaux lourds. *Revue Suisse Agric.*, 29, 6, 299-305.
- *Coullery P., 1997. Comportement de métaux lourds en agrosystèmes tempérés à faible taux de pollution métallique. Thèse de Doctorat n° 1634, École Polytechnique de Lausanne, Département de Génie Rural, Suisse.
- Dabeka R.W., McKenzie A.D., Lacroix G.M.A., 1987. Dietary intakes of lead, cadmium, arsenic and fluoride by Canadian adults: a 24-hour duplicate diet study. *Food Add. Contam.*, 4, 89-102.
- Decloître F., 1998. La part des différents aliments dans l'exposition au plomb, au cadmium et au mercure, en France. *Cah. Nutr. Diét.*, 33, 3, 167-175.
- *Decroux J., 1989. Rôle des oligo-éléments dans les plantes. *Perspectives Agricoles*, 134, 12-21.
- *Delmas A.B., Rivière J.M., Planchette C., Marzin H., 1994. Mise en place et première exploitation d'un site de l'observatoire de la qualité des sols (site n° 10) situé sur la commune de Beauvoir (département de la Manche). Rapport final, contrat ADEME n° 87.164.0036.
- Department of Health and Social Security (DHSS), 1980. Report of a DHSS Working Party on lead in the environment (HMSO, London).
- DGCCRF (Direction Générale de la Concurrence, de la Consommation et de la Répression des Fraudes), 1998. Contaminants minéraux et organiques. Rapport 1998. 29-30.
- Dick G.L., Hughes J.T., Mitchell J.W., Davidson F., 1978. Survey of trace elements and pesticides residues in the New-Zealand diet. *NZ J. Sc.*, 21, 57-69.
- Dokkum van W., Brussaard T.H., 1995. Estimating dietary exposure to contaminants. Dietary exposure to contaminants and additives, risk assessment in Europe, WHO Collaborating Centre for Nutrition and TNO Nutrition and Food Research Institute, June 12-13 1995, Noordwijkerhout, Pays-Bas.
- DPPR, 1995. Principaux rejets industriels en France. J.F. Laigre.
- Dubeaux D., 1994. Les Français ont la main verte. INSEE, août 1994, n° 338.
- Ducros V., 1991. Le chrome. In: Chappuis P. (ed.). *Les oligoéléments en médecine et biologie*. SFERETE, Lavoisier Tec & Doc, Paris, 499-522.

- Dupin H., Abraham J., Giachetti I., 1992. Apports nutritionnels conseillés pour la population française. Tec & Doc, Lavoisier.
- *Duval L., Moré E., Sicot A., 1992. Observations de carences en molybdène sur le chou-fleur en Bretagne. *C.R. Acad. Agric. Fr.*, 78, 1, 27-34.
- *E.I. Protector, 1980. Tables de composition des matières premières destinées à l'alimentation animale. 1. Valeurs chimiques. Aliments Protector S.A., Bruxelles.
- Echevarria G., 1996. Contribution à la prévision des transferts sol-plante des radionucléides. Thèse de Doctorat, INPL Nancy-Metz.
- Ellen G., Van den Bosch-Tibbesma, Douma F.F., 1987. Nickel content of various Dutch foodstuffs. *Z. Lebens. Unter-Forsch.*, 179, 145-156.
- *European Commission, 1996. Dietary exposure to cadmium. Reports on tasks for scientific cooperation, report of experts participating in Task 3.2.4., Food science and techniques, Directorate-General for Industry, EUR 17527 EN, Bruxelles, Belgique.
- Farago M.E., 1994. Plants and the chemical elements, biochemistry, uptake, tolerance and toxicity. VCH, Weinheim, Allemagne.
- Fardeau J.C., Jappé J., 1976. Nouvelle méthode de détermination du phosphore assimilable par les plantes: extrapolation des cinétiques de dilution isotopiques. *C.R. Acad. Sci.*, Paris, 267, D, 324-327.
- Fardeau J.C., Guiraud G., 1979. Étude au moyen de ^{15}N , ^{32}P , ^{65}Zn , ^{106}Cd et ^{203}Hg de quelques limites d'utilisation en agriculture des boues résiduaires. In: Alexandre D., Ott H. (ed.). Treatment and use of sewage sludge. Actes du colloque, Cadarache, 13-15 février 1979, 383-390.
- Fardeau J.C., Hétier J.M., Jappé J., 1979. Potassium assimilable du sol: identification au compartiment des ions isotopiquement diluables. *C.R. Acad. Sci.*, Paris, 288, D, 1039-1042.
- Favier A., 1991. Les oligo-éléments en nutrition humaine. In: Chappuis P. (ed.). Les oligoéléments en médecine et biologie. SFERETE, Lavoisier Tec & Doc, Paris, 41-75.
- Ferrandon M., Chamel A., 1989. Absorption foliaire des oligo-éléments. *Perspectives Agricoles*, 134, 22-30.
- Flint G.N., Packirisamy S., 1997. Purity of food cooked in stainless steel utensils. *Food Additives and Contaminants*, 14, 2, 115-126.
- Food Additives and Contaminants Committee (FACC), 1984. Report on the review of arsenic in food regulations. MAFF, FAC/REP/39 (HMSO, London).
- Food and Nutrition Board (FNB), 1980. Recommended dietary allowances, 9th edition (National Academy of Sciences, Washington, DC).
- François J.M., Marin-Laflèche A., Étude à long terme de l'utilisation des résidus urbains dans les sols limoneux des plateaux de Brie. Ministère de l'Environnement, Convention de Recherche n° 74060.
- Gallais F., Rumeau G., 1960. Chimie générale. Librairie Delagrave, Paris.
- Gartrell M.J., Craun J.C., Podrebarac D.S., Gunderson E.L., 1985. Pesticides, selected elements, and other chemicals in adult total diet samples, october 1978-september 1979. *J. Assoc. Off. Anal. Chem.*, 68, 862-875.
- Gibson R.S., 1994. Content and bioavailability of trace elements in vegetarian diets. *Am. J. Clin. Nutr.*, 59 (suppl), 1223S-2232S.
- Gilfillan S.C., 1965. Lead poisoning in ancient Rome. *J. Occup. Med.*, 7, 53-60.
- Gomez A., 1993. Les métaux lourds dans les sols, étude de la biogéochimie des éléments en traces. *Chambres d'Agriculture*, 817, 23-25.
- Gomez A., Desenfants C., Juste C., 1988. Transfert du Cd du sol à la plante: influence de la température du substrat et de la présence d'autres métaux lourds. Ministère de l'Environnement, Convention de Recherche n° 86-129.
- Gomez A., Solda P., Lambrot C., Wilbert J., Juste C. 1992. Bilan des éléments-traces métalliques transférés dans un sol sableux après 16 années d'apports continus et connus de boues de station d'épuration

- et de fumier de ferme en monoculture de maïs. Ministère de l'Environnement, Convention de Recherche n° 89-256
- Goubault C., 1997. Dosage des métaux lourds dans les sols du dispositif expérimental de la Rimbaudais. Recherche d'une éventuelle contamination entre parcelles. Rapport de stage, IUT de Rennes, Département de Chimie.
- *Gravouelle J.M., 1999. Enquête sur les teneurs en éléments traces métalliques de la pomme de terre. Campagne 1997-1998. Rapport des conventions ADEME-ITCF(ITPT) – partie 1, n° 9775050 et 9975009. 40 p.
- Greaves C., Patterson C., Tinggi U., Reilly C., 1989. Dietary selenium intake of young Brisbane children. *Proc. Nutr. Soc. Australia*, 14, 127.
- Gropper S.S., Acosta P.B., Clarke-Sheenan N. et al., 1988. Trace element status of children with phenylketonuria. *J. Am. Diet. Assoc.*, 88, 459-465.
- *Guckert A., Kientzler L., Morel J.L., 1981. Étude de l'action à long terme de boues résiduaires chaulées riches en métaux lourds sur les propriétés d'un sol à fort complexe absorbant minéral et sur les productions végétales, état de l'avancement des travaux au 15.01.81.
- *Guerido L., 1991. Les oligo-éléments dans l'alimentation, Al, Sb, Ag, As, Ba. Thèse de Diplôme d'État de Docteur en Pharmacie, Université de Montpellier I.
- *Guicherd P., 1982. Étude de l'utilisation agricole des boues de stations d'épuration urbaines. Rapport final de synthèse. Chambre d'Agriculture de la Haute-Garonne.
- Guinot V., 1995. Modélisation mécaniste du devenir des produits phytosanitaires dans l'environnement souterrain, application à la protection des captages en aquifère. Thèse, Université Joseph Fourier, Grenoble I, Spécialité Mécanique.
- Gupta S.K., Chen K.Y., 1975. Partitioning of trace metals in selective chemical fractions of near shore sediments. *Environmental Letters*, 10 (2), 129-158.
- Haan de F.A.M., Visser-Reyneveld M.I., 1996. Soil Pollution and Soil Protection. International Training Centre (PHLO), Wageningen Agricultural University, Wageningen, Pays-Bas.
- *Haldimann M., Dufossé K., Zimmerli B., 1996. Vorkommen von Selen in schweizerischen Cerealien. *Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg.*, 87, 267-295.
- Haq A.U., Bates T.E., Soon Y.K., 1980. Comparison of extractants for plant-available zinc, cadmium, nickel, and copper in contaminated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44, 772-777.
- Harris R.W., Elsea W.R., 1967. *J. Am. Med. Assoc.*, 202, 544-546.
- *Herrmann K., 1996. Industrielle -Obst und Gemueseeverwertung, 81.
- Holden J.M., Gebhardt S., Davis C.S., Lurie D.G., 1991. A nationwide study of selenium contents and variability in white bread. *J. Food Compos. Anal.*, 4, 3, 183-195.
- Hooda P.S., Alloway B.J., 1994. Changes in operational fractions of trace metals in two soils during two years of reaction time following sewage sludge treatment. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, 57, 4, 289-311.
- *Houba V.J.G., Uittenbogaard J., 1994. Chemical composition of various plant species. International Plant-analytical Exchange, Wageningen Agricultural University.
- Houot O., Tarallo P., 1991. Le cuivre. In: Chappuis P. (ed.). Les oligo-éléments en médecine et biologie. SFERETE, Lavoisier, Tec & Doc, Paris.
- Innenministerium des Landes Baden-Württemberg, 1993. Dritte Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums zum Bodenschutzgesetz über die Ermittlung und Einstufung von Gehalten anorganischer Schadstoffe im Boden (VwV Anorganische Schadstoffe). GABl vom 29. September, 30, 1029-1036.
- IRSN & ADEME, 2003. CIBLEX. Banque de données de paramètres descriptifs de la population française au voisinage d'un site pollué. Version 0 – juin 2003. CD-ROM. ADEME éditions. Référence n° 4773.
- ISO, 1993. Qualité du sol: vocabulaire, partie 1: termes et définitions relatifs à la protection et à la pollution du sol. Projet de norme internationale ISO/DIS 11074-1, ISO/TC 190/SC 1.

- Jadé C., 1999 (septembre). Phytodisponibilité du Cd et composition du grain des variétés de blé tendre d'hiver (*Triticum aestivum* L.) dans deux agrosystèmes français (Yonne, Indre). Mémoire de fin d'étude DAA Génie de l'Environnement – option sol et aménagement. ENSA Rennes / INRA Bordeaux / ITCF Varades.
- Jaraus-Wehrheim B., Mocquot B., Mench M., 1996. Uptake and partitioning of sludge-borne copper in field-grown maize (*Zea mays* L.). *European Journal of Agronomy*, 5, 259-271.
- *Joyeux M.H., 1986. Aluminium, chrome et étain en alimentation humaine. Thèse de Diplôme d'État de Docteur en Pharmacie, Faculté des Sciences Pharmaceutiques et Biologiques, Université de Paris V.
- Jorhem L., Slorach S., 1987. Lead, chromium, tin, iron and cadmium in foods in welded cans. *Food Add. Contam.*, 4, 309-316.
- Juste C., Mench M., 1992. Long-Term Application of Sewage Sludge and Its Effects on Metal Uptake by Crops. In: Adriano D.C. (ed.). *Biochemistry of Trace Metals*. CRC Press, Boca Raton, États-Unis, 159-193.
- Juste C., 1983. Problèmes posés par l'évaluation de la disponibilité pour la plante des éléments-traces du sol et de certains amendements organiques. *Science du Sol*, 2, 109-122.
- Juste C., 1988. Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol. *Science du Sol*, 26, 2, 103-112.
- Juste C., 1990. Éléments pour l'établissement d'un bilan des oligo-éléments du sol. *C.R. Acad. Agric. Fr.*, 76, 2, 135-146.
- Juste C., 1993. Matières organiques et comportement des éléments-traces dans le sol. Actes des 4^e journées de l'analyse de terre (GEMAS) et 5^e forum de la fertilisation raisonnée (COMIFER), Palais des Congrès de Blois, 16-18 Nov., 115-123.
- Juste C., Tauzin J., 1992. Comparaison de la biodisponibilité du cadmium contenu dans les différentes matières fertilisantes. *C.R. Acad. Agric. Fr.*, 78, 3, 71-79.
- Juste C., Chassin P., Gomez A., Linères M., Mocquot B., Feix I., Wiart J., 1995. Les micro-polluants métalliques dans les boues résiduaires des stations d'épuration urbaines. Collection Valorisation agricole des boues d'épuration, Connaître pour agir, Guides et Cahiers techniques, ADEME, Angers. 209 p.
- Kabata-Pendias A., Pendias H., 1984. *Trace Elements in Soils and Plants*. First edition, CRC Press, Boca Raton, États-Unis.
- Kabata-Pendias A., Pendias H., 1992. *Trace Elements in Soils and Plants*. Second edition, CRC Press, Boca Raton, États-Unis.
- Kabata-Pendias A., Piotrowska M., Dudka S., 1993. Trace Elements in legumes and monocotyledons and the suitability for the assessment of soil contamination. In: Markert B. (ed.). *Plants as biomonitors. Indicators for heavy metals in the terrestrial environment*. Weinheim, VCH, 485-494.
- Kehoe R.A., 1961. The metabolism of lead in man in health and disease. *J. Roy. Inst. Pub. Health Hyg.*, 24, 1-96, 101-120, 129-143, 179-203.
- Kientzler L., Guckert A., 1983. Étude de l'effet de divers déchets organiques utilisés comme amendements sur culture de maïs. Secrétariat d'État à l'Environnement et Qualité de la vie, n° 80-197.
- Klein M., Namer R., Harpur E., Corbin R., 1970. Earthenware containers as a source of fatal lead poisoning. *New Eng. J. Med.*, 283, 669-672.
- Kovács M., Penksza K., Turcsanyi G. et al., 1994. Comparative investigation of the distribution of chemical elements in a *Aceri tatarico* – *Quercetum* plant community and in stands of cultivated plants. In: Markert B. (ed.). *Environmental sampling for trace analysis*. Weinheim, VCH, 435-442.
- Kuboi T., Noguchi A., Yazaki J., 1986. Family-dependent cadmium accumulation characteristics in higher plants. *Plant and Soil*, 92, 405-415.
- Laboratoire de la Répression des Fraudes, 1991. Teneurs en cadmium et en plomb des blés tendres. Compte-rendu d'activité 1990-91 du Laboratoire Interrégional de Massy, 42-43.
- Lahlou S., 1992. La consommation de pesticides dans les fruits et les légumes en France en 1991. Rapport n° 10, Collection des rapports n° 127, décembre 1992, CREDOC, Paris.

- *Lamand M., 1991a. Les oligoéléments dans la biosphère. *In*: Chappuis P. (ed.). Les oligoéléments en médecine et biologie. SFERETE, Lavoisier Tec & Doc, Paris, 25-39.
- Lamand M., 1991b. Les oligoéléments en médecine vétérinaire. *In*: Chappuis P. (ed.). Les oligoéléments en médecine et biologie. SFERETE, Lavoisier Tec & Doc, Paris, 77-110.
- *Lamand M., Tressol J.C., Bellanger J., 1994. The Mineral and Trace Element Composition in French Food Items and Intake Levels in France. *J. Trace Elem. Electrolytes Health Dis.*, 8, 195-202.
- Lamand M., Tressol J.C., Ireland-Ripert J., Favier J.C., Feinberg M., 1991. Répertoire général des aliments. Tome 4: table de composition minérale. Tec & Doc, Paris.
- Le Corre L., Vertès F., Musellec H., 1995. Site de Gouézec (OQS n° 8) (Finistère), Rapport d'Agronomie 1995 (Quimper). INRA Quimper et Chambre d'Agriculture du Finistère, Quimper.
- Lebourg A., Sterckeman T., Ciesielski H., Proix N., 1996. Intérêt de différents réactifs d'extraction chimique pour l'évaluation de la biodisponibilité des métaux en traces du sol. *Agronomie*, 16, 201-215.
- Lebourg A., Sterckeman T., Ciesielski H., 1994 (avril). Évaluation de la biodisponibilité des métaux en traces dans les sols au moyen d'extractions chimiques: synthèse bibliographique. AFNOR, Commission X311 Qualité des Sols.
- Leschber R., Davis R.D., L'Hermite P., 1984. Chemical methods for assessing bio-available metals in sludges and soils. CEC, Elsevier Applied Science Publishers.
- Levassor F., 1986. L'utilisation des oligo-éléments en agriculture: I. Approche technico-économique, l'exemple du Cher et de l'Indre, II. Approche agronomique, les analyses d'oligo-éléments en France, essais de plein champ. Mémoire de 3^e année, ENSAIA, Nancy.
- Lévêque S., Bonnard R., 1998 (septembre). Définition des valeurs de constat d'impact pour le mercure. Document de travail du groupe du MATE « sites et sols pollués – santé publique », 69 p.
- L'Huillier L., 1994. Biodisponibilité du nickel dans les sols ferralitiques ferritiques de Nouvelle-Calédonie. Effets toxiques du nickel sur le développement et la physiologie du maïs. Thèse de Doctorat de l'Université de Montpellier II. 249 p.
- Li X.L., Marschner H., George F., 1991. Acquisition of phosphorus and copper by VA-mycorrhizal hyphae and root to shoot transport in white clover. *Plant and Soil*, 136, 49-57.
- Lombeck I., 1983. Évaluation of selenium status in children. *J. Inher. Metab. Dis.*, 6, suppl. I, 83-84.
- *Loscheider A.M., 1991. Le sélénium, aspects nutritionnels et utilisation médicale, concentration sérique dans la population alsacienne. Mémoire de diplôme d'État de Docteur en Médecine, Université Louis Pasteur de Strasbourg.
- Loué A., 1986. Les oligo-éléments en agriculture. SCPA, Agri-Nathan International, Paris.
- Louekari K., Salminen S., 1986. Intake of heavy metals from foods in Finland, West Germany and Japan. *Food Add. Contam.*, 3, 355-362.
- Lyon T.D.B., Smith H., Smith L.B., 1979. Zinc deficiency in the West of Scotland? A dietary intake study. *Br. J. Nutr.*, 42, 3, 413-416.
- Mäkelä-Kurtto R., Kempainen E., 1993. Concentrations of heavy metals are low in animal manures. *Koetoiminta ja Käytäntö*, 50, 7 (en finnois).
- Markert B., 1994. Plants as biomonitors — potential advantages and problems. *In*: Adriano D.C., Chen Z.C., Yang S.S. (eds.). Biogeochemistry of trace elements; Science and Technology Letters; Northwood 11, New York, 601-613.
- Mathieu C., 1996. Structures et programme de la normalisation « Qualité des sols », Travaux AFNOR et ISO, Liaison avec l'AFES. *Étude et Gestion des Sols*, 3, 2, 125-134.
- McLaughlin M.J., Maier N.A., Rayment G.E., Sparrow L.A., Berg G., McKay A., Milham P., Merry R.H., Smart M.K., 1997. Cadmium in Australian potato tubers and soils. *J. Environ. Qual.*, 26, 1644-1649.
- McLaughlin M.J., Williams C.M.J., McKay A., Kirkham R., Gunton J., Jackson K.J., Thompson R., Dowling B., Partington D., Smart M.K., Tiller K.G., 1994. Effect of cultivar on uptake of cadmium by potato tubers. *Aust. J. Agric. Res.*, 45, 1483-1495.

- Mench M., 1991. Prélèvement des métaux dans le sol et transfert dans les fourrages. *C.R. Acad. Agric. Fr.*, 77, 8, 87-101.
- Mench M., 1993. Notions sur les éléments en traces pour une qualité des sols et des produits végétaux. *Purpan*, 166, 118-127.
- *Mench M., Baize D., Mocquot B., 1997. Cadmium availability to wheat in five soil series from the Yonne district, Burgundy, France. *Environmental Pollution*, 95, 1, 93-103.
- Mench M., Juste C., Solda P., 1992. Effets de l'utilisation de boues urbaines en essai de longue durée: accumulation des métaux par les Végétaux supérieurs. *Bull. Soc. Bot. Fr.*, Actual. bot., 139,1, 141-156.
- Mench M., Martin E., Solda P., 1994. After effects of metals derived from a highly metal-polluted sludge on maize. *Water, Air and Soil Pollution*, 75, 277-291.
- Mendez J.H., De Blas O.J., Gonzalez V., 1989. Correlation between lead content in human biological fluids and the use of vitrified earthenware containers for foods and beverages. *Food Chem.*, 31, 205-213.
- Meranger J.C., Cunningham H.M., Giroux A., 1974. Plastics in contact with foods. *Can. J. Pub. Health*, 65, 292-296.
- Merian E., 1991. Metals and their Compounds in the Environment, Occurrence, Analysis, and Biological Relevance. VCH, Weinheim, Allemagne.
- Mérillot J.M., 1995. Compost quality and hygiene: situation in France, *In*: Biological Waste Management, a Wasted Chance?, First International Symposium, BWM Infoservice, J. Barth (INFORMA), Oelde, S51, 1-8.
- Merrien A., Maisonneuve C., 1989. Les oligo-éléments et le colza d'hiver. *Perspectives Agricoles*, 136, 25-31.
- Michelin J., Bourgeois S., 1994. Essais en plein champ sur la valorisation agricole des boues liquides. Synthèse de huit années (n° 10). Contrat ADEME n° 3.01.0051.
- Michelin J., Bourgeois S., 1996. Essais au champ de longue durée sur la valorisation agricole des boues liquides urbaines. Année 1995, maïs (n° 11). Contrat ADEME n° 4.75.0040.
- Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE), 1997 (août). Définition de critères d'aide à la décision pour l'arsenic. Document de travail du Groupe du MATE « sites et sols pollués – santé publique ».
- Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE), 1998. Arrêté du 17/08/98 modifiant l'arrêté du 2 février 98 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. *Journal Officiel République française* 17 novembre 98.
- Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE), 1998. Arrêté du 08/01/98 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n° 97-1133 du 8/12/97 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées. *Journal Officiel République française* 31 janvier 98.
- Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE), 2000 (mars et juin). 2 classeurs: Gestion des sites (potentiellement) pollués – la visite préliminaire, le diagnostic initial – l'évaluation simplifiée des risques; Gestion des sites pollués – diagnostic approfondi – évaluations détaillées des risques.
- Ministère de l'Environnement, ministère de l'Agriculture, ministère de la Recherche et de la Technologie, ministère de l'Industrie, ministère de la Santé, 1983. Inventaire national de la qualité alimentaire.
- Ministère de l'Agriculture et de la Pêche (MAP-DGAL), Secrétariat d'État aux Petites et Moyennes Entreprises (DGCCRF), 2001. Arrêté du 12 janvier 2001 modifiant l'arrêté du 16 mars 1989 fixant les teneurs maximales pour les substances et produits indésirables dans l'alimentation des animaux. *Journal Officiel* du 20 janvier 2001. 1049-1053.

- Ministère de l'Agriculture et de la Pêche (MAP), 1998. Arrêté du 21/12/98 relatif à l'homologation des matières fertilisantes et des supports de culture. *Journal Officiel* République française 12/02/99.
- Ministère de l'Agriculture et de la Pêche (MAP), 2001. Guide pour la constitution des dossiers de demande d'homologation des matières fertilisantes et des supports de culture. Formulaire CERFA n° 50644#01.
- Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et des Affaires Rurales (MAAPAR), ministère de l'Écologie et du Développement Durable (MEDD), ministère délégué au Budget et à la Réforme budgétaire, ministère délégué à l'Industrie, Secrétariat d'État aux Petites et Moyennes Entreprises, au Commerce, à l'Artisanat, aux Professions libérales et à la Consommation, 2004. Arrêté du 18/03/04 portant mise en application obligatoire d'une norme et Arrêté du 18/03/04 relatif aux vérifications auxquelles doit procéder le responsable de la mise sur le marché des matières fertilisantes répondant à la norme NF U 44-095 composts contenant des matières d'intérêt agronomique issues du traitement des eaux. *Journal Officiel* République française 26/03/04.
- Ministère du Commerce et de l'Industrie, 1996. Les teneurs maximum autorisées en quelques métaux lourds et d'autres contaminants dans les aliments. Finlande (en finnois).
- Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (MAFF), 1974. Report of the Inter-Departmental working group on heavy metals, HMSO, London.
- Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (Dep. of the Environment), 1993. Review of the rules for sewage sludge application to agricultural land, food safety and relevant animal health aspects of potentially toxic elements. Report of the Steering Group on Chemical Aspects of food Surveillance, MAFF Publications, Londres, Royaume-Uni.
- Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (MAFF), 1982. Survey of arsenic in food (HMSO, London).
- Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (MAFF), 1976. Manual of nutrition, 8th edition (HMSO, London).
- Ministry of Housing Physical Planning and Environment, 1991. Environmental quality standards for soil and water. Directorate-General for Environmental Protection, Leidschendam, Pays-Bas.
- Minoia C., Sabbioni E., Ronchi A., Gatti A., Pietra R., Nicolotti A., Fortaner S., Balducci C., Fonte A., Roggi C., 1994. Trace element reference values in tissues from inhabitants of the European Community. IV. Influence of dietary factors. *The Science of the Total Environment*, 141, 181-195.
- Montgomery B., 1988. Poisonous jugs recalled. *The Australian*, 8 november.
- Morel J.L., 1985. Contribution à l'étude des transferts de métaux lourds dans le système sol-plante: le rôle des mucilages racinaires. Thèse, INPL, Nancy-Metz.
- Morel J.L., 1997. Bioavailability of Trace Elements to Terrestrial Plants. In: Tarradellas J., Bitton G., Rossel D. (eds.). *Soil Ecotoxicology*. CRC, Lewis Publishers, Boca Raton, États-Unis, 6, 141-175.
- Morel J.L., Hosy C., Bitton G., 1995. Assessment of bioavailability of metals to plants with Metplate, a microbiological test. In: Van den Brink W.J., Bosman R., Arendt F. (eds.). *Contaminated Soil '95* Kluwer Academic Publishers, the Netherlands, 527-528.
- Morel J.L., Leyval C., Berthelin J., 1994. Influence de l'activité rhizosphérique sur la mobilité et le prélèvement des métaux lourds. Ministère de l'Environnement, Convention de Recherche n° 91147.
- 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, 107-113.
- Mullins G.L., Sommers L.E., Barber S.A., 1986. Modeling the plant uptake of cadmium and zinc from soils treated with sewage sludge. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50, 1245-1250.
- *MVAD 04, 1996. Fertilisation d'une culture de maïs avec des boues de station d'épuration solides, compte rendu de l'essai de Villeneuve. Chambre d'Agriculture des Alpes de Haute-Provence, Oraison.
- Myron D.R., Zimmerman T.J., Shuler T.R. et al., 1978. Intake of nickel and vanadium by humans. A survey of selected diets. *Am. J. Clin. Nutr.*, 31, 527-531.

- National Health and Medical Research Council (NHMRC Australia), (1978). Report on revised standards for metals in food. Canberra, ACT.
- Naylor L.M., Loehr R.C., 1981. Increase of dietary cadmium as a result of application of sewage sludge to agricultural land. *Environmental Science and Technology*, 15, 8, 881-886.
- OECD, 1995. Sustainable agriculture, concepts, issues and policies in OECD countries. OECD, Paris, 44-46.
- Oehme F.W., 1978. Toxicity of heavy metals in the environment, M. Dekker, New York.
- OFEFP, 1996. Sols pollués-métaux lourds et plantes bioindicatrices. Documents Environnement n° 58, Sol, Berne, Suisse.
- Offenbacher E.G., Pi-Sunyer F.X., 1983. Temperature and pH effects on the release of chromium from stainless steel into waters and fruit juices. *J. Ad. Food Chem.*, 31, 89-92.
- Oliver D.P., Schultz J.E., Tiller K.G., Merry R.H., 1993. The effect of crop rotations and tillage practices on cadmium concentration in wheat grain. *Aust. J. Agric. Res.*, 44, 1221-1234.
- OMS, Aspects sanitaires et nutritionnels des oligo-éléments et des éléments en traces. OMS, FAO, AIEA.
- OMS, 1994. Directives de qualité pour l'eau de boisson. 2^e édition, Volume 1, Recommandations, OMS, Genève.
- Orsini L., 1995. Valorisation des déchets et agriculture durable, état de la réglementation et perspectives. Colloque AFGR, Valorisation des déchets et agriculture durable, Nancy, 7 décembre 1995.
- Page A.L., Chang A.C., El-Amany M., 1987. Cd levels in soils and crops in the United-States. In: Hutchinson T.C., Meema K.M. (eds.). Pb, Hg, Cd and As in the environment. Chichester, John Wileys & sons, 119-146.
- Page G.G., Hughes J.T., Wilson P.T., 1974. Lead contamination of food in lacquered and unlacquered cans. *Food Technol. N.Z.*, 9, 32-35.
- Paulin V., 1995. Caractérisation d'éléments-traces dans le sol: étude du transfert dans une culture de maïs en champs. Mémoire de fin d'études, ENESAD, Dijon.
- Pele M., 1982. Étude de l'absorption de métaux par des végétaux suite à un épandage de compost urbain sur une culture de laitue sous serre plastique. Compte rendu de l'essai. Chambre Départementale d'Agriculture des Côtes-du-Nord.
- *Pelletier J., Letard M., Barbo P., Le Quillec S., Amiard J.C., Berthet B., Métayer C., 1986. L'emploi de composts urbains et de composts de boues de station d'épuration en culture légumière. CTIFL, ANRED, Université de Nantes, TVD Rhône-Alpes.
- Pelus E., Arnaud J., Ducros V., Faure H., Favier A., Roussel A.M., 1994. Trace element (Cu, Zn, Fe, Mn, Se) intakes of a group of French men using the duplicate diet technique. *International Journal of Food Sciences and Nutrition*, 45, 63-70.
- Pennington J.A.T., Jones J.W., 1987. Molybdenum, nickel, cobalt, vanadium, and strontium in total diets. *J. Am. Diet. Assoc.*, 87, 1644-1650.
- Périgaud S., 1977. Complémentation en oligo-éléments des ruminants à partir des fourrages enrichis sur pied. Colloque Franco-Roumain, « la fertilité du sol et la nutrition oligo-minérale des plantes », INRA, 27-30 juin 1977, Bordeaux, 225-236.
- Périgaud S., Lamand M., Bellanger J., Richet M., 1974. Les carences en oligo-éléments chez les ruminants en France, résultats d'enquêtes. VII^e journées d'information du « grenier de Theix », les acquisitions récentes sur les carences en oligo-éléments du sol aux ruminants, 15-16-17 octobre.
- Perrin M., Roullet M., Huppe M., Denys Mme, Muller M., 1989. Valorisation agricole des boues urbaines. Résultats de six années d'expérimentation de l'épandage sur terres agricoles des boues de la station d'épuration de Châlons-Sur-Marne (51). Agence financière de Bassin Seine-Normandie, Chambre d'Agriculture de la Marne, INRA de Châlons-Sur-Marne.
- Pieczonka K., Rosopulo A., 1985. Distribution of cadmium, copper, and zinc in the Caryopsis of Wheat (*Triticum aestivum* L.). *Fresenius Z. Anal. Chem.*, 322, 697-699.

- *Pierrisnard F., 1996. Impact de l'amendement des boues résiduaires de la ville de Marseille sur des sols à vocation agricole: comportement du Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, des hydrocarbures et des composés polaires. Thèse de Doctorat en Sciences, Université de Droit d'Économie et des Sciences d'Aix-Marseille III.
- *Pinamonti F., Stringari G., Gasperi F., Zorzi G., 1997. The use of compost: its effects on heavy metal levels in soil and plants. *Ressources, Conservation and Recycling*, 21, 129-143.
- Planta S.C., 2001. Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis. 212, 475-486.
- Plénet D., Tauzin J., 1995. Bilans des éléments minéraux dans l'agrosystème sols sableux des Landes de Gascogne et monoculture de maïs, lixiviation des éléments majeurs et en traces. Rapport de fin de contrat INRA/CARA n° 9509B, Station d'Agronomie, INRA Aquitaine.
- Prasad M.N.V., Hagemeyer J. (eds.), 1999. Heavy metal stress in plants. From molecules to ecosystems. Springer. 401 p.
- Prüess A., 1992. Vorsorgwerte und Prüfwerte für mobile und mobilisierbare, potentiel ökotoxische Spurenelemente in Böden. Verlag Ulrich E. Grauer, Wendlingen, Allemagne.
- Quevauviller P., Rauret G., López-Sánchez J.F., Rubio R., Ure A., Muntau H., 1997. Certification of trace metal extractable contents in a sediment reference material (CRM 601) following a three step sequential extraction procedure. *The Science of the total Environment*, 205, 223-234.
- *Quinche J.P., 1995. Le cadmium des grains de céréales cultivées en Suisse romande et au Tessin. *Revue suisse Agric.*, 27, 1, 23-27.
- *Raimbault J.M., 2001. Enquête sur les teneurs en éléments traces métalliques du blé tendre, du blé dur, du pois protéagineux. Campagnes 1997 et 1998. Rapport final des conventions ADEME-ITCF – partie 2, n° 9775050 et 9775009. 75 p.
- Rasecke S., 1991. Gehalte und Bindungsformen von TI in geogen und anthropogen belasteten Böden des Sauerlandes und Teutoburger Waldes. Diplomarbeit, Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Geographie.
- *Razeyre J.M., 1991. Le cadmium, le césium, le chrome, le cobalt et le cuivre dans l'alimentation de l'homme. Thèse de Diplôme d'État de Docteur en Pharmacie, Université de Montpellier I.
- Reeves R.D., Baker A.J.M., 1998. Metal accumulating plants. In: Ensley B.D., Raskin I. (eds.). *Phytoremediation of toxic metal: using plants to clean the environment*; Wiley; New York.
- Reilly C., 1976. Contamination of food by lead during catering operations. *Hotel Catering and Institutional Management Rev.*, 2, 34-40.
- Reilly C., 1978. Copper and lead uptake by food prepared in tinned-copper utensils. *J. Food Technol.*, 13, 71-76.
- Reilly C., 1985. The dietary significance of adventitious iron, zinc, copper and lead in domestically prepared food. *Food. Contam.*, 2, 209-215.
- Reilly C., 1991. *Metal Contamination of Food*. Second edition. Elsevier Applied Science, London, Royaume-Uni.
- Reilly C., Patterson C.M., Tinggi U. et al., 1990. Trace element nutritional status and dietary intake of children with phenylketonuria. *Am. J. Clin. Nutr.*, 52, 159-165.
- Reith J.F., Engelsma J.W., Van Ditmarsh W.C., 1976. Zinc in diets in the Netherlands (trad.). *Voeding*, 37, 498-507.
- Rivière J.M., Baize D., 1991. Rapport d'expertise pédologique du site n° 10 Mont Saint-Michel, commune de Beauvoir (50). Observatoire de la Qualité des Sols, Régions Bretagne/Basse Normandie, ENSA Rennes, INRA Orléans.
- Rose A.W., Hawkes H.E., Webb J.S., 1979. *Geochemistry in mineral exploration*. 2nd edition, Academic Press.
- Ross S.M., 1995. *Toxic Metals in Soil-Plant Systems*. Wiley, Chichester, Royaume-Uni.

- Rothe S., Kollmer W.E., Rambeck W.A., 1992. Influence de certains facteurs alimentaires sur la rétention du cadmium. *Revue Méd. Vét.*, 143, 3, 255-260.
- Saner G., 1986. The metabolic significance of dietary chromium. *Nutr. Intn.*, 2, 213-220.
- Sapunar-Postruznik J., Bazulic D., Kubala H., 1996. Estimation of dietary intake of arsenic in the general population of the republic of Croatia. *The Science of the total Environment*, 191, 119-123.
- Schmidt J.P., 1997. Understanding Phytotoxicity Thresholds for Trace Elements in Land-applied Sewage Sludge. *J. Environ. Qual.*, 26, 4-10.
- Schneider A., 1989. Comportement des oligo-éléments dans le sol, mobilité et carences. *Perspectives Agricoles*, 134, 32-47.
- Schock M.R., Neff C.H., 1988. Trace metals contamination from brass fittings. *J. Am. Water Works Assoc.*, 80, 47-56.
- Schroeder H.A., Nason A.P., Tipton I.H., 1967. Essential trace elements in man: cobalt. *J. Chron. Dis.*, 20, 869-890.
- Schwartz C., 1997. Phytoextraction des métaux des sols pollués par la plante hyperaccumulatrice *Thlaspi caerulescens*. Mémoire de thèse de l'INPL. 175 p.
- Sheppard S.C., Gaudet C., Sheppard M.I., Cureton P.M., Wong M.P., 1992. The development of assessment and remediation guidelines for contaminated soils, a review of the science. *Can. J. Soil Sci.*, 72, 359-394.
- Sherlock J.C., Smart G.A., 1986. Thallium in foods and the diet. *Food Additives and Contaminants*, 3, 4, 363-370.
- Siberlin N., 1996. Biodisponibilité des éléments-traces dans un sol cultivé : étude du transfert dans une culture de maïs en champ et conséquences sur le rendement. Mémoire de fin d'études, IUT Louis Pasteur, Schiltigheim.
- Simonoff M., Simonoff G., 1991. Le sélénium et la vie. Masson, Paris.
- Singh S.P., Rakipov N.G., 1988. Effects of Cd, Cu and Ni on barley and their removal from the soil. *Intern. J. Environmental Studies*, 31, 291-295.
- Singh B.R., 1991. Unwanted components of commercial fertilizers and their agricultural effects. The Fertilizer Society, London, Royaume-Uni,
- Slorach S., Gustafsson I.B., Jorhem L., Mattsson P., 1983. Intake of lead, cadmium and certain other metals via a typical Swedish weekly diet. *Var Foda*, 35, supplement 1, 1-16.
- Smart G.A., Sherlock J.C., 1985. Chromium in foods and the diet. *Food Add. Contam.*, 2, 139-147.
- Smart G.A., Sherlock J.C., 1987. Nickel in foods and diets. *Food Add. Contam.*, 4, 61-71.
- Smeets J., Barelion F., 1990. De l'agriculture aux consommateurs. Europe Verte, CEE, DG X – A – 2, Bruxelles, Belgique.
- Smith B.L., 1992. *Codex Alimentarius*, version abrégée. Programme mixte FAO/OMS sur les normes alimentaires, Commission du *Codex Alimentarius*, 2.37-2.42.
- Smith S.R., 1994. Effect of soil pH on availability to crops of metals in sewage sludge-treated soils. II. Cadmium uptake by crops and implications for human dietary intake. *Environmental Pollution*, 86, 5-13.
- Solomons N.W., Jacob R.A., Pineda O., Viteri F.E., 1979. Studies on the bioavailability of zinc in man. Effects of the Guatemalan rural diet and of the iron-fortifying agent, NaFeEDTA. *J. Nutr.*, 109, 9, 1519-1528.
- Soltner D., 1999. Les bases de la production végétale. Tome III – la plante et son alimentation. 2^e édition. Collection Sciences et Techniques Agricoles. 304 p.
- *Souci S.W., Fachmann W., Kraut H., 1986. La composition des aliments, Tableaux des valeurs nutritives 1986/87. Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft mbH Stuttgart, Allemagne.
- Sposito G., 1989. The chemistry of soils. Oxford University Press, Oxford.

- Steinle Von G., 1977. Ursachen von schwermetallspuren in lebens und futtermitteln. *Zucker*, 30 (10), 535-540.
- Swartjes F.A., 1997. Assessment of soil and groundwater quality in the Netherlands: criteria and remediation priority. Wastetech Symposium, 17-19 March 1997, Melbourne, Australia.
- Taureau J.C., 1989 (avril). Besoins, exportations, exigences. *Perspectives agricoles*, spécial oligo-éléments : 2^e partie les cultures céréales, maïs, 135.
- *Teissèdre P.L., Cabanis M.T., Daumas F., Cabanis J.C., 1994. Évolution des teneurs en cadmium au cours de l'élaboration des vins des côtes du Rhône et de la vallée du Rhône. *Science des Aliments*, 14, 741-749.
- Tessier A., Campbell P.G.C., Bisson N., 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of trace metals. *Anal. Chem.*, 51, 844-851.
- Thomson C.D., Robinson M.F., 1980. Selenium in human health and disease with emphasis on those aspects peculiar to New-Zealand. *Am. J. Clin. Nutr.*, 33, 303-323.
- Thorn J., Robertson J., Buss D.H., Bunton N.G., 1976. Trace nutrients. Selenium in British food. *Br. J. Nutr.*, 39, 391-396.
- Tiller K.G., Honeysett J.L., Devries M.P.C., 1972a. Soil zinc and its uptake by plants. II. Soil chemistry in relation to prediction of availability. *Austr. J. Soil Res.*, 10, 165-182.
- Tiller K.G., Honeysett J.L., Devries M.P.C., 1972b. Soil zinc and its uptake by plants. I. Isotopic exchange equilibria and the application of tracer techniques. *Austr. J. Soil Res.*, 10, 151-164.
- *Trémel A., Masson P., Garraud H., Donnard O.F.X., Baize D., Mench M., 1997. Thallium in French agro-systems, II. Concentration of thallium in field-grown rape and some other plant species. *Environmental Pollution*, 97, 1-2, 161-168.
- Trémel A., Mench M., 1997. Le thallium dans les sols et les végétaux supérieurs, II. Le thallium dans les végétaux supérieurs. *Agronomie*, 17, 261-269.
- Tsongas T.A., Meglen R.R., Walravens P.A. et al., 1980. Molybdenum in the diet: an estimate of average daily intake in the United States. *Am. J. Clin. Nutr.*, 33, 103-1107.
- Ullrey D.E., 1992. Basis for regulation of selenium supplements in animal diets. *J. Anim. Sci.*, III, 70, 12, 3922-3927.
- US-EPA, 1989. Land application and distribution and marketing of sewage sludge. Technical Support Document, Office of Water Regulations and Standards, Washington, États-Unis.
- *USICA (Union des SICA de transformation des pulpes de betteraves), 1990. Teneurs des pulpes de betteraves en As, Pb, F, Hg, Cd. Campagne 1989-1990.
- *Valentin N., 1997. Site de références pour le suivi de l'impact d'un épandage de boues résiduaires urbaines sur le sol et les cultures. Mission Recyclage Agricole du Haut-Rhin, Colmar.
- *Vallet M., 1995. La diagonale des métaux, étude sur la teneur en métaux de l'alimentation. Ministère de la Santé publique et de l'Assurance maladie, Adheb, Le Rheu.
- Varo P., Koivistoinen P., 1980. Mineral composition of Finnish foods XII. General discussion and nutritional evaluation. *Acta Agric. Scand.*, Suppl. 22, 165-170.
- Veerkamp W., Ten Berge W., 1995. The Concepts of HESP, Reference manual, Human exposure to soil pollutants, version 2.10b. Shell Internationale Petroleum Maatschappij B.V., The Hague, Pays-Bas.
- Viala A., 1998. Éléments de toxicologie. Lavoisier Tec & Doc.
- Visser W.J.F., 1993. Contaminated land policies in some industrialized countries. Technical Soil Protection Committee, The Hague, Pays-Bas.
- Vollmer M.K., 1995. Herleitung und Anwendung von Prüf- und Sanierungswerten für schwermetallbelastete Böden in der Schweiz, Fallbeispiel Cadmium. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC), Liebefeld-Bern, Suisse.

- Vollmer M.K., Gupta S.K., 1995. Risk assessment plan for contaminated soils in Switzerland, General Procedure and case study for cadmium. Federal Office for Environment, Forests and Landscape (BUVAL), Bern, Suisse.
- *Vos G., Teeuwen J.J.M.H., Knottnerus O.C., Wijers B.L., 1988. Cadmium and lead in Dutch and imported cereals. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 36, 167-174.
- Watanabe Y., 1974. Cadmium and lead on decorated glass drinking glasses. *Ann. Rep. Tokyo Metropol. Lab. Pub. Health*, 25, 293-296.
- *Wegner-Durif A., Lauque S., Faisant C., Ghisolfi-Marque A., Lanzman D., Gauthier S., Allard M., Vellas B., Albaredo J.L., 1996. Études des apports alimentaires en zinc dans une population de 212 personnes âgées. *Âge et Nutrition*, 7, 3, 182-187.
- Weissenhorn I., Mench M., Leyval C., 1995. Bioavailability of heavy metals and arbuscular mycorrhiza in sewage-sludge-amended sandy soils. *Soil Biol. Biochem.*, 27, 3, 287-296.
- Whitehead T.P., Prior A.P., 1960. Lead poisoning from earthenware container. *Lancet*, 1, 1343-1344.
- Wolnik K.A., Fricke F.L., Capar S.G., Meyer M.W., Satzger R.D., Bonnin E., Gaston C.M., 1985. Elements in major raw agricultural crops in the United States. 3. Cadmium, lead, and eleven other elements in carrots, field corn, onions, rice, spinach, and tomatoes. *J. Agric. Food Chem.*, 33, 807-811.
- World Health Organisation (WHO), 1976. Environmental health criteria., 3, lead (WHO Geneva).
- Wu Q.T., 1989. Biodisponibilité du cadmium dans des systèmes sol-plante. Thèse de Doctorat, INPL, Nancy-Metz.
- Yang G., Wang S., Zhou R., Sun S., 1983. Endemic selenium intoxication of humans in China. *Am. J. Clin. Nutr.*, 37, 872-881.
- Yong R.N., Mohamed A.M.O., Warkentin B.P., 1992. Principles of contaminant transport in soils. Development in Geotechnical Engineering, 73, Elsevier Sc. Publishers, 327 p.
- Zawislak R., 1991. Le molybdène. In: Chappuis P. (ed.). Les oligoéléments en médecine et biologie. SFE-RETE, Lavoisier Tec & Doc, Paris, 577-591.
- Zuckerman M.A., Savory D., Rayman G., 1989. Lead encephalopathy from an imported Toby mug. *Postgrad. Med. J.*, 65, 307-309.
- Zwickert F., 1992. Étude de la contamination des légumes par le plomb. Mémoire de diplôme d'État de Docteur en Pharmacie, Université Louis Pasteur de Strasbourg.



Annexe 1

Fiches bibliographiques relatives à des essais de plein champ

A1.1. Généralités

A1.1.1. Quelques recommandations à ceux qui établissent un protocole d'essai au champ visant à étudier le transfert des éléments-traces du sol vers les végétaux

La première des choses est de contacter des personnes ayant réalisé de tels essais, afin de bénéficier de leur expérience. Puis d'échanger des informations avec le laboratoire à qui on a décidé de confier l'analyse des échantillons. Il pourra vous conseiller notamment sur les protocoles d'échantillonnage et sur le matériel à utiliser.

■ *Quelques conseils*

- Bien réfléchir au choix des sols et des cultures (représentativité par rapport à ce qui est rencontré dans le département (ou la région) *ou* choix de situations extrêmes maximalistes, etc.).
- Bien réfléchir au choix des protocoles d'échantillonnage et d'analyses (des sols notamment, mais aussi des autres matrices), ainsi que du laboratoire d'analyses car les évolutions d'éléments-traces que l'on tente généralement de mettre en évidence sont très faibles et du même ordre de grandeur que la variabilité naturelle.
- Choisir un site, pour les mêmes raisons, le plus homogène possible (même pente, même nature de sol : même profondeur de sol, même pH, même granulométrie, même teneur initiale en éléments-traces, etc. sur tout le site).
- Prévoir des placettes suffisamment grandes (au moins 10 m × 10 m) séparées par des bandes tampon entre les placettes, pour éviter qu'un témoin soit contaminé par de la terre provenant d'une parcelle avec des boues par exemple.

- Faire au moins 3 répétitions (5 est mieux) pour les tests statistiques.
- Prendre en compte l'effet année, très important dans le transfert des éléments vers les végétaux. De plus, dans le cas particulier de l'épandage de déchets et produits dérivés (boues, composts, etc.), il faut noter que ceux-ci apportent peu d'éléments par rapport aux quantités qui préexistent dans le sol. Il est donc important de faire des essais de longue durée, c'est-à-dire minimum 3 ans et si possible plus de 10 ans, si l'on veut tirer des conclusions significatives. Ceci est vrai également pour l'étude d'autres pratiques agricoles faiblement polluantes (épandage d'effluents d'élevage, utilisation de fongicides métalliques ou de phosphates riches en Cd par exemple).
- Positionner l'essai dans une zone éloignée d'autres sources polluantes en éléments-traces (par exemple : autoroutes ou certaines industries dans le cas de l'étude des effets de l'épandage de boues).
- Le cas échéant, épandre les produits testés (déchets, effluents d'élevage, etc.) à la pelle ou à l'arrosoir, pour être sûr de la dose.
- Si l'essai est au milieu d'une parcelle (d'un agriculteur par exemple), border les extrémités.
- S'assurer de la pérennité du site (pas toujours assurée chez un agriculteur).
- Pour les essais de longue durée, conserver les échantillons prélevés (de sol, de végétaux, de produits épandus, etc.), dans de bonnes conditions (bocaux en verre fermés, échantillons secs, température basse et constante, étiquettes qui ne s'effaceront pas avec le temps, etc.) afin d'être en mesure d'effectuer des vérifications (par exemple, si le laboratoire d'analyses change de méthode analytique ou si l'on change de laboratoire) ou de faire des mesures complémentaires (si on décide d'étudier de nouveaux éléments-traces ou tout autre paramètre nécessaire pour l'interprétation des résultats ou pour lequel on ne disposait pas au départ de méthode fiable).
- Il n'existe pas de méthode certifiée pour les végétaux ; prélever de préférence le sol et les végétaux au même endroit et au même moment.
- Éviter de prélever les échantillons végétaux au cours de longues périodes de stress (hydrique par exemple).
- Éviter de prélever des échantillons végétaux recouverts de terre, de poussière ou endommagés (par des parasites, secs, etc.).
- Exemple de méthode d'échantillonnage de « gros » végétaux, type maïs, betterave, chou : pour une placette, réaliser 8 sondages tarière aléatoirement sur toute la placette, mélanger les carottes de sol, et extraire 1 kg du mélange pour analyse. À chaque emplacement des sondages, prélever un organe (un épi, une betterave...). Donner les 8 organes au laboratoire chargé de faire l'analyse, en leur précisant d'effectuer un échantillon moyen des 8 végétaux.
- Exemple de méthode d'échantillonnage de « petits » végétaux, type blé, colza : individualiser 1 à 2 m² de terrain au sein de la placette. Récolter tous les végétaux de cette surface. Les donner au laboratoire chargé de faire l'analyse, en leur précisant d'effectuer un échantillon moyen des végétaux. Réaliser au moins 3 sondages tarière sur la surface, mélanger les carottes de sol et extraire 1 kg du mélange pour analyse.
- Dans les deux cas, éviter les bordures de placettes.
- Dans le cas de l'étude de déchets, établir un bilan de fertilisation clair, sous la forme d'un tableau par exemple, en particulier s'il y a apport d'un ou de plusieurs déchets. En effet, l'apport d'éléments fertilisants peut avoir un impact sur les prélèvements des éléments-traces par la plante :
 - est-ce qu'on tient compte de l'apport de N, P, K, autres, du produit, et avec quel coefficient d'efficacité par rapport à un engrais minéral ?
 - est-ce qu'on met le même nombre d'unités de N, P, K, autres, pour chaque traitement (même nombre d'unités en engrais minéral, même nombre d'unités au total avec le minéral et l'organique, même nombre d'unités efficaces avec le minéral et l'organique) ?
 - est-ce qu'on met la même quantité de C organique sur chaque traitement ?
 - les apports s'équilibrent-ils entre traitements au bout de quelques années (par exemple lors d'un apport de produits organiques tous les 3 ans) ?
 - les apports de N sont-ils fractionnés ?
- Analyser le produit épandu, c'est-à-dire prélever le jour de l'épandage ; prendre plusieurs échantillons élémentaires dans le camion ou l'épandeur, et les mélanger pour faire un échantillon composite.

■ *À ne pas oublier...*

- De faire une analyse de sol avant épandage, puis une autre à la récolte pour un essai d'un an ou tous les 3 à 5 ans au minimum pour un essai de longue durée.
- De n'utiliser du matériel ni métallique (sauf la tarière) ni peint.
- D'effectuer l'analyse de sol sur les 3 premiers horizons, après avoir déterminé les horizons en creusant une fosse pédologique.
- De faire rincer par le laboratoire les échantillons de végétaux à l'eau distillée, ou mieux avec un mélange d'eau distillée, de mouillant (type Triton X de pureté pour analyses) et d'acide nitrique de pureté pour analyses (si l'on n'analyse pas l'azote sur le même échantillon). Le rinçage doit être rapide, il ne faut pas que les échantillons trempent.
- Le cas échéant, d'analyser les produits testés et les engrais minéraux si les quantités utilisées diffèrent selon les traitements, afin d'estimer les flux d'éléments-traces apportés.
- Le cas échéant, d'échantillonner et d'analyser les retombées atmosphériques (pluies et dépôts secs) afin d'estimer le flux d'éléments-traces associé, essentiel lorsqu'on est près d'une source de pollution atmosphérique.
- Dans le cas d'utilisation de produits phytosanitaires métalliques, d'échantillonner et d'analyser ces produits, afin d'estimer le flux d'éléments-traces apporté par ces produits.
- De mesurer la densité du sol afin d'être en mesure d'effectuer des bilans de masse.

■ *À noter par la suite dans le rapport d'expérimentation...*

- Le protocole.
- La variété du végétal.
- La nature de l'organe végétal analysé, sa position sur la plante, le stade de développement de la plante, la préparation éventuelle de l'échantillon (grain décortiqué ou non, légume épluché ou non, etc.).
- Le rendement en matière brute et en matière sèche.
- Le nom du laboratoire, les méthodes d'analyse qu'il utilise, s'il est agréé, accrédité ou certifié, s'il a une procédure de contrôle de la qualité de ses résultats d'analyse (ex. : échantillons certifiés ou échantillons de contrôle interne) et s'il peut vous communiquer les résultats de ce contrôle.
- Les coordonnées Lambert II étendues de l'essai, la commune et le département.
- Le type de sol, replacé dans une classification officielle.
- Le relevé météorologique (températures, précipitations) et replacer l'année par rapport à la normale.
- Le calendrier des travaux agricoles (travaux du sol, irrigation, apports d'engrais, produits phytosanitaires, etc.).
- La méthode d'échantillonnage du produit testé épandu, des matières fertilisantes et produits phytosanitaires utilisés et des retombées atmosphériques, s'il y a lieu.
- La méthode d'échantillonnage du sol (utiliser si possible la norme AFNOR X31 100)
- La méthode d'échantillonnage des végétaux.

A1.1.2. Synthèse des fiches

■ *Coefficients de répartition plante-sol*

Les coefficients de répartition plante-sol ont été calculés pour toutes les fiches le permettant. Divers traitements statistiques permettent de les synthétiser (cf. tableaux ci-dessous).

Par « coefficient de répartition plante-sol », on entend « quotient des concentrations de la plante et du sol ».

Distribution des coefficients de répartition plante-sol des fiches de l'annexe 1.

		n	min	max	moy	médiane
batavia	Cd	5	0,70	7,00	2,68	2,00
bette limbe	Cd	10	1,00	7,00	2,80	2,00
bette nervure	Cd	10	0,50	3,00	1,19	0,90
betterave	Cd	6	0,11	0,49	0,38	0,41
blé grain	Cd	30	0,02	7,60	0,73	0,25
blé paille	Cd	30	0,10	19,10	1,70	0,51
carotte	Cd	5	0,20	1,40	0,76	0,90
céleri	Cd	8	1,69	2,60	2,11	2,13
chou	Cd	10	0,07	0,48	0,29	0,32
colza entier	Cd	10	10,00	33,33	20,27	19,09
colza grain	Cd	2	0,03	0,30	0,17	0,17
colza paille	Cd	2	2,50	3,50	3,00	3,00
dactyle	Cd	17	0,10	1,00	0,38	0,30
haricots	Cd	8	0,02	0,10	0,04	0,04
laitue	Cd	29	0,60	11,20	2,39	1,40
maïs	Cd	4	0,03	0,30	0,13	0,10
nectarine	Cd	2	4,70	5,10	4,90	4,90
oignon	Cd	5	0,20	0,50	0,38	0,50
orge grain	Cd	16	0,04	0,40	0,15	0,10
orge paille	Cd	16	0,20	0,70	0,43	0,40
pêche	Cd	5	0,01	6,50	1,44	0,10
petits pois	Cd	5	0,03	0,20	0,10	0,09
poireau	Cd	9	0,50	2,10	1,52	1,55
pomme de terre	Cd	15	0,03	1,00	0,35	0,37
ray-grass	Cd	1	3,10	3,10	3,10	3,10
seigle grain	Cd	4	0,05	0,20	0,13	0,13
seigle paille	Cd	4	0,20	0,60	0,33	0,25
trèfle	Cd	17	0,01	8,20	0,56	0,05
triticale	Cd	2	0,07	0,30	0,19	0,19
triticale grain	Cd	2	0,10	0,40	0,25	0,25
triticale paille	Cd	2	0,30	1,30	0,80	0,80

		n	min	max	moy	médiane
laitue	Co	4	0,01	0,02	0,01	0,01

		n	min	max	moy	médiane
betterave	Cr	10	0,01	0,04	0,02	0,02
blé grain	Cr	9	0,007	0,020	0,011	0,010
blé paille	Cr	15	0,01	0,10	0,05	0,03
colza grain	Cr	2	0,01	0,02	0,02	0,02
colza paille	Cr	2	0,04	0,04	0,04	0,04
laitue	Cr	8	0,03	0,06	0,04	0,04
maïs	Cr	4	0,01	0,04	0,02	0,02
nectarine	Cr	2	0,0010	0,0020	0,0015	0,0015
pêche	Cr	6	0,0001	0,0200	0,0040	0,0003
pomme de terre	Cr	5	0,03	0,05	0,04	0,04
ray-grass	Cr	1	0,10	0,10	0,10	0,10
trèfle	Cr	1	0,40	0,40	0,40	0,40

		<i>n</i>	min	max	moy	médiane
batavia	Cu	5	0,03	0,30	0,13	0,10
bette limbe	Cu	10	0,04	1,00	0,31	0,20
bette nervure	Cu	10	0,02	0,60	0,18	0,20
betterave	Cu	14	0,24	3,50	0,83	0,35
blé grain	Cu	59	0,02	0,64	0,22	0,21
blé paille	Cu	33	0,01	1,40	0,23	0,09
carotte	Cu	5	0,01	0,20	0,08	0,08
céleri	Cu	8	0,32	0,49	0,42	0,44
chou	Cu	10	0,08	0,12	0,10	0,10
colza entier	Cu	10	0,20	0,88	0,58	0,59
colza grain	Cu	10	0,27	0,53	0,39	0,39
dactyle	Cu	17	0,02	0,50	0,20	0,20
haricots	Cu	8	0,02	0,50	0,27	0,30
laitue	Cu	29	0,03	1,10	0,49	0,46
maïs	Cu	4	0,20	0,50	0,38	0,40
nectarine	Cu	2	0,40	0,40	0,40	0,40
oignon	Cu	5	0,01	0,20	0,11	0,10
orge grain	Cu	16	0,02	0,40	0,15	0,10
orge paille	Cu	16	0,01	0,20	0,10	0,08
pêche	Cu	6	0,10	0,60	0,35	0,35
petits pois	Cu	5	0,02	0,40	0,15	0,10
poireau	Cu	9	0,30	0,60	0,49	0,50
pomme de terre	Cu	15	0,02	0,56	0,23	0,20
ray-grass	Cu	1	1,20	1,20	1,20	1,20
seigle grain	Cu	4	0,01	0,40	0,16	0,11
seigle paille	Cu	4	0,01	0,10	0,05	0,05
trèfle	Cu	17	0,02	1,90	0,29	0,20
triticale	Cu	2	0,08	0,10	0,09	0,09
triticale grain	Cu	2	0,40	0,40	0,40	0,40
triticale paille	Cu	2	0,20	0,20	0,20	0,20

		<i>n</i>	min	max	moy	médiane
céleri	Hg	8	0,18	0,50	0,28	0,22
chou	Hg	10	1,82	5,00	2,79	2,22
laitue	Hg	16	0,18	2,50	0,88	0,92
nectarine	Hg	2	0,90	2,00	1,45	1,45
pêche	Hg	3	0,40	4,10	1,77	0,80
poireau	Hg	8	1,82	5,00	2,80	2,22

		<i>n</i>	min	max	moy	médiane
batavia	Ni	5	0,005	0,020	0,013	0,010
bette limbe	Ni	10	0,008	0,100	0,043	0,040
bette nervure	Ni	10	0,003	0,050	0,017	0,015
betterave	Ni	10	0,03	0,10	0,06	0,06
blé grain	Ni	59	0,003	0,130	0,021	0,017
blé paille	Ni	35	0,002	0,230	0,066	0,030
carotte	Ni	5	0,005	0,030	0,014	0,010
colza entier	Ni	3	0,02	0,06	0,04	0,03
colza grain	Ni	12	0,01	0,06	0,02	0,01

		<i>n</i>	min	max	moy	médiane
colza paille	Ni	2	0,06	0,06	0,06	0,06
dactyle	Ni	17	0,020	0,060	0,035	0,030
haricots	Ni	8	0,040	0,400	0,184	0,150
laitue	Ni	13	0,01	0,39	0,17	0,21
maïs	Ni	4	0,40	1,20	0,80	0,80
nectarine	Ni	2	0,02	0,03	0,03	0,03
oignon	Ni	5	0,007	0,030	0,017	0,010
orge grain	Ni	16	0,002	0,009	0,004	0,003
orge paille	Ni	16	0,003	0,020	0,009	0,009
pêche	Ni	6	0,005	0,600	0,116	0,020
petits pois	Ni	5	0,010	0,050	0,026	0,020
poireau	Ni	1	0,020	0,020	0,020	0,020
pomme de terre	Ni	15	0,003	0,250	0,073	0,010
ray-grass	Ni	1	1,50	1,50	1,50	1,50
seigle grain	Ni	4	0,003	0,008	0,005	0,004
seigle paille	Ni	4	0,002	0,040	0,014	0,006
trèfle	Ni	17	0,02	7,10	0,45	0,03
triticale	Ni	2	0,004	0,080	0,042	0,042
triticale grain	Ni	2	0,005	0,006	0,006	0,006
triticale paille	Ni	2	0,24	0,30	0,27	0,27

		<i>n</i>	min	max	moy	médiane
batavia	Pb	5	0,005	0,010	0,009	0,010
bette limbe	Pb	4	0,004	0,009	0,007	0,007
bette nervure	Pb	4	0,003	0,005	0,004	0,004
betterave	Pb	8	0,01	0,06	0,04	0,04
blé grain	Pb	14	0,001	0,030	0,007	0,002
blé paille	Pb	25	0,009	0,200	0,055	0,030
carotte	Pb	5	0,003	0,005	0,004	0,004
céleri	Pb	8	0,05	0,08	0,06	0,06
chou	Pb	10	0,02	0,08	0,04	0,04
colza entier	Pb	10	0,05	0,24	0,13	0,12
colza grain	Pb	12	0,01	0,03	0,02	0,02
colza paille	Pb	2	0,10	0,10	0,10	0,10
dactyle	Pb	8	0,005	0,020	0,011	0,008
haricots	Pb	5	0,001	0,004	0,002	0,001
laitue	Pb	29	0,01	1,40	0,18	0,17
maïs	Pb	4	0,30	1,80	0,90	0,75
nectarine	Pb	2	0,07	0,40	0,24	0,24
oignon	Pb	1	0,002	0,002	0,002	0,002
orge grain	Pb	8	0,001	0,002	0,002	0,002
orge paille	Pb	8	0,010	0,030	0,016	0,015
pêche	Pb	6	0,001	0,400	0,069	0,002
petits pois	Pb	4	0,001	0,001	0,001	0,001
poireau	Pb	9	0,004	0,480	0,228	0,220
pomme de terre	Pb	7	0,001	0,010	0,004	0,001
ray-grass	Pb	1	0,90	0,90	0,90	0,90
trèfle	Pb	8	0,006	0,700	0,095	0,010
triticale	Pb	1	0,02	0,02	0,02	0,02

		<i>n</i>	min	max	moy	médiane
batavia	Zn	5	0,10	0,40	0,32	0,40
bette limbe	Zn	10	0,30	2,30	1,07	0,50
bette nervure	Zn	10	0,10	0,80	0,36	0,20
betterave	Zn	14	0,18	1,50	0,45	0,25
blé grain	Zn	59	0,09	0,90	0,33	0,20
blé paille	Zn	33	0,10	2,00	0,32	0,20
carotte	Zn	5	0,06	0,20	0,17	0,20
céleri	Zn	8	0,47	0,67	0,58	0,58
chou	Zn	10	0,07	0,27	0,15	0,13
colza entier	Zn	10	0,11	0,26	0,18	0,17
colza grain	Zn	10	0,24	0,36	0,32	0,32
dactyle	Zn	17	0,20	0,60	0,31	0,30
haricots	Zn	8	0,06	0,60	0,37	0,40
laitue	Zn	29	0,10	1,17	0,70	0,68
maïs	Zn	4	2,80	3,30	3,03	3,00
nectarine	Zn	2	0,10	0,20	0,15	0,15
oignon	Zn	5	0,06	0,30	0,19	0,20
orge grain	Zn	16	0,10	0,90	0,45	0,40
orge paille	Zn	16	0,10	0,60	0,26	0,20
pêche	Zn	6	0,06	0,20	0,18	0,20
petits pois	Zn	5	0,10	0,50	0,32	0,40
poireau	Zn	9	0,30	0,77	0,59	0,57
pomme de terre	Zn	15	0,03	0,37	0,19	0,20
ray-grass	Zn	1	5,10	5,10	5,10	5,10
seigle grain	Zn	4	0,20	0,90	0,63	0,70
seigle paille	Zn	4	0,10	0,20	0,15	0,15
trèfle	Zn	17	0,06	9,50	0,78	0,30
triticale	Zn	2	0,20	0,30	0,25	0,25
triticale grain	Zn	2	0,60	0,80	0,70	0,70
triticale paille	Zn	2	0,20	0,50	0,35	0,35

La synthèse des différents tableaux ci-dessus est donnée dans le tableau ci-dessous.

**Importance de l'accumulation d'éléments-traces chez les végétaux cultivés en France
(synthèse des fiches de l'annexe 1).**

Espèce végétale	Organe	Très accumulateur (> 0,9)	Moyennement accumulateur (0,1 à 0,9)	Peu accumulateur (< 0,1)
batavia		Cd	Cu Zn	Ni Pb
bette	limbe	Cd	Cu Zn	Ni Pb
	nervure	Cd	Cu Zn	Ni Pb
betterave			Cd Cu Zn	Cr Ni Pb
blé	grain		Cd Cu Zn	Cr Ni Pb
	paille		Cd Zn	Cr Cu Ni Pb
carotte		Cd	Zn	Cu Ni Pb
céleri-rave		Cd	Cu Hg Zn	Pb
chou pommé		Hg	Cd Cu Zn	Pb
colza	entier	Cd	Cu Pb Zn	Ni
	grain		Cd Cu Zn	Cr Ni Pb
	paille*	Cd	Pb	Cr Ni
dactyle			Cd Cu Zn	Ni Pb
haricot			Cu Ni Zn	Cd Pb
laitue		Cd Hg	Cu Ni Pb Zn	Co Cr
maïs	grain	Zn	Cd Cu Ni Pb	Cr
nectarine	fruit*	Cd Hg	Cu Pb Zn	Cr Ni
oignon			Cd Cu Zn	Ni Pb
orge	grain		Cd Cu Zn	Ni Pb
	paille		Cd Zn	Cu Ni Pb
pêche	fruit		Cd Cu Hg Zn	Cr Ni Pb
petit pois			Cu Zn	Cd Ni Pb
poireau		Cd Hg	Cu Pb Zn	Ni
pomme de terre			Cd Cu Zn	Cr Ni Pb
ray-grass*		Cd Cu Ni Zn Pb	Cr	
seigle	grain		Cd Cu Zn	Ni
	paille		Cd Zn	Cu Ni
trèfle			Cr Cu Zn	Cd Ni Pb
triticale	grain *		Cd Cu Zn	Ni
	paille *		Cd Cu Ni Zn	

* Les résultats sur ray-grass ne reposent que sur une seule donnée et ceux sur triticale grain et paille, sur nectarine fruit et sur colza paille ne reposent que sur deux données; les résultats de ce tableau doivent donc être interprétés avec beaucoup de précautions.

Ce tableau montre (aux exceptions près) que le Cd est le plus susceptible d'être accumulé et que le Ni, le Cr et le Pb sont le moins susceptibles d'être accumulés; le Cu et le Zn ont un comportement intermédiaire.

La comparaison de ce tableau avec le tableau 2.3 montre que:

- ils sont complémentaires (certaines cultures ou certains éléments-traces sont dans l'un mais pas dans l'autre);

- lorsque les données sont communes, les résultats semblent concorder dans la moitié des cas environ (surtout pour le Pb et le Cr)... mais ne concordent pas dans l'autre moitié (surtout pour le Cd)...;
- on atteint la limite de l'approche « coefficient de répartition plante-sol » qui ne prendrait en compte que la médiane, ce qui a le désavantage de ne pas représenter la réalité de l'importance de divers paramètres sur le prélèvement des éléments-traces par les cultures (influence du pH du sol, de la CEC du sol, de l'espèce, voire de la variété de la culture, etc.). Il est donc préférable de considérer l'approche « coefficient de répartition plante-sol » sous l'angle de distributions statistiques (plutôt que sous le seul angle de la médiane). Cette conclusion s'applique de même aux moyennes;
- il est utile de poursuivre l'acquisition de références notamment en France (ou dans des pays aux conditions proches), afin de disposer d'une population statistique suffisante pour éviter trop de variations et afin d'avoir un tableau plus complet et plus adapté aux conditions françaises et de pouvoir calculer des distributions statistiques.

■ *Estimation de l'impact d'un épandage de produits d'origine résiduaire sur la concentration en éléments-traces dans les récoltes*

L'étude des expérimentations de plein champ (fiches n° 1, 2, 3, 4, 5, 12, 13, 18 et 19), comparant la culture avec apport de produits résiduaires (boue urbaine, compost urbain, fumier, boue de papeterie, cendre de charbon) et sans apport de produit résiduaire (engrais minéral seul ou témoin sans engrais), toutes choses égales par ailleurs, permet de dégager les conclusions suivantes :

- Dans certains cas, l'apport de produits résiduaires diminue la concentration en élément-trace dans la récolte, parfois il l'augmente ou il est sans effet... et ceci même sur un même site expérimental en comparant 2 années de culture différentes. De plus, lorsqu'un effet existe, il n'est que rarement statistiquement significatif.
- On ne peut donc pas tirer de généralités; l'apport de produits résiduaires n'induisant ni systématiquement une augmentation (ni systématiquement une diminution) des teneurs en éléments-traces dans les plantes cultivées... L'apport d'éléments-traces, faible comparé au stock d'éléments-traces déjà présent dans le sol, permet d'expliquer ceci. D'autres hypothèses peuvent aussi être avancées; l'augmentation (ou la diminution) des teneurs en éléments-traces dans les plantes dépendant de nombreux facteurs :
 - l'élément-trace (Ni, Cu, Cd... se comportent différemment; la forme chimique sous laquelle un élément est apporté peut le rendre plus ou moins disponible);
 - le sol (pH, CEC, granulométrie, teneurs en éléments-traces, etc.);
 - les pratiques culturales;
 - les conditions climatiques;
 - la plante (espèce, variété, organe, etc.);
 - les produits organiques (pH, matière organique apportée par le produit qui peut immobiliser certains éléments-traces, élément apporté tel que le P qui peut former avec les éléments-traces des composés non disponibles pour les plantes ou tel que le Zn qui peut faire diminuer le transfert de Cd vers la plante, etc.).
- Par contre, il existe un effet « année » observable sur les sites de longue durée (laitue fiche 3, maïs fiche 18 et blé grain fiche 19), voire un effet « variété » observable pour les betteraves et le blé grain de la fiche 4.
- Les engrais minéraux apportent également des éléments-traces, parfois plus que les produits résiduaires, notamment dans le cas du Cd.

■ *Synthèse des sites suisses : effets variété, organe, sol, pollution et période de récolte sur la concentration en éléments-traces dans les récoltes*

Les 5 expérimentations suisses de plein champ (fiches 6 à 10) ont été menées par la même équipe de recherches dans des conditions culturales similaires. La comparaison des cultures sur les 5 sites, contaminés de manières différentes, permet de dégager les résultats suivants :

- Il existe un effet « pollution » très net pour Cd, Cu, Ni et Zn; mais pas pour Pb. Ce sont, par exemple, les plantes cultivées sur les sols pollués en Cd (fiches 6 et 8) qui ont généralement les teneurs en Cd les plus élevées, toutes choses égales par ailleurs (mêmes culture, variété, organe, année).
- Il n'y a pas d'effet « pH du sol », contrairement à ce que l'on pourrait attendre; ou alors il est moins important que l'effet « pollution ». À titre d'exemple, les sols des fiches 7 et 9, non contaminés, ont des pH très contrastés (7 est acide et 9 est basique), mais les plantes cultivées sur ces sols ont des teneurs en Cd équivalentes et inférieures à celles des plantes cultivées sur le sol 6 (acide mais contaminé en Cd). Ceci est en contradiction avec la fiche 11 dont l'objet est l'étude de l'effet de sols français (à teneurs naturelles en Cd plus ou moins importantes) sur la teneur en Cd de grain de blé. En effet, ses résultats montrent que c'est le pH du sol qui influe le plus sur la teneur en Cd des grains (plus que la concentration du Cd du sol). L'étude des formes du Cd dans les sols, probablement différentes dans les sols naturels français et dans les sites suisses pollués par des retombées atmosphériques industrielles, permettrait peut-être d'expliquer cette apparente contradiction.
- On constate un effet « nature du polluant », avec $Pb < Cu < Cd < Ni < Zn$. Ainsi, les plantes présentent des teneurs en Pb assez constantes (toutes choses égales par ailleurs et à une exception près), que les sols soient contaminés ou non par du Pb. Elles présentent des teneurs très différentes, selon le degré de pollution du sol, pour Cd, Ni et Zn. Le Cu a un comportement intermédiaire et irrégulier.
- Il existe un effet « organe » très marqué. Ainsi pour la bette, les limbes présentent toujours des teneurs plus fortes que les nervures, ce quel que soit l'élément-trace et toutes choses égales par ailleurs. Les céréales, quant à elles, n'ont pas un comportement aussi systématique. À titre d'exemple, les teneurs en Cd dans les pailles sont supérieures à celles des grains pour le blé, l'orge et le seigle, quelles que soient la variété et l'année; mais ce sont les teneurs en Cd dans les grains qui sont supérieures à celles dans les pailles pour la triticales. Enfin, des effets « organe » existent quasi systématiquement pour Cd, Pb et Zn, mais moins régulièrement pour Cu et Ni.
- Il peut exister un effet « variété », mais il n'est ni systématique, ni généralisé. Par exemple, il n'y a pas d'effet « variété » pour le Cd dans le blé grain et le blé paille (données sur 2 années et 2 à 4 variétés), l'orge paille (2 années, 2 variétés) et pour le Cu dans le blé paille. Par contre, un tel effet existe pour le Cd et le Pb dans l'orge grain, en 1993 uniquement (la variété Michka présente des teneurs en ces métaux supérieures à la variété Hockey); le Cu, le Pb et le Zn dans le blé grain, en 1993 et parfois en 1994, mais pas sur tous les sites (Albis > Arina = Frisal = Galaxie); le Cd et le Zn dans la triticales paille (Brio > Sandro).
- Il peut exister un effet « période de coupe ou de récolte » (dans une même année) ou un effet « année de récolte », mais il n'est ni systématique, ni généralisé. Par exemple, il n'y a pas d'effet « période de coupe ou de récolte » pour le Cd chez le haricot, le dactyle et le trèfle. Par contre, il existe pour le Cu chez la bette et le haricot. Concernant l'effet « année de récolte », il peut ne pas y avoir d'effet ou il peut y en avoir un (augmentation ou diminution des teneurs), mais de façon non systématique, entre 1993 et 1994. On ne peut dégager de grandes tendances ni pour les éléments-traces, ni pour les plantes cultivées (espèces, variétés, organes), sauf peut-être pour le Cd chez le blé grain et l'orge grain qui ne présente pas d'effet « année ».

A1.1.3. Classification des fiches

Apports										Éléments-traces								
	Boue urbaine & matière vidange	Boues	Boue papeterie & cendre charbon	Compost urbain	Lisier	Fumier	Phytosanitaire métallique	Sel métallique	Engrais	Fumées indus- trielles	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg	Co
fiche 1	*					*			*		*	*	*	*	*	*		
fiche 2	*					*			*		*	*	*	*	*	*		
fiche 3				*					*		*	*	*	*	*	*		*
fiche 4	*								*		*	*	*	*	*	*		
fiche 5	*			*		*			*		*	*	*	*	*	*		
fiche 6	*								*	*	*		*	*	*	*		
fiche 7									*		*		*	*	*	*		
fiche 8									*	*	*		*	*	*	*		
fiche 9							*		*		*		*	*	*	*		
fiche 10									*	*	*		*	*	*	*		
fiche 11											*							
fiche 12	*			*		*			*		*	*	*	*	*	*	*	*
fiche 13		*							*		*	*	*	*	*	*		
fiche 14									*		*	*	*	*	*	*		
fiche 15	*			*		*					*	*	*	*	*	*	*	
fiche 16					*				*				*		*	*		
fiche 17	*							*	*		*	*	*	*	*	*	*	
fiche 18	*								*		*	*	*	*	*	*	*	
fiche 19	*		*	*					*		*		*	*	*	*		

Conformité des essais			conforme à la réglementation
	conforme aux pratiques		
fiche 1	non	oui/non (1)	
fiche 2	non	oui/non (1)	
fiche 3	non	non	
fiche 4	oui	non	
fiche 5	oui/non	oui/non (1)	
fiche 6	oui	non (3)	
fiche 7	oui	non (3)	
fiche 8	oui	non (3)	
fiche 9	oui	non (3)	
fiche 10	oui	non (3)	
fiche 11	oui	oui/non (2)	
fiche 12	oui	oui/non (1)	
fiche 13	oui	oui	
fiche 14	oui	oui	
fiche 15	oui	oui/non (1)	
fiche 16	oui	non	
fiche 17	non	non	
fiche 18	oui	non	
fiche 19	oui	oui/non (1)	

(1) Oui ou non selon les déchets ou produits dérivés.

(2) Oui ou non selon les sols.

(3) Sol non conforme à la réglementation suisse.

Végétaux	maïs	*	*			*									*		*		*	
	nectarine															*				
	pêche															*				
	ray-grass														*			*		
	colza													*					*	
	chou pommé											*								
	céleri											*								
	triticale						*													
	poireau						*					*								
	dactyle						*	*	*	*	*									
	trèfle						*	*	*	*	*			*						
	bette						*	*	*	*	*									
	oignon						*	*	*	*	*									
	petit pois						*	*	*	*	*									
	haricot						*	*	*	*	*									
	carotte						*	*	*	*	*									
	seigle						*	*	*	*										
	orge						*	*	*	*	*		*				*			
	pomme de terre				*		*	*	*	*	*									
	blé				*	*		*	*	*	*	*		*			*			*
	betterave				*	*														
	laitue			*			*	*	*	*	*	*		*						

non : non conforme mais assez proche de la réglementation.

non : non conforme et très éloigné de la réglementation.

A1.1.4. Note sur la présentation des fiches

■ Critères de choix des publications

Les publications sont choisies selon des critères assurant la qualité du travail réalisé d'une part, et une extrapolation possible à d'autres situations.

Critères obligatoires :

- Lieu : France ou proximité.
- Plein champ.
- Sols agricoles avec ou sans apport de déchets ou d'amendements.
- Collecte des échantillons de végétaux au stade normal de la récolte.
- Dosage des éléments-traces dans l'organe végétal consommé par l'homme ou le bétail.

Critères non éliminatoires, mais appréciés :

- Géoréférences.
- Conditions météorologiques.
- Description des conduites culturales, en particulier, indication des engrais et amendements apportés, ainsi que leur teneur en éléments-traces.
- Description de l'échantillonnage.
- Description de la méthode de préparation, puis d'analyse de l'échantillon ou indication du nom du laboratoire ayant réalisé la prestation.
- Description précise du sol.
- Indication du cultivar.

■ Méthode d'étude des publications

Les fiches vont au-delà d'un simple résumé des articles.

Les données ont été utilisées pour calculer des paramètres importants pour l'interprétation du transfert, et qui apparaissent rarement dans les publications :

- flux d'éléments-traces apportés par l'amendement ou le déchet s'il y a eu un épandage,
- rapport des concentrations en éléments dans le sol de la parcelle amendée et la parcelle témoin,
- rapport des quantités d'éléments exportés par les végétaux cultivés sur la parcelle avec amendement et sur la parcelle témoin,
- coefficient de répartition plante-sol, pourcentage d'élément exporté par la culture par rapport à la quantité d'élément présent dans le sol, etc.

Ces calculs permettent une homogénéisation de la présentation des résultats entre les fiches. Des hypothèses de travail ont été choisies quand les données ne permettent pas d'effectuer tous les calculs. Par exemple, le calcul de la quantité d'élément dans le sol a été réalisé en supposant qu'un hectare contenait 3 000 t de terre sèche dans l'horizon de surface cultivé.

Des commentaires sur l'expérimentation ont été ajoutés : interprétation des résultats, réalisme de l'expérimentation par rapport au contexte agricole et à la réglementation, données non disponibles, etc.

Afin de juger du réalisme des essais par rapport à la réglementation, dans le cas des matières organiques d'origine résiduaire, les teneurs en éléments-traces dans les sols et dans les produits, ainsi que les flux d'éléments-traces apportés ont été comparés aux seuils donnés dans les textes suivants :

- NF U 44-095 (d'application obligatoire par Arrêté du 18/03/04), cf. référence bibliographique AFNOR (ex-BNSCAO), 2002 (mai). Pour les composts de boues de station d'épuration urbaines.
- Projet NF 44-051, cf. référence bibliographique AFNOR, 2004 (mai). Pour les composts d'ordures ménagères et les composts de fumier.
- Arrêtés ICPE du 17/08/98 et boues urbaines du 08/01/98, cf. références bibliographiques MATE, 1998. Pour les boues de stations d'épuration urbaines, les boues et autres déchets industriels.

Ces commentaires constituent une lecture critique des essais, et non une critique de leurs auteurs.

Ils proposent une aide aux lecteurs pour percevoir les limites des résultats obtenus, de façon à éviter de les extrapoler quand il n'y a pas lieu de le faire.

A1.2. Fiches

FICHE N° 1

Bilan des éléments-traces métalliques transférés dans un sol sableux après 16 années d'apports continus et connus de boues de station d'épuration d'Ambarès et de fumier de ferme en monoculture irriguée de maïs

apport de boues de station d'épuration urbaine et fumier	plein champ	Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn
apport conforme ni aux pratiques agricoles courantes, ni à la réglementation pour les boues apport conforme à la réglementation pour les fumiers		maïs

1. Présentation du document

1.1. Référence bibliographique

Gomez A., Solda P., Lambrot C., Wilbert J., et Juste C. (1992). Bilan des éléments-traces métalliques transférés dans un sol sableux après 16 années d'apports continus et connus de boues de station d'épuration et de fumier de ferme en monoculture irriguée de maïs. Ministère de l'Environnement, Convention de Recherche n° 89-256, 14 pages + annexes.

1.2. Adresse des auteurs

INRA, Station d'agronomie, Centre de recherches de Bordeaux
BP 81
33883 Villenave-d'Ornon Cedex

1.3. Objectifs

Faire un bilan des flux des éléments-traces apportés en 16 ans par des boues très chargées en éléments-traces: quantités apportées par les boues, quantités qui restent dans le sol, quantités exportées par les grains de maïs, etc.

Comparer un apport de boues avec un apport de fumier.

1.4. Mots clés

Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn, boue de station d'épuration urbaine, fumier, maïs

2. Conditions expérimentales

2.1. Lieu de réalisation de l'essai

Domaine expérimental de Couhins, commune de Cadaujac (France – 33).

2.2. Date et durée de l'essai

1974-1989 (16 ans).

2.3. Végétaux testés

Monoculture irriguée de maïs, variété INRA 260; récolte à maturité: ensilage en août et grain en octobre.

2.4. Sources d'éléments-traces étudiées: épandage de matières organiques

- **boues**: boues pâteuses biologiques anaérobies déshydratées par filtre bande (ville d'Ambarès – 33), 25 % de matière sèche.
- **fumier de ferme**.

Composition moyenne (années 1974 à 1989) des amendements organiques en g.τ⁻¹ MS.

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
fumier	0,7	11	28	21	10	150
boue	25,9*	94,8	225	138	825*	5113*

* Supérieur aux valeurs limites de l'Arrêté du 8/1/98.

2.5. Caractéristiques initiales du sol et du site

Sol de graves, sableux, caillouteux, à acidité marquée et à faible contenu en matière organique et en éléments nutritifs.

Les teneurs en éléments-traces appartiennent à la gamme de concentrations couramment rencontrées dans les sols français selon Baize (1997). Elles sont faibles, en particulier celles en Cr et Zn.

Caractéristiques physico-chimiques du sol

fraction < 2 µm	4,2 %
fraction 2-20 µm	7,1 %
fraction 20-50 µm	5,4 %
fraction 50-200 µm	9,1 %
fraction 200 µm-2 mm	74,2 %
C	1,57 %
N	0,16 %
C/N	14,0
matières organiques	2,8 %
pH eau*	5,3*
pH KCl	4,6
P ₂ O ₅ Dyer	0,249 ‰
Ca échangeable	0,579 ‰
K échangeable	0,053 ‰
Mg échangeable	0,020 ‰
Cd	0,33 mg.kg ⁻¹ MS
Cu	4,5 mg.kg ⁻¹ MS
Cr	3,7 mg.kg ⁻¹ MS
Mn	23 mg.kg ⁻¹ MS
Ni	2,4 mg.kg ⁻¹ MS
Pb	10 mg.kg ⁻¹ MS
Zn	8,1 mg.kg ⁻¹ MS

* Ne respecte pas l'Arrêté du 8/1/98, puisqu'il faudrait que les boues soient chaulées pour ce pH.

2.6. Dispositif expérimental

Type bloc, avec 5 répétitions, et 4 traitements.

Placettes de 6 m × 3 m.

Traitements :

- **M** : fertilisation minérale : 200 unités.ha⁻¹.an⁻¹ de N (ammonitrate), 200 unités de P₂O₅ (superphosphate) et 200 unités de K₂O (chlorure de potassium) : environ 1,5 fois la dose courante de K₂O et 2 fois celle de P₂O₅.

- F: fumier, 10 t MS.ha⁻¹.an⁻¹ (plus de 3 fois la dose courante) + complément minéral pour arriver à la même fertilisation que M (ou plus).
- B₁₀: boues 10 t MS.ha⁻¹.an⁻¹ (plus de 3 fois la dose courante) + complément minéral pour arriver à la même fertilisation que M (ou plus).
- B₁₀₀: boues 100 t MS.ha⁻¹ tous les 2 ans (plus de 15 fois la dose courante).

Hypothèse de calcul des compléments: 50 % du N et 100 % du P et K sont disponibles l'année de l'épandage.

2.7. Conditions de culture

La densité était de 75 000 plants par hectare. Après la récolte, les tiges et les feuilles ont été broyées et laissées sur place durant chaque hiver. Elles ont été enfouies en mars lors du labour sur une profondeur maximum de 25 cm. Les matières organiques ont été épandues manuellement en avril et incorporées quelques jours après dans les 10 premiers cm du sol au rotavator. La fertilisation minérale a été apportée dans les jours qui précèdent le semis et immédiatement incorporée au sol par passage à la herse.

2.8. Paramètres suivis

Rendements, quantités d'éléments-traces accumulés par les différents organes du maïs, quantités d'éléments-traces accumulés dans le sol.

2.9. Méthode d'échantillonnage et de préparation des sols et des végétaux

Au bout des 16 ans de culture, une fosse par traitement, de 1,2 m × 0,6 m sur 1 m de profondeur, a été creusée. La totalité de la terre a été prélevée par couches de 20 cm. Chaque couche a été tamisée à 4 mm puis mélangée. Quatre échantillons de 4 kg de terre non sèche ont été prélevés. L'un des 4 a été utilisé pour mesurer l'humidité. Les 3 autres ont été séchés à l'air et tamisés à 2 mm. Un échantillon de 20 g a été prélevé par la technique du *coning and quartering*, broyé, tamisé à 0,3 mm et réhomogénéisé avant analyse.

Un rang de 6 m de maïs a été prélevé, en constituant 3 échantillons séparés, un pour chaque tiers de rang. Au stade ensilage, toute la plante a été collectée, et séparée en racines, tige, feuilles, rafles et grains. Au stade grain, seules les parties aériennes ont été prélevées. Après lavage, les échantillons ont été séchés, puis broyés à 2 mm puis à 0,42 mm.

2.10. Méthode d'analyse des éléments-traces

Les échantillons ont été minéralisés par voie humide à l'eau régale pour les sols et par voie sèche avec reprise des cendres à l'acide nitrique pour les végétaux. Les déterminations ont été réalisées par spectrophotométrie d'absorption atomique par flamme pour les concentrations élevées et par électrothermie pour les faibles concentrations.

3. Résultats

3.1. Apports cumulés d'éléments-traces dans le système par les matières organiques

Flux d'élément apporté en 16 ans par l'apport organique en kg.ha⁻¹.

Traitement	Apport	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
F	160 000 MS	0,11	1,8	4,5	3,4	1,6	24
B ₁₀	160 000 MS*	4,1*	15,2	36,0*	22,1*	132,0*	818*
B ₁₀₀	800 000 MS*	20,7*	75,8*	180,0*	110,0*	660,0*	4 090*

* Supérieur aux flux préconisés par l'Arrêté du 8/1/98.

Pour les éléments-traces dépassant les limites, les flux apportés par les boues (B₁₀ et B₁₀₀) équivalent à 11 à 86 fois les flux limites.

3.2. Évolution de la qualité du sol: accumulation des éléments-traces en 16 ans

L'apport continu de fumier est à l'origine d'une accumulation de métaux: Cd, Pb et Zn en surface. L'accumulation est modérée, puisque les concentrations sont multipliées au maximum par 3, en partant de concentrations très faibles.

Lors de l'épandage massif de boues très chargées en métaux, l'accumulation est importante pour tous les éléments étudiés, jusqu'à 56 fois la concentration initiale, et se fait principalement dans l'horizon 0-20 cm, et dans une moindre mesure dans l'horizon 20-40 cm, voire 40-60 cm pour le Cd, Ni et Zn.

Rapport entre la concentration en éléments-traces dans les parcelles avec apport de matières organiques et la concentration avec apport minéral seul

(exemple: si F/M=2, la concentration en métal du sol est 2 fois plus élevée quand il y a apport de fumier que pour le témoin minéral)

Cd	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm	60-80 cm	80-100 cm
F/M	1,5	2,5*	1,4	0,7	1,1
B ₁₀ /M	3,0*	2,9*	1,7	1,4	2,4*
B ₁₀₀ /M	17**	10**	2,6*	1,2	1,2

Cu	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm	60-80 cm	80-100 cm
F/M	1,6	1,6	1,9	1,2	1,1
B ₁₀ /M	1,3	0,9	1,2	1,6	1,4
B ₁₀₀ /M	4,7*	2,2*	1,1	1,2	0,7

Cr	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm	60-80 cm	80-100 cm
F/M	0,9	0,9	0,6	1,0	0,8
B ₁₀ /M	1,2	0,8	0,8	0,7	0,5
B ₁₀₀ /M	3,5*	1,4	0,7	0,6	0,4

Ni	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm	60-80 cm	80-100 cm
F/M	1,3	1,7	1,0	1,7	1,0
B ₁₀ /M	2,7*	2,5*	2,1*	2,2*	1,0
B ₁₀₀ /M	13**	6,6*	1,6	1,4	0,5

Pb	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm	60-80 cm	80-100 cm
F/M	2,4*	1,5	1,0	1,1	1,6
B ₁₀ /M	2,5*	1,2	1,0	0,7	0,9
B ₁₀₀ /M	11**	3,9*	1,6	0,8	0,6

Zn	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm	60-80 cm	80-100 cm
F/M	2,7*	2,4*	0,9	1,2	1,4
B ₁₀ /M	10**	8,2*	1,6	1,5	1,2
B ₁₀₀ /M	56**	36**	4,7*	1,8	0,9

* Doublement à décuplement de la concentration.
 ** Plus du décuplement de la concentration.

3.3. Rendement

Le rendement en grains est plus important que le témoin lorsqu’il y a épandage de la boue. Il est compris entre 80 et 110 quintaux de grains par hectare (MS).

3.4. Qualité des récoltes : accumulation des éléments-traces et teneurs en éléments-traces

L’apport de boues à très forte dose conduit à une augmentation des exportations en Zn par les grains et l’ensilage, ainsi qu’un accroissement des quantités de Cd, Cr, Cu, Ni et Zn dans l’ensilage.

L’épandage de fumier ou de boues à fortes doses diminue les exportations de Pb par les grains et dans une moindre mesure par l’ensilage, alors que la concentration en Pb du sol a augmenté, par rapport au traitement fumure minérale seule.

Rapports entre les quantités d’éléments-traces exportées par les grains en 16 ans, récoltés sur parcelle avec apport de matières organiques, et celles sur parcelle avec apport minéral seul.

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
F/M	1,0	1,5	0,9	0,8	0,7	1,0
B ₁₀ /M	0,8	0,9	0,9	1,6	0,7	1,3
B ₁₀₀ /M	1,1	0,9	1,0	1,6	0,5	2,0*

* Flux multiplié par plus de 2.

Rapports entre les quantités d'éléments-traces exportées par l'ensilage en 16 ans, récolté sur parcelle avec apport de matières organiques, et celles sur parcelle avec apport minéral seul.

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
A-F/M	0,9	0,8	0,9	0,7	0,8	1,0
A-B ₁₀ /M	1,1	4,0*	1,4	2,1*	0,5	2,3*
A-B ₁₀₀ /M	3,4*	4,0*	4,9*	1,5	1,3	4,8*

* Flux multiplié par plus de 2.

3.5. Expression du transfert du sol vers la plante des éléments-traces

Les coefficients de répartition organe végétal-sol ne peuvent être calculés ici, puisque les concentrations dans la plante manquent. Il est par contre possible de calculer la proportion de métal exportée par les grains par rapport à la quantité de métal présente dans le sol (dans le sol à l'état initial + apportée par les matières organiques en 16 ans). Le transfert de métal du sol vers les grains de maïs est faible puisqu'il est de l'ordre de 0,003-2,6 % du métal total du sol. Le Zn est l'élément qui passe le plus du sol vers le grain de maïs. Plus l'apport de boue est important, plus la proportion de métal effectivement transféré vers les grains est faible.

Pourcentage d'éléments exportés par les grains par rapport aux éléments présents dans la couche 0-100 cm.

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
M	0,5	0,01	0,1	0,1	0,03	2,6
F	0,4	0,02	0,1	0,09	0,02	2,2
B ₁₀	0,09	0,01	0,1	0,07	0,01	0,4
B ₁₀₀	0,03	0,007	0,06	0,05	0,003	0,1

Au stade ensilage, 3 catégories de métaux se distinguent pour la répartition dans la plante. Le Cr et le Ni sont très présents dans les racines (65-70 %), moyennement dans les rafles-tiges-feuilles (30 %), et peu dans les grains (2-3 %). Le Cu et le Zn sont peu dans les racines (10-20 %), beaucoup dans les rafles-tiges-feuilles (50-70 %) et moyennement dans les grains (10-27 %). Le Cd et le Pb sont moyennement dans les racines (30-40 %), beaucoup dans les rafles-tiges-feuilles (50-70 %), et peu dans les grains (2-3 %).

Cette répartition est peu affectée par l'apport de boues, sauf pour le Cr et le Ni qui se retrouvent en plus grande quantité dans les parties aériennes (grains et rafles-tiges-feuilles).

Répartition des éléments-traces dans le maïs au stade ensilage, dans les parcelles M, en pourcentage.

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
grains	2	2	10	3	3	27
rafles + tiges + feuilles	68	28	70	32	57	63
racines	30	70	20	65	40	10

3.6. Conclusion des auteurs

- L'épandage de fumier augmente légèrement la concentration de l'horizon de surface en Cd, Pb et Zn.
- Lors d'un apport massif de boues très chargées en éléments-traces, l'accumulation des éléments dans le sol est très importante et se fait essentiellement dans les 40 premiers centimètres du sol. Il existe donc des phases de fixation des métaux dans le sol ou dans la boue : matières organiques, phosphates. L'accumulation des métaux par les grains ou l'ensilage est faible par rapport à l'accumulation dans le sol, mais significative pour le Cd, le Ni, le Zn et le Cu. L'effet inverse est observé pour le Pb, i.e. l'accumulation diminue avec l'apport de boues, vraisemblablement par immobilisation du métal dans le sol par la matière organique.
- Le calcul complet montre que le bilan en métaux est déficitaire. L'aptitude des boues à immobiliser les métaux dans les premiers centimètres du sol conduit à considérer comme très peu probable un entraînement significatif à très grande profondeur. Il en résulte que les pertes de métaux enregistrées au terme de ces expériences sont attribuées, par les auteurs, principalement à des exportations hors des parcelles par mouvement de particules auxquelles sont associés les métaux, même en conditions d'horizontalité apparentes.

4. Commentaires

4.1. Interprétation de ces résultats

- Cette expérimentation ne se rapporte pas à une situation conforme à des pratiques usuelles. Elle vise à exacerber le transfert des métaux du sol vers la plante afin de pouvoir observer les phénomènes qui se passeraient dans la « pire » des situations : sol acide, sableux, apport massif de boues très chargées en éléments-traces.
- Le Pb semble immobilisé dans le sol par les boues (matières organiques, phosphates?), ou le Pb apporté par les engrais minéraux est plus disponible que celui des boues. L'apport de boues, même chargées en Pb, diminue l'accumulation du Pb vers le grain et l'ensilage. Le même phénomène peut exister pour les autres métaux, mais plus atténué. Il pourrait expliquer que plus l'apport de boues est important, plus la proportion de métal exporté par le grain est faible.
- Quel que soit l'apport, le Zn est le plus disponible, et le Pb le moins disponible.

4.2. Réalisme de l'expérimentation

Par rapport aux pratiques agronomiques courantes : par rapport aux doses qu'apporterait un agriculteur, la dose de fumier est 3 fois plus élevée, la dose de boue (10 t) 3 fois supérieure, et la dose de boue (100 t) 15 fois supérieure. La fumure de fond minérale est au moins 2 fois supérieure à la dose agronomique classique.

Par rapport à la réglementation : L'épandage de la boue, même à la dose de $10 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, n'est pas conforme à l'Arrêté du 08/01/98 sur de nombreux points : dose de matière sèche apportée, teneurs de boues en éléments-traces, flux d'éléments, pH du sol pour ce type de boue.

Si l'on suppose que l'essai est en zone vulnérable, la dose d'azote organique totale apportée par le traitement boue 10 t est $290 \text{ u} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, donc supérieure aux $210 \text{ u} \cdot \text{ha}^{-1}$ potentiellement épandables préconisées par la Directive nitrates.

Le fumier, par contre, est conforme au projet de norme NF U 44-051 (teneurs et flux en éléments-traces).

4.3. Données manquantes

- Pour réaliser un bilan complet, il aurait été nécessaire de mesurer les métaux apportés par les engrais minéraux, par les retombées atmosphériques, l'eau d'irrigation et les éléments lessivés. Les superphosphates sont connus en effet pour apporter des éléments-traces, en particulier du Cd.
- Il aurait été utile de connaître les concentrations en Hg, élément à surveiller conformément à l'Arrêté du 08/01/98.

- Il aurait été intéressant de connaître les concentrations dans les grains de maïs ainsi que dans les parties aériennes, afin de pouvoir comparer avec les valeurs guides alimentaires.
- Les amendements organiques sont peu caractérisés. L'échantillonnage pour les analyses, la fréquence des analyses, la composition chimique autre qu'en éléments-traces ne sont pas décrits. Les teneurs en N, P et K du fumier ne sont pas indiquées, ni celles en K de la boue. On sait seulement que le traitement boue 10 t apporte 145 kg N assimilable.ha⁻¹.an⁻¹ et 437 kg P₂O₅.ha⁻¹.an⁻¹. Les différents traitements, même complétés par une fertilisation minérale, n'ont donc pas les mêmes doses de N, P et K, ce qui les rend difficiles à comparer.
- Le sol n'est pas suffisamment décrit pour pouvoir le classer dans un type précis.
- Les conditions météorologiques ne sont pas spécifiées.

5. Autres points abordés par l'étude

- Mn, également étudié dans cet essai.
- Influence de l'apport de fumier ou de boue sur les caractéristiques des sols autres que la teneur en éléments-traces.
- Apport d'une autre boue, de la ville de Bordeaux : cf. fiche 2.

FICHE N° 2

Bilan des éléments-traces métalliques transférés dans un sol sableux après 16 années d'apports continus et connus de boues de station d'épuration de Bordeaux et de fumier de ferme en monoculture irriguée de maïs

apport de boues de station d'épuration urbaine et fumier	plein champ	Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn
apport conforme ni aux pratiques agricoles courantes, ni à la réglementation pour les boues apport conforme à la réglementation pour les fumiers		maïs

1. Présentation du document

1.1. Référence bibliographique

Gomez A., Solda P., Lambrot C., Wilbert J., et Juste C. (1992). Bilan des éléments-traces métalliques transférés dans un sol sableux après 16 années d'apports continus et connus de boues de station d'épuration et de fumier de ferme en monoculture irriguée de maïs. Ministère de l'Environnement, Convention de Recherche n° 89-256, 14 pages + annexes.

1.2. Adresse des auteurs

INRA, Station d'agronomie, Centre de recherches de Bordeaux
BP 81
33883 Villenave-d'Ornon Cedex

1.3. Objectifs

Faire un bilan des flux des éléments-traces apportés en 16 ans par des boues très chargées: quantités apportées par les boues, quantités qui restent dans le sol, quantités exportées par les grains de maïs, etc.

Comparer un apport de boues avec un apport de fumier.

1.4. Mots clés

Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn, boue de station d'épuration urbaine, fumier, maïs

2. Conditions expérimentales

2.1. Lieu de réalisation de l'essai

Domaine expérimental de Couhins, commune de Cadaujac (France – 33).

2.2. Date et durée de l'essai

1974-1989 (16 ans).

2.3. Végétaux testés

Monoculture irriguée de maïs, variété INRA 260; récolte à maturité: ensilage en août et grain en octobre.

2.4. Sources d'éléments-traces étudiées: épandage de matières organiques

- **boues**: boues solides biologiques anaérobies déshydratées par traitement thermique (procédé Porteous) (ville de Bordeaux – 33), 50 % de matière sèche.
- **fumier de ferme**.

Composition moyenne (années 1974 à 1989) des amendements organiques en g. t⁻¹ MS.

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
fumier	0,7	11	28	21	10	150
boue	1830*	219	488	4071*	722	3066*

* Supérieur aux valeurs limites de l'Arrêté du 08/01/98.

2.5. Caractéristiques initiales du sol et du site

Sol de graves, sableux, caillouteux, à acidité marquée et à faible contenu en matière organique et en éléments nutritifs.

Les teneurs en éléments-traces appartiennent à la gamme de concentrations couramment rencontrées dans les sols français selon Baize (1997). Elles sont faibles, en particulier celles en Cr et Zn.

Caractéristiques physico-chimiques du sol.

fraction < 2 µm	4,2 %
fraction 2-20 µm	7,1 %
fraction 20-50 µm	5,4 %
fraction 50-200 µm	9,1 %
fraction 200 µm-2 mm	74,2 %
C	1,57 %
N	0,16 %
C/N	14,0 %
matières organiques	2,8 %
pH eau*	5,3*
pH KCl	4,6
P ₂ O ₅ Dyer	0,249 ‰
Ca échangeable	0,579 ‰
K échangeable	0,053 ‰
Mg échangeable	0,020 ‰
Cd	0,33 mg.kg ⁻¹ MS
Cu	4,5 mg.kg ⁻¹ MS
Cr	3,7 mg.kg ⁻¹ MS
Mn	23 mg.kg ⁻¹ MS
Ni	2,4 mg.kg ⁻¹ MS
Pb	10 mg.kg ⁻¹ MS
Zn	8,1 mg.kg ⁻¹ MS

* Ne respecte pas l'Arrêté du 08/01/98, puisqu'il faudrait que les boues soient chaulées pour ce pH.

2.6. Dispositif expérimental

Type bloc, avec 5 répétitions, et 4 traitements.

Une parcelle fait 6 m × 3 m.

Traitements :

- **M** : fertilisation minérale: 200 unités.ha⁻¹.an⁻¹ N (ammonitrate), 200 unités de P₂O₅ (superphosphate) et 200 unités de K₂O (chlorure de potassium): environ 1,5 fois la dose agronomique courante de K₂O et 2 fois celle de P₂O₅.

- F: fumier, 10 t MS.ha⁻¹.an⁻¹ (plus de 3 fois la dose agronomique courante) + complément minéral pour arriver à la même fertilisation que M (ou plus).
- B₁₀: boues 10 t MS.ha⁻¹.an⁻¹ (plus de 3 fois la dose agronomique courante) + complément minéral pour arriver à la même fertilisation que M (ou plus).
- B₁₀₀: boues 100 t MS.ha⁻¹ tous les 2 ans (plus de 15 fois la dose agronomique courante).

Hypothèse de calcul des compléments: 50 % du N et 100 % du P et K sont disponibles l'année de l'épandage.

Les apports de boues ont été arrêtés en 1980.

2.7. Conditions de culture

La densité était de 75 000 plants par hectare. Après la récolte, les tiges et les feuilles ont été broyées et laissées sur place durant chaque hiver. Elles ont été enfouies en mars lors du labour sur une profondeur maximum de 25 cm. Les matières organiques ont été épandues manuellement en avril et incorporées quelques jours après dans les 10 premiers cm du sol au rotavator. La fertilisation minérale a été apportée dans les jours qui précèdent le semis et immédiatement incorporée au sol par passage à la herse.

2.8. Paramètres suivis

Rendements, quantités d'éléments-traces accumulés par les différents organes du maïs, quantités d'éléments-traces accumulés dans le sol.

2.9. Méthode d'échantillonnage et de préparation des sols et des végétaux

Une fosse de 1,2 m × 0,6 m sur 1 m de profondeur a été creusée. La totalité de la terre a été prélevée par couches de 20 cm. Chaque couche a été tamisée à 4 mm puis mélangée. Quatre échantillons de 4 kg de terre non sèche ont été prélevés. L'un des 4 a été utilisé pour mesurer l'humidité. Les 3 autres ont été séchés à l'air et tamisés à 2 mm. Un échantillon de 20 g a été prélevé par la technique du *coning and quartering*, broyé, tamisé à 0,3 mm et réhomogénéisé avant analyse.

Un rang de 6 m de maïs a été prélevé, en constituant 3 échantillons séparés, un pour chaque tiers de rang. Au stade ensilage, toute la plante a été collectée, et séparée en racines, tige, feuilles, rafles et grains. Au stade récolte grain, seules les parties aériennes ont été prélevées. Après lavage, les échantillons ont été séchés, puis broyés à 2 mm puis à 0,42 mm.

2.10. Méthode d'analyse des éléments-traces

Les échantillons ont été minéralisés par voie humide à l'eau régale pour les sols et par voie sèche avec reprise des cendres à l'acide nitrique pour les végétaux. Les déterminations ont été réalisées par spectrophotométrie d'absorption atomique par flamme pour les concentrations élevées et par électrothermie pour les faibles concentrations.

3. Résultats

3.1. Apports cumulés d'éléments-traces dans le système par les matières organiques

Flux d'élément apportés en 16 ans par l'apport organique en kg.ha⁻¹.

Traitement	Apport	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
F	50 000 MS	0,03	0,5	1,4	1,0	0,5	7,5
B ₁₀	50 000 MS*	91,5*	10,9	24,4*	203*	36,1*	153*
B ₁₀₀	300 000 MS*	549*	65,7*	71 443*	1221*	217*	920*

* Supérieurs aux flux préconisés par l'Arrêté du 08/01/98.

Pour Ni de B₁₀ et Zn de B₁₀₀, les flux apportés par les boues équivalent à 13 à 42 fois les flux limites. Pour Cd de B₁₀ et B₁₀₀, Cu et Ni de B₁₀₀, les flux apportés par les boues équivalent à 254 à 2977 fois les flux limites

3.2. Évolution de la qualité du sol : accumulation des éléments-traces

L’apport continu de fumier est à l’origine d’une accumulation de métaux : Cd et Ni en surface, Cu, Zn et Cr en profondeur et Pb dans tout le profil. L’accumulation est modérée, puisque les concentrations sont multipliées au maximum par 3, en partant de concentrations très faibles. Lors de l’épandage massif de boues très chargées en métaux, l’accumulation est importante pour tous les éléments étudiés, jusqu’à 73 fois la concentration initiale, et se fait dans les horizons supérieurs, jusqu’à 40 ou 60 cm.

Rapport entre la concentration en éléments-traces dans les parcelles avec apport de matières organiques et la concentration avec apport minéral seul.

(exemple : si F/M=2, la concentration en métal du sol est 2 fois plus élevée quand il y a apport de fumier que pour le témoin minéral)

Cd	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm	60-80 cm	80-100 cm
F/M	2,3*	2,5*	3,0*	1,9	0,6
B ₁₀ /M	21**	30**	8,1*	5,3*	0
B ₁₀₀ /M	73**	72**	16**	11**	9,4*

Cu	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm	60-80 cm	80-100 cm
F/M	1,1	1,0	0,9	1,3	2,0*
B ₁₀ /M	3,4*	2,4*	0,6	1,1	1,6
B ₁₀₀ /M	10**	4,8*	2,3*	1,9	0,5

Cr	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm	60-80 cm	80-100 cm
F/M	1,0	0,8	1,2	1,6	2,5*
B ₁₀ /M	1,9	1,4	0,9	1,5	2,2*
B ₁₀₀ /M	5,7*	2,8*	1,1	1,1	1,1

Ni	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm	60-80 cm	80-100 cm
F/M	2,1*	1,8	0,9	1,6	2,1*
B ₁₀ /M	21**	18**	0,7	1,8	2,9*
B ₁₀₀ /M	69**	44**	2,0*	1,3	1,3

Pb	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm	60-80 cm	80-100 cm
F/M	1,3	2,3*	1,1	1,6	2,3*
B ₁₀ /M	2,1*	1,5	1,1	1,9	3,5*
B ₁₀₀ /M	4,2*	1,9	0,7	1,1	1,3

Zn	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm	60-80 cm	80-100 cm
F/M	1,5	1,2	0,8	1,4	3,1*
B ₁₀ /M	5,6*	3,9*	0,6	1,6	2,2*
B ₁₀₀ /M	19**	8,4*	0,6	0,6	0,8

* Doublement à décuplement de la concentration.
 ** Plus du décuplement de la concentration.

3.3. Rendement

Le rendement en grains est plus faible pour le traitement boue. Il est compris entre 40 et 90 q.ha⁻¹ (MS).

3.4. Qualité des récoltes : accumulation des éléments-traces et teneurs en éléments-traces

- Les grains des maïs cultivés avec un apport de fumier contiennent 6 fois plus de Cr.
- La boue fait augmenter les quantités de Cd, Cr et Ni (multiplication de 2 à 3 dans les grains et de 3,5 à 10 dans l’ensilage) et dans une moindre mesure de Zn dans l’ensilage. Elle fait diminuer l’accumulation de Pb dans les grains et l’ensilage.

Rapports entre les quantités d’éléments-traces exportées par les grains en 16 ans, récoltés sur parcelle avec apport de matières organiques, et celles sur parcelle avec apport minéral seul.

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
F/M	0,7	6,1*	1,1	1,0	1,0	1,1
B ₁₀ /M	2,4*	3,0*	1,3	2,2*	0,7	1,1
B ₁₀₀ /M	2,7*	1,3	1,9	2,9*	0,4	1,0

* Flux multiplié par plus de 2.

Rapports entre les quantités d'éléments-traces exportées par l'ensilage en 16 ans, récolté sur parcelle avec apport de matières organiques, et celles sur parcelle avec apport minéral seul.

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
F/M	1,3	1,7	1,0	1,9	1,9	1,5
B ₁₀ /M	6,9*	3,5*	0,9	4,2*	0,9	1,7
B ₁₀₀ /M	9,8*	5,8*	1,2	8,7*	0,8	2,1*

* Flux multiplié par plus de 2.

- Les métaux se répartissent dans la plante selon 3 groupes au stade ensilage. Le Cr et le Ni sont très présents dans les racines (60 %), moyennement dans les rafles-tiges-feuilles (30-35 %), et moyennement dans les grains (5-10 %). Le Cu et le Zn sont peu dans les racines (10-15 %), beaucoup dans les rafles-tiges-feuilles (65-75 %) et beaucoup dans les grains (10-25 %). Le Cd et le Pb sont moyennement dans les racines (20 %), beaucoup dans les rafles-tiges-feuilles (72-79 %), et peu dans les grains (1-8 %).
- Cette répartition est peu affectée par l'apport de boues, sauf le Cr et le Ni qui se trouvent en plus grande quantité dans les parties aériennes (grains et rafles-tiges-feuilles pour Cr et rafles-tiges-feuilles pour Ni). De même l'épandage de fumier ne modifie pas la répartition des métaux entre les organes, sauf pour le Cr, où l'on observe une augmentation des quantités d'éléments dans les tiges-rafles-feuilles, et une diminution dans les racines.

Répartition des éléments-traces dans le maïs au stade ensilage, dans les parcelles M, en pourcentage.

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
grains	1	5	10	10	8	25
rafles + tiges + feuilles	79	35	75	30	72	65
racines	20	60	15	60	20	10

3.5. Expression du transfert du sol vers la plante des éléments-traces

Les coefficients de répartition organe végétal-sol ne peuvent être calculés ici, puisque les concentrations dans la plante manquent. Il est par contre possible de calculer la proportion de métal exportée par les grains par rapport à la quantité de métal présente dans le sol (dans le sol à l'état initial + apportée par les matières organiques en 5 ans). Le transfert de métal du sol vers les grains de maïs est faible puisqu'il est de l'ordre de 0,003-3,5 % du métal total du sol. Le Zn est l'élément qui passe le plus du sol vers le grain de maïs. Plus l'apport de boue est important, plus la proportion de métal effectivement transféré vers les grains est faible.

Pourcentage d'éléments exportés par les grains par rapport aux éléments présents dans la couche 0-100 cm.

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
M	0,4	0,02	0,2	0,3	0,03	3,5
F	0,3	0,1	0,2	0,3	0,03	2,8
B ₁₀	0,05	0,06	0,2	0,09	0,01	1,3
B ₁₀₀	0,008	0,01	0,07	0,02	0,003	0,3

3.6. Conclusion des auteurs

- L'épandage de fumier augmente légèrement la concentration du sol en tous les métaux, ainsi que l'exportation du Cr vers le grain.
- Lors d'un apport massif de boues très chargées en éléments-traces, l'accumulation des éléments dans le sol est très importante et se fait dans les 40 premiers centimètres du sol. Il existe donc des phases de fixation des métaux dans le sol ou dans la boue : matières organiques, phosphates. L'accumulation des métaux par les grains ou l'ensilage est faible par rapport à l'accumulation dans le sol, mais significative pour le Cd, le Ni, le Zn et le Cr. L'effet inverse est observé pour le Pb, *i.e.* l'accumulation diminue avec l'apport de boues, vraisemblablement par immobilisation du métal dans le sol par la matière organique.
- La chute de rendement observée est due à l'effet phytotoxique du Ni.
- Le calcul complet montre que le bilan en métaux est déficitaire. L'aptitude des boues à immobiliser les métaux dans les premiers centimètres du sol conduit à considérer comme très peu probable un entraînement significatif à très grande profondeur. Il en résulte que les pertes de métaux enregistrées au terme de ces expériences sont attribuées, par les auteurs, principalement à des exportations hors des parcelles par mouvement de particules auxquelles sont associées les métaux, même en conditions d'horizontalité apparentes.

4. Commentaires

4.1. Interprétation de ces résultats

- Cette expérimentation ne se rapporte pas à une situation conforme à des pratiques usuelles. Elle vise à exacerber le transfert des métaux du sol vers la plante afin de pouvoir observer les phénomènes qui se passeraient dans la « pire » des situations : sol acide, sableux, apport massif de boues très chargées en éléments-traces.
- Le Pb semble immobilisé dans le sol par les boues (matières organiques, phosphates ?), ou le Pb apporté par les engrais minéraux est plus disponible que celui des boues. L'apport de boue, même chargée en Pb, diminue l'accumulation du Pb vers le grain et l'ensilage. Le même phénomène peut exister pour les autres métaux, mais plus atténué. Il pourrait expliquer que plus l'apport de boue est important, plus la proportion de métal exporté par le grain est faible.
- Quel que soit l'apport, le Zn est le plus disponible, et le Pb le moins disponible.
- L'accumulation de Cr dans le grain suite à l'épandage de fumier est importante, alors qu'il y a peu ou pas d'accumulation de cet élément dans le sol. Le fumier apporterait donc du Cr sous forme très disponible.

4.2. Réalisme de l'expérimentation

Par rapport aux pratiques agronomiques courantes : par rapport aux doses qu'apporterait un agriculteur, la dose de fumier est 3 fois plus élevée, la dose de boue (10 t) 3 fois supérieure, et la dose de boue (100 t) 15 fois supérieure. La fumure de fond est au moins 2 fois supérieure à la dose agronomique classique.

Par rapport à la réglementation : L'épandage de la boue, même à la dose de $10 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, n'est pas conforme à l'Arrêté du 08/01/98 sur de nombreux points : dose de matière sèche apportée, teneurs des boues en éléments-traces, flux d'éléments, pH du sol pour ce type de boue. Quant à la boue apportée à la dose de $100 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, l'essai est très éloigné de la réglementation et relève de l'expérimentation dans des conditions extrêmes.

Si l'on suppose que l'essai est en zone vulnérable, la dose d'azote organique apporté par le traitement boue 100 t est vraisemblablement supérieure aux 210 unités préconisées par la Directive nitrate (on n'a pas l'analyse de l'azote dans la boue).

Le fumier est, par contre, conforme au projet de norme NF U 44-051 (teneurs et flux en éléments-traces).

4.3. Données manquantes

- Pour réaliser un bilan complet, il aurait été nécessaire de mesurer les métaux apportés par les engrais minéraux, par les retombées atmosphériques, l'eau d'irrigation et évaluer les éléments-livés. Les superphosphates sont connus, en effet, pour apporter des éléments-traces, en particulier du Cd.
- Il aurait été utile de connaître les concentrations en Hg, éléments à surveiller conformément à l'Arrêté du 8/1/98.
- Il aurait été intéressant de connaître les concentrations dans les grains de maïs ainsi que dans les parties aériennes, afin de pouvoir comparer avec les valeurs guides alimentaires.
- Les amendements organiques sont peu caractérisés. L'échantillonnage pour les analyses, la fréquence des analyses, la composition chimique autre qu'en éléments-traces ne sont pas décrits. Les teneurs en N, P et K du fumier ne sont pas indiquées, ni celles en K de la boue. On sait seulement que le traitement boue 10 t apporte $145 \text{ kg N assimilable} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ et $437 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$. Les différents traitements, même complétés par une fertilisation minérale, n'ont donc pas les mêmes doses de N, P et K, ce qui les rend difficiles à comparer.
- Le sol n'est pas suffisamment décrit pour pouvoir le classer dans un type précis.
- Les conditions météorologiques ne sont pas spécifiées.

5. Autres points abordés par l'étude

- Mn, également étudié dans cet essai.
- Influence de l'apport de fumier ou de boue sur les caractéristiques des sols autres que la teneur en éléments-traces.
- Apport d'une autre boue, de la ville d'Ambarès : cf. fiche 1.

FICHE N° 3

Étude de l'absorption de métaux par des végétaux suite à un épandage de compost urbain sur une culture de laitue sous serre plastique

apport de compost d'ordures ménagères	plein champ, serre	Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn
apport conforme ni aux pratiques agricoles courantes, ni à la réglementation	laitue	

1. Présentation du document

1.1. Référence bibliographique

Pele Mme, (1982). Étude de l'absorption de métaux par des végétaux suite à un épandage de compost urbain sur une culture de laitue sous serre plastique. Compte rendu d'essai 1981-1982, Chambre d'agriculture des Côtes-du-Nord, Plérin, 18 pages.

1.2. Adresse des auteurs

Chambre d'agriculture des Côtes d'Armor
Valorisation agricole des déchets
BP 54
22190 Plérin

1.3. Objectifs

Mesurer l'accumulation des métaux dans le sol et les laitues.

1.4. Mots clés

Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn, compost d'ordures ménagères, laitue.

2. Conditions expérimentales

2.1. Lieu de réalisation de l'essai

École d'Horticulture de Saint-Ilan, commune de Langueux (France – 22).

2.2. Date et durée de l'essai

23/10/82-04/82 (7 mois).

2.3. Végétaux testés

Laitue, variété Ravel; récolte à maturité: 1^{re} récolte en janvier, 2^e en avril.

2.4. Source d'éléments-traces

Compost de l'usine de Launay à Lantic (22) de 10 mois d'âge, 57,5 % de matière sèche, C/N de 15,8.
N: 0,92 % MS P₂O₅: 0,59 % MS K₂O: 0,37 % MS

Composition du compost en g.t⁻¹ MS.

	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
compost	6*	12,5	80	400*	1,7	44	733*	1442*

* Supérieur aux valeurs limites du projet NF U 44-051.

2.5. Caractéristiques initiales du sol et du site

Caractéristiques physico-chimiques initiales du sol.

matières organiques	3,85 %
matières organiques actives	2,67 %
pH eau	7,7
pH KCl	7
Cd	0,39 mg.kg ⁻¹ MS
Co	12,4 mg.kg ⁻¹ MS
Cr	57,1 mg.kg ⁻¹ MS
Cu	27,7 mg.kg ⁻¹ MS
Mn	545 mg.kg ⁻¹ MS
Ni	22,9 mg.kg ⁻¹ MS
Pb	36 mg.kg ⁻¹ MS
Zn	108 mg.kg ⁻¹ MS

Les teneurs en Cd, Co, Cr, Ni et Pb appartiennent à la gamme de concentrations couramment rencontrées dans les sols français selon Baize (1997). Par contre les teneurs en Cu (> 2-20 mg.kg⁻¹) et en Zn (> 10-100 mg.kg⁻¹) sont plus élevées que cette gamme fréquente.

2.6. Dispositif expérimental

Type bloc, avec 4 répétitions, et 4 traitements.

Parcelles de 5,25 m × 2,5 m.

Traitements:

- **M**: fertilisation minérale en K : 0,180 kg K₂O.ha⁻¹ (dose agronomique car le sol est riche, pas besoin de N et P supplémentaire).
- **C20**: compost, 20 t.ha⁻¹ MB (11,5 t MS: dose agronomique normale).
- **C50**: compost, 50 t.ha⁻¹ MB (28,75 t.ha⁻¹ MS: presque 3 fois la dose agronomique normale).
- **C80**: compost, 80 t.ha⁻¹ MB (46 t.ha⁻¹ MS: 4,5 fois la dose agronomique normale).

2.7. Conditions de culture

Plantation sous serre tunnel de 4 ares 80, densité de 16 plants par m².

Première culture:

23/10/81: épandage du compost et plantation des laitues.

26/10/81: désherbage à la propyzamide.

28/10/81: traitement, poudrage MT 14 - Manerbe et Thirame.

05/11/81: traitement MT 14.

12/11/81: traitement MT 14.

20/11/81: traitement, pulvérisation Mevinphos (10-12 feuilles).

25/11/81: poudrage MT 14.

11/12/81: poudrage MT 14 (16 feuilles).

09/01/82: fertilisation sulfate de potasse (10 g par 500 m², soit 200 g par hectare).

20/01/82: récolte.

Deuxième culture:

Mêmes conditions de culture, sans deuxième épandage de compost.

04/82: récolte.

2.8. Paramètres suivis

Rendements, concentrations en éléments-traces dans les parties consommées, concentrations en éléments-traces dans le sol (avant et après l'essai).

2.9. Méthode d'échantillonnage et de préparation des sols et des végétaux

Dans chaque parcelle, 45 laitues sont récoltées, dont 5 analysées pour les métaux.

2.10. Méthode d'analyse des éléments-traces

Non décrite.

3. Résultats

3.1. Apports cumulés d'éléments-traces dans le système par les matières organiques

Flux d'élément apporté par le compost en $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Traitement	Amendement	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
C20	11,5 t	0,069*	0,144	0,920*	4,60*	0,019*	0,506*	8,43*	16,6*
C50	28,75 t	0,172*	0,359	2,30*	11,5*	0,049*	1,26*	21,1*	41,5*
C80	46 t	0,276*	0,575	3,68*	18,4*	0,078*	2,02*	33,7*	66,3*

* Supérieur aux valeurs limites du projet NF U 44-051.

Les flux en éléments-traces apportés par les composts équivalent à 1,5 à 37 fois les flux limites.

3.2. Évolution de la qualité du sol : accumulation des éléments-traces

Rapport entre la concentration en éléments-traces dans les parcelles avec apport de compost et la concentration avec apport minéral seul.

(exemple : si $C20/M=2$, la concentration en métal du sol est 2 fois plus élevée quand il y a apport de compost à 20 t que pour le témoin minéral)

	C20/M	C50/M	C80/M
Cd	3,8*	4,4*	4,2*
Co	1	1	1
Cr	1	1	1
Cu	1,1	1,1	1,1
Hg	–	–	–
Ni	0,9	0,9	0,8
Pb	1,2	1,5	1,5
Zn	1,9	1,3	1,3

* Plus du doublement de la concentration.

L'apport de compost a pour conséquence une augmentation du Cd dans le sol, et dans une moindre mesure, de Pb et Zn.

3.3. Rendement

Le poids moyen des laitues est de 219-241 g, soit 35-39 t.ha⁻¹. Il n'y a pas de différence significative entre les traitements, ni entre les deux récoltes.

3.4. Qualité des récoltes : accumulation des éléments-traces et teneurs en éléments-traces

Rapports entre les quantités d'éléments-traces exportées par les deux récoltes de laitues, récoltés sur parcelle avec apport de compost, et celles sur parcelle avec apport minéral seul.

	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
C20/M	0,8	–	1,4	0,8	–	1,2	1,2	0,8
C50/M	1	–	1,2	0,9	–	1,3	1,2	0,8
C80/M	1	–	1,5	0,9	–	1,2	1,2	0,9

Concentrations en éléments-traces des laitues (mg.kg⁻¹ MS) de la 1^{re} et de la 2^e récolte.

	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
M 1 ^{re}	0,56	–	1,45	15,62	–	4,56	1,55	79,62
C20 1 ^{re}	0,63	–	2,06	14,36	–	5,36	2,06	86,53
C50 1 ^{re}	0,62	–	2,05	17,27	–	6,98	2,05	88,52
C80 1 ^{re}	0,62	–	2,87	14,26	–	6,15	2,05	85,93
M 2 ^e	0,38	0,11	1,46	16,22	0,020	3,51	1,05	113,62
C20 2 ^e	0,17	0,25	2,20	12,70	0,015	4,60	1,06	69,10
C50 2 ^e	0,33	0,14	1,47	12,67	0,015	3,71	1,06	78,48
C80 2 ^e	0,27	0,13	1,46	12,61	0,020	3,69	1,05	85,21

Les résultats ne sont pas très nets. L'auteur n'a pas réalisé d'exploitation statistique et il n'y a pas de tendance évidente. Il semblerait qu'il y ait un flux global exporté plus important avec apport de compost pour le Cr, le Ni et le Pb, et plus faible pour le Cu et le Zn. Mais les effets du compost se modifient avec le temps : à la première récolte, on a une augmentation de la concentration (Cr, Ni, Pb, Zn) ou pas d'effet (Cu), et à la deuxième récolte une diminution (Cu, Zn) ou pas d'effet (Cr, Ni, Pb). Les laitues cultivées avec compost ne contiennent pas plus de Cd que les laitues témoins, alors que le Cd s'accumule dans le sol.

3.5. Expression du transfert du sol vers la plante des éléments-traces

Coefficients de répartition laitue-sol.

	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
M 1 ^{re}	11,2	–	0,03	0,50	–	0,23	0,04	0,82
C20 1 ^{re}	3,32	–	0,05	0,43	–	0,29	0,04	0,47
C50 1 ^{re}	2,82	–	0,04	0,49	–	0,39	0,03	0,70
C80 1 ^{re}	2,95	–	0,06	0,40	–	0,36	0,03	0,68
M 2 ^e	7,6	0,01	0,03	0,52	–	0,18	0,03	1,17
C20 2 ^e	0,89	0,02	0,05	0,38	–	0,25	0,02	0,38
C50 2 ^e	1,50	0,01	0,03	0,36	–	0,21	0,02	0,62
C80 2 ^e	1,29	0,01	0,03	0,36	–	0,22	0,02	0,68

Pourcentage d'éléments exportés par les laitues en deux récoltes par rapport aux éléments présents dans l'horizon de surface (dans le sol à l'état initial + apport de compost).

Hypothèses : 3 000 t de terre à l'hectare dans l'horizon de surface, et les racines n'ont accès qu'à cette terre

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
M	0,75	0,02	0,36	0,11	0,02	0,56
C20	0,59	0,02	0,28	0,14	0,02	0,42
C50	0,64	0,02	0,29	0,14	0,02	0,41
C80	0,58	0,02	0,25	0,14	0,02	0,41

Les pourcentages de métaux exportés par les laitues par rapport aux métaux présents dans le sol sont faibles, de l'ordre de 0,02 à 0,75 %. Les coefficients de répartition sont compris entre 0,01 et 11 selon les métaux et selon les apports. Pour le Zn et le Cd, les coefficients sont plus élevés dans le cas de la fertilisation minérale que pour l'apport de compost. Le Cr, le Co et le Pb sont peu disponibles pour la laitue, le Zn et surtout le Cd le sont beaucoup plus.

3.6. Conclusion des auteurs

On observe une accumulation de Cd dans le sol. Les résultats ne sont pas très nets quant à l'accumulation des métaux par les laitues. Il semblerait qu'il y ait un flux global exporté plus important avec apport de compost pour le Cr, le Ni et le Pb, et plus faible pour le Cu et le Zn. Mais les concentrations des laitues restent peu importantes. Le pH élevé du sol pourrait avoir limité la disponibilité des métaux. Il n'y a eu qu'un épandage de compost, et il n'est pas possible de tirer des conclusions sur l'utilisation de ce compost à long terme.

4. Commentaires

4.1. Interprétation de ces résultats

- Le sol, avant essai, était déjà fortement anthropisé, sans doute par l'exploitation intensive depuis plusieurs années, et donc une surfertilisation typique des sols maraîchers. Les teneurs en Cu et Zn dépassaient les teneurs fréquentes des sols français, vraisemblablement par épandage régulier de matières organiques sous forme de fumier ou de lisier. Les traitements phytosanitaires peuvent être aussi à l'origine des fortes concentrations en Cu.
- La concentration en Cd semble quadrupler dans le sol après l'apport du compost. Mais l'analyse de terre effectuée avant l'essai indiquait une concentration de $0,39 \text{ mg.kg}^{-1}$, et celles réalisées après les apports de $0,05 \text{ mg.kg}^{-1}$ (M), $0,19 \text{ mg.kg}^{-1}$ (C20), $0,22 \text{ mg.kg}^{-1}$ (C50) et $0,21 \text{ mg.kg}^{-1}$ (C80). Il faut rester prudent devant de tels résultats et peut-être douter de la représentativité de l'échantillonnage ou de l'analyse.
- Il est normal de ne pas détecter d'accumulation notable dans le sol ni dans les laitues après un seul épandage : les quantités de métaux introduits dans le système sont, en effet, faibles. Il aurait été intéressant de continuer cette expérimentation sur plusieurs années afin de pouvoir tirer des conclusions sûres.

4.2. Réalisme de l'expérimentation

Par rapport aux pratiques agronomiques courantes : les doses de compost C50 et C80 sont supérieures à celles couramment apportées par les maraîchers ; le compost a été épandu le même jour que le repiquage des laitues, ce qui ne se fait pas dans la pratique ; si le compost avait eu le temps d'évoluer dans le sol, les éléments-traces de se lier aux particules organo-minérales avant la plantation, les teneurs en métaux dans les laitues de la 1^{re} récolte auraient été sans doute plus faibles. D'ailleurs, ceci semble confirmé par le fait qu'il y a augmentation de la concentration en certains éléments-traces dans la 1^{re} récolte et diminution dans la 2^e récolte.

Par rapport aux seuils proposés dans le projet de norme NF U 44-051 : le compost épandu contient plus de Cd, Cu, Pb et Zn (concentrations) et apporte plus de Cd, Cr, Ni, Cu, Hg, Pb et Zn (flux) que les limites autorisées.

Par rapport à la Directive nitrates : si l'essai se trouve en zone vulnérable, les quantités de N organique apportées par les doses 50 t et 80 t de compost, respectivement 265 et 424 kg.ha^{-1} , sont supérieures aux 210 kg préconisés par hectare potentiellement épandables.

4.3. Données manquantes

- Les caractéristiques pédologiques sont insuffisamment décrites, ce qui ne permet pas de classer le sol dans une classification officielle. Ceci pose le problème de la représentativité de l'expérimentation si l'on désire extrapoler les résultats à une situation similaire. La texture n'est pas indiquée.
- Les méthodes d'échantillonnage des végétaux et du compost, de préparation des échantillons et d'analyse des éléments-traces ne sont pas indiquées, ni le nom du laboratoire qui les a réalisées. Il est donc difficile d'apprécier la qualité des résultats obtenus.
- Les concentrations du Hg dans le sol, du Hg et du Co dans les laitues de la première récolte n'apparaissent pas dans le document.
- Les conditions météorologiques ne sont pas précisées.

5. Autres points abordés par l'étude

Intérêt agronomique du compost (éléments fertilisants, matières organiques).

Valorisation agricole des boues urbaines, résultats de six années d'expérimentation de l'épandage sur terres agricoles des boues de la station d'épuration de Châlons-sur-Marne (51)

apport de boues de station d'épuration urbaine	plein champ	Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn
apport conforme aux pratiques agricoles courantes, mais non conforme à la réglementation		betterave, blé, pomme de terre

1. Présentation du document

1.1. Référence bibliographique

Perrin M., Roulier M., Huppe M., Denys Mme, et Muller M., (1989). Valorisation agricole des boues urbaines, résultats de six années d'expérimentation de l'épandage sur terres agricoles des boues de la station d'épuration de Châlons-sur-Marne (51). Agence financière de Bassin Seine-Normandie, Chambre d'agriculture de la Marne, INRA de Châlons-sur-Marne, 61 pages + annexes.

1.2. Adresse des auteurs

Agence de Bassin Seine-Normandie (MM. Perrin et Roulier),
Chambre d'agriculture de la Marne (M. Huppe),
INRA de Châlons-sur-Marne (Mme Denys et M. Muller).

1.3. Objectifs

Mesurer l'accumulation des métaux dans les végétaux et le sol.

1.4. Mots clés

Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, boues de station d'épuration urbaine, betterave, blé, pomme de terre

2. Conditions expérimentales

2.1. Lieu de réalisation de l'essai

Commune de Marson (France – 51).

2.2. Date et durée de l'essai

1980-1985 (6 ans).

2.3. Végétaux testés

- 1^{re} rotation : 1980 : betterave, variété Monobel, récolte à maturité le 05/11
1981 : blé d'hiver, variété Fidel, récolte à maturité le 17/08
- 2^e rotation : 1982 : pomme de terre, variété Daresa, récolte à maturité le 15/10
1983 : blé d'hiver, variété Camp Rémy, récolte à maturité le 10/08
- 3^e rotation : 1984 : betterave, variété Virtus, récolte à maturité le 15/10
1985 : pomme de terre, variété Capta, récolte à maturité le 15/10.

2.4. Source d'éléments-traces

Boues liquides stabilisées aérobies (ville de Châlons-sur-Marne – 51), 3,26 % de matière sèche.
N : 2,2 g.L⁻¹ (MB) P₂O₅ : 2,5 g.L⁻¹ (MB) K₂O : 0,18 g.L⁻¹ (MB).

Composition moyenne des boues (10 prélèvements effectués entre le 26/09/80 et le 21/10/80) en mg.kg⁻¹ MS.

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
boue	20*	198	1270*	84	476	603

* Supérieur aux valeurs limites de l'Arrêté du 08/01/98.

Trois épandages sont réalisés, chacun en tête de rotation.
Chaque citerne épandue fait l'objet d'un prélèvement pour connaître *a posteriori* très précisément les apports réels en éléments-traces et en éléments fertilisants.

2.5. Caractéristiques initiales du sol et du site

Il s'agit d'un sol crayeux, une rendzine brune, typique de Champagne.

Caractéristiques physico-chimiques initiales du sol (MS).

	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm
fraction < 2 µm %	20,5	25,8	28,9
fraction 2-20 µm %	42,6	37,3	39,9
fraction 20-50 µm %	11,8	9,0	6,3
fraction 50-200 µm %	7,8	7,8	7,6
fraction 200 µm-2 mm %	17,3	18,1	17,3
N	2,56	1,31	0,46
C/N	8,82	9,46	9,35
matières organiques %	3,91	2,14	0,74
pH eau	8,07	8,25	8,48
P ₂ O ₅ JH mg.kg ⁻¹	220	95	57
K ₂ O échangeable mg.kg ⁻¹	378	145	26
MgO mg.kg ⁻¹	150	84	25
calcaire total %	70,6	81	91,8
Cd HF mg.kg ⁻¹	0,35	0,25	0,15
Cu HF mg.kg ⁻¹	11,25	9,5	8
Cr HF mg.kg ⁻¹	21,77	12,25	5,42
Ni HF mg.kg ⁻¹	14,7	12,82	12,32
Pb HF mg.kg ⁻¹	47,75	39,75	36
Zn HF mg.kg ⁻¹	52,85	36,5	21,95
Co HF mg.kg ⁻¹	6,7	9,42	7,77
Hg Fluo X mg.kg ⁻¹	0,035	0,017	0,015

Les teneurs en éléments-traces appartiennent à la gamme de concentrations couramment rencontrées dans les sols français selon Baize (1997). Les concentrations en Pb sont dans la partie supérieure de la fourchette.

2.6. Conditions de culture

Les cultures et les façons culturales, à l'exception de la fertilisation, ont été conduites de la même façon que celles du champ dans lequel l'essai était implanté.

2.7. Dispositif expérimental

- Parcelle de 6 m × 24 m.
- Type bloc, avec 4 répétitions, et 5 traitements.
- Traitements :
- T : témoin non fertilisé
 - M : fertilisation minérale
 - B : quantité de boue calculée de manière à couvrir les besoins en N de la culture post-épandage ; 166 m³.ha⁻¹ MB pour la 1^{re} rotation, 156 m³.ha⁻¹ MB pour la 2^e rotation, 200 m³.ha⁻¹ MB pour la 3^e rotation.
 - B/2
 - 2B

Les éléments assimilables contenus dans la boue épandue sont pris en compte dans les calculs de fertilisation. L'indice d'efficacité de N des boues a été choisi à 40 % pour la première rotation, puis à 35 % pour les deux suivantes, 46 % du P₂O₅ est considéré comme assimilable, 80 % du K₂O et 40 % du MgO.

Fertilisation azotée en kg N.

		1 ^{re} rotation	2 ^e rotation	3 ^e rotation
M	1 ^{re} année	160 (minérale)	150 (minérale)	150 (minérale)
	2 ^e année	168 (minérale)	155 (minérale)	106 (minérale)
B/2	1 ^{re} année	80 (boue)	75 (boue)	75 (boue)
	2 ^e année	148 (minérale)	155 (minérale)	72 (minérale)
B	1 ^{re} année	160 (boue)	150 (boue)	150 (boue)
	2 ^e année	135 (minérale)	155 (minérale)	49 (minérale)
2B	1 ^{re} année	320 (boue)	300 (boue)	300 (boue)
	2 ^e année	105 (minérale)	155 (minérale)	0

Fumure de fond en kg, identique pour les différents traitements, apportée en tête de rotation.

	1 ^{re} rotation	2 ^e rotation	3 ^e rotation
P ₂ O ₅	180 (minérale + boue)	110 (minérale + boue)	180 (minérale + boue)
K ₂ O	310 (minérale + boue)	310 (minérale + boue)	310 (minérale + boue)
MgO	40 (minérale + boue)	26 (minérale + boue)	40 (minérale + boue)

2.8. Paramètres suivis

Concentrations du sol et du sous-sol en éléments-traces, avant, pendant et après l'essai, concentrations en éléments-traces des végétaux.

2.9. Méthode d'échantillonnage et de préparation des sols et des végétaux

Un échantillon moyen de sol et de végétaux par traitement.

2.10. Méthode d'analyse des éléments-traces

Mise en solution des échantillons de sol par HF, sauf pour le Hg, et mise en solution non décrite pour les échantillons de végétaux. La méthode de dosage n'est pas indiquée, sauf pour le Hg (fluorescence X).

3. Résultats

3.1. Apports cumulés d'éléments-traces dans le système par les matières organiques

Flux d'élément apporté en 6 ans par les boues en $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Traitement	Boue	Apport	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
B/2	261 m^3	8,6 t MS	0,04	0,35	2,13	0,14	1,45	9,99
B	522 m^3	17,2 t MS	0,08	0,70	4,26	0,28	2,90	19,98
2B	1 044 m^3	34,4 t MS*	0,16*	1,40	8,52	0,56	5,80	39,96*

* Supérieur aux flux préconisés par l'Arrêté du 08/01/98.

Pour le Cd et le Zn de 2B, les flux apportés par les boues équivalent à 1,5 à 2 fois les flux limites.

3.2. Évolution de la qualité du sol : accumulation des éléments-traces

Rapport entre la concentration en éléments-traces dans les parcelles avec apport de matières organiques et la concentration avec apport minéral seul.

(exemple: si $B/M=2$, la concentration en métal du sol est 2 fois plus élevée quand il y a apport de boue que pour le témoin minéral)

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg
B/2/M	1,08	0,98	0,91	1,03	0,94	0,98	1,00
B/M	0,88	0,99	1,13	0,86	1,15	1,06	1,57
2B/M	0,88	0,91	1,30	0,90	1,09	1,10	2,71*

* Plus du doublement de la concentration.

Après trois rotations, il n'y a pas d'accumulation de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn dans les sols. Par contre la concentration en Hg augmente.

3.3. Rendements

1^{re} rotation :

- betterave: $T (48,43) = B/2 (64,98) < M (70,26) = B (70,31) = 2B (72,93) \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ à 16 % MS
- blé: $M (55,06) = B/2 (57,1) = B (58,49) = 2B (58,71) \text{ q} \cdot \text{ha}^{-1}$ à 16 % MS

2^e rotation :

- pomme de terre: $B (35,31) = M (35,8) \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$
- blé: $B/2 (65,46) = M (65,71) = 2B (68,05) = B (68,74) \text{ q} \cdot \text{ha}^{-1}$ à 14 % MS

3^e rotation :

- betterave: $B (61) = 2B (61,2) = M (62,4) = B/2 (62,6) \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ à 16 % MS
- pomme de terre: $B/2 (49,00) = M (49,50) = B (51,20) = 2B (55,96) \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$

3.4. Qualité des récoltes : accumulation des éléments-traces et teneurs en éléments-traces

Rapports entre les quantités d'éléments-traces exportées par les végétaux récoltés sur parcelle avec apport de boues, et celles sur parcelle avec apport minéral seul.

Betterave 1	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
B/2/M	< 1	0,46	1,05	0,26	1,34	1,38
B/M	0,97	0,48	1,44	0,95	< 1	1,08
2B/M	< 1	0,53	1,05	0,30	< 1	1,65

Blé grain 1	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
B/2/M	0,70	0,50	1,21	1,25	0,69	0,99
B/M	0,35	0,52	1,24	0,85	< 1	1,03
2B/M	< 1	< 1	2,13	0,86	< 1	1,11

Blé paille 1	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
B/2/M	1,03	0,51	0,20	0,95	1,38	0,51
B/M	1,06	0,71	0,18	1,14	2,13*	0,61
2B/M	1,61	0,53	0,36	1,15	1,06	0,80

P de terre 2	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
B/2/M	0,89	0,90	1,20	1,04	1,00	0,85
B/M	1,02	1,19	1,36	1,02	> 1	1,02
2B/M	1,24	1,25	2,08	1,15	1,00	1,51

Blé grain 2	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
B/2/M	1,00	> 1	1,00	1,99	1,00	1,07
B/M	1,00	1,00	1,57	1,05	1,00	1,20
2B/M	1,00	> 1	1,04	1,04	1,00	1,18

Blé paille 2	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
B/2/M	1,00	0,60	1,00	1,39	1,31	1,00
B/M	1,00	0,63	1,39	1,05	0,72	1,18
2B/M	1,00	0,83	1,04	1,04	1,36	1,29

Betterave 3	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
B/2/M	4,70*	1,96	1,40	1,40	0,70	1,56
B/M	< 1	1,11	1,39	1,39	1,11	1,86
2B/M	4,41*	1,31	1,31	1,31	0,66	1,90

* Flux multiplié par plus de 2.

En italique: résultats non cohérents.

Concentrations en éléments-traces des végétaux.

Betterave 1	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
T	ε	0,52	3,87	0,63	0,73	10,96
M	0,17	0,52	3,93	1,49	1,49	12,07
B/2	ε	0,26	4,51	0,42	2,19	18,27
B	0,17	0,26	5,84	1,47	ε	13,49
2B	ε	0,26	3,92	0,42	ε	18,83

Blé grain 1	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
T	0,06	0,31	4,77	0,54	0,54	46,47
M	0,18	0,31	3,60	0,45	1,62	35,28
B/2	0,12	0,15	4,20	0,54	1,08	33,60
B	0,06	0,15	4,19	0,36	ε	34,27
2B	ε	ε	7,19	0,36	ε	36,89

Blé paille 1	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
T	0,12	0,30	2,33	1,05	1,31	12,84
M	0,12	0,91	<i>10,54</i>	1,15	1,58	17,11
B/2	0,12	0,45	2,05	1,06	2,11	8,45
B	0,12	0,61	1,76	1,24	3,17	9,87
2B	0,18	0,45	3,52	1,24	1,58	12,90

P de terre 2	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
T	0,10	0,60	4,00	1,30	0,20	17,00
M	0,10	0,60	3,00	1,30	ε	19,00
B/2	0,10	0,60	4,00	1,50	ε	18,00
B	0,10	0,70	4,00	1,30	0,20	19,00
2B	0,10	0,60	5,00	1,20	0,00	23,00

Blé grain 2	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
T	ε	0,20	4,00	0,60	ε	30,00
M	ε	ε	2,00	0,40	ε	28,00
B/2	ε	0,10	2,00	0,80	ε	30,00
B	ε	ε	3,00	0,40	ε	32,00
2B	ε	0,30	2,00	0,40	ε	32,00

Blé paille 2	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
T	ε	0,50	1,00	1,00	1,60	7,00
M	ε	0,50	3,00	1,00	1,60	8,00
B/2	ε	0,30	3,00	1,40	2,10	8,00
B	ε	0,30	4,00	1,00	1,10	9,00
2B	ε	0,40	3,00	1,00	2,10	10,00

Betterave 3	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
T	0,10	0,60	2,00	0,80	1,00	10,00
M	0,03	0,50	2,00	0,80	1,00	9,00
B/2	0,10	0,70	2,00	0,80	0,50	10,00
B	ε	0,40	2,00	0,80	0,80	12,00
2B	0,10	0,50	2,00	0,80	0,50	13,00

En italique : résultats non cohérents.

ε : très faible (concentration non détectable par la méthode d'analyse utilisée).

Les concentrations restent faibles. Les augmentations ou diminutions des concentrations ne suivent pas des tendances nettes, sauf une diminution de la teneur en Cd des grains de blé de la 1^{re} rotation avec l'apport de boue.

Il y a aussi triplement de la concentration en Cd de ces mêmes grains de blé entre le témoin T sans fertilisation et le témoin M à fumure minérale. Les concentrations en Cd dans le sol sont similaires pour tous les traitements.

3.5. Expression du transfert du sol vers la plante des éléments-traces

Coefficients de répartition végétal récolté-sol.

Betterave 1	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
T	ε	0,02	0,34	0,04	0,01	0,21
M	0,49	0,02	0,35	0,10	0,03	0,23
B/2	ε	0,01	0,40	0,03	0,05	0,34
B	0,49	0,01	0,52	0,10	ε	0,25
2B	ε	0,01	0,35	0,03	ε	0,36

Blé grains 1	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
T	0,17	0,01	0,42	0,04	0,01	0,88
M	0,51	0,01	0,32	0,03	0,03	0,67
B/2	0,34	0,01	0,37	0,04	0,02	0,63
B	0,17	0,01	0,37	0,02	ε	0,65
2B	ε	ε	0,64	0,02	ε	0,70

Blé paille 1	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
T	0,34	0,01	0,21	0,07	0,03	0,24
M	0,34	0,04	0,94	0,08	0,03	0,32
B/2	0,34	0,02	0,18	0,07	0,04	0,16
B	0,34	0,03	0,16	0,08	0,07	0,19
2B	0,51	0,02	0,31	0,08	0,03	0,24

P de terre 2	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
T	0,42	0,03	0,53	0,15	0,01	0,35
M	0,38	0,04	0,36	0,22	ε	0,35
B/2	0,40	0,04	0,32	0,25	ε	0,32
B	0,34	0,05	0,42	0,19	0,01	0,34
2B	0,37	0,04	0,56	0,17	ε	0,37

Blé grains 2	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
T	ε	0,01	0,53	0,07	ε	0,61
M	ε	ε	0,24	0,07	ε	0,52
B/2	ε	0,01	0,16	0,13	ε	0,54
B	ε	ε	0,32	0,06	ε	0,57
2B	ε	0,02	0,22	0,06	ε	0,52

Blé paille 2	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
T	ε	0,03	0,13	0,12	0,09	0,14
M	ε	0,03	0,36	0,17	0,08	0,15
B/2	ε	0,02	0,24	0,23	0,11	0,14
B	ε	0,02	0,42	0,14	0,06	0,16
2B	ε	0,03	0,33	0,14	0,11	0,16

Betterave 3	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
T	0,38	0,03	0,29	0,06	0,06	0,19
M	0,11	0,03	0,31	0,06	0,06	0,18
B/2	0,36	0,04	0,34	0,06	0,03	0,21
B	ε	0,02	0,28	0,07	0,04	0,23
2B	0,43	0,03	0,24	0,07	0,03	0,24

ε: très faible.

Les coefficients de répartition varient de ε à 0,88, et sont relativement stables pour un même élément, quel que soit le traitement, sauf pour le Cd, dont le coefficient oscille entre ε et 0,5, sans tendance nette. Les coefficients sont de 0,03 pour le Cr, 0,04 pour le Pb et 0,4 pour le Cu, quelle que soit l'espèce végétale. Les coefficients du Ni et du Zn varient avec l'espèce : 0,2 (Ni) et 0,3 (Zn) pour la pomme de terre, 0,1 (Ni) et 0,2 (Zn) pour la paille de blé, 0,05 (Ni) et 0,6 (Zn) pour le grain de blé, et 0,06 (Ni) et 0,2 (Zn) pour la betterave. Le Cu et le Zn, et parfois le Cd, sont les plus disponibles.

Pourcentage d'éléments exportés par les grains par rapport aux éléments présents dans la couche 0-60 cm (dans le sol à l'état initial + apport par les boues).

Hypothèses : 6 000 t de terre à l'hectare dans 0-60 cm, et les racines n'ont accès qu'à cette terre

Betterave 1	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
T	ε	0,01	0,07	0,01	0,003	0,05
M	0,16	0,01	0,10	0,03	0,01	0,08
B/2	ε	0,004	0,10	0,01	0,01	0,10
B	0,15	0,005	0,13	0,03	ε	0,08
2B	ε	0,005	0,09	0,01	ε	0,11

Blé grains 1	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
T	0,01	0,001	0,02	0,002	0,001	0,05
M	0,05	0,002	0,03	0,003	0,003	0,07
B/2	0,04	0,001	0,03	0,003	0,002	0,07
B	0,02	0,001	0,03	0,002	ε	0,07
2B	ε	ε	0,05	0,002	ε	0,07

Blé paille 1	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
T	0,02	0,001	0,01	0,004	0,002	0,02
M	0,04	0,01	0,10	0,01	0,004	0,04
B/2	0,04	0,003	0,02	0,01	0,005	0,02
B	0,04	0,004	0,02	0,01	0,01	0,02
2B	0,06	0,003	0,03	0,01	0,004	0,03

P de terre 2	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
T	0,04	0,005	0,05	0,01	0,001	0,05
M	0,06	0,01	0,05	0,01	ε	0,08
B/2	0,05	0,01	0,06	0,02	ε	0,06
B	0,06	0,01	0,06	0,02	0,001	0,07
2B	0,07	0,01	0,09	0,02	ε	0,10

Blé grains 2	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
T	ε	0,001	0,02	0,002	ε	0,04
M	ε	ε	0,02	0,003	ε	0,07
B/2	ε	0,001	0,02	0,01	ε	0,07
B	ε	ε	0,03	0,003	ε	0,08
2B	ε	0,002	0,02	0,003	ε	0,07

Blé paille 2	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
T	ε	0,002	0,01	0,004	0,002	0,01
M	ε	0,004	0,03	0,01	0,004	0,02
B/2	ε	0,002	0,03	0,01	0,01	0,02
B	ε	0,003	0,04	0,01	0,003	0,02
2B	ε	0,003	0,03	0,01	0,01	0,03

Betterave 3	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
T	0,1	0,01	0,05	0,01	0,01	0,07
M	0,02	0,01	0,03	0,01	0,004	0,04
B/2	0,1	0,01	0,04	0,01	0,003	0,05
B	ε	0,01	0,04	0,01	0,004	0,06
2B	0,07	0,01	0,04	0,01	0,002	0,06

ε: très faible.

Les pourcentages extraits sont très faibles, de ε à 0,13 %.

3.6. Conclusion des auteurs

- Aucune accumulation de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn dans le sol n'a pu être constatée. Par contre, les concentrations en Hg du sol augmentent avec l'apport de boue de Châlons. Les études effectuées suite à cet essai ont mis en évidence des apports anormaux de mercure dans le réseau d'assainissement et des teneurs importantes dans les boues.
- Les concentrations en éléments-traces dans les cultures ne sont pas différentes entre les traitements, sauf pour le grain de blé Fidel, où l'on observe une diminution des teneurs en Cd lorsque les doses de boue épandue augmentent.

4. Commentaires

4.1. Interprétation de ces résultats

- La limite de détection des dosages de Cd, Cr et Pb semble élevée, ce qui entraîne des résultats de type « concentration très faible » non quantifiée), d'où un manque de précision dans certains calculs. Par exemple, il est parfois possible de dire qu'il existe une augmentation ou une diminution de l'exportation par la récolte, sans savoir si elle est importante ou non.
- Il n'y a pas d'accumulation d'éléments-traces dans le sol, sauf pour le Hg. Mais elle a pour origine un manque de qualité des boues, qui a été corrigé par la suite.
- L'accumulation des métaux dans les récoltes est faible, à la fois parce que l'apport de métaux par les boues est faible, et parce que le pH du sol est élevé. Pour l'accumulation des éléments-traces dans les végétaux, trois résultats semblent importants.
- Tout d'abord, les tendances peuvent s'inverser pour une même espèce sur deux rotations. Il peut s'agir d'un effet conditions climatiques ou d'un effet variété. Par exemple, les concentrations en Cd dans le grain de blé sont indétectables en 2^e rotation, alors qu'elles le sont pour la 1^{re}. Autre exemple, la teneur en Cr dans le grain de blé diminue pour la 1^{re} rotation avec l'apport de boue, mais pas pour la 2^e rotation.
- Le deuxième résultat important est la constance des concentrations en métaux des pommes de terre, quels que soient les traitements.
- Enfin, cet essai souligne l'apport de Cd par la fumure minérale, vraisemblablement par les engrais phosphatés, qui apportent du Cd qui est, soit plus disponible pour le blé que le Cd des boues, soit en quantité plus importante que celui des boues.

4.2. Réalisme de l'expérimentation

Par rapport aux pratiques agronomiques courantes : la dose de boue 2B est environ 2 fois supérieure à celle couramment apportée par les agriculteurs.

Par rapport à la réglementation : la teneur en Cu et en Cd des boues est supérieure à la teneur limite de l'Arrêté du 08/01/98, ainsi que le flux de matière sèche pour la dose 2B. La teneur en Hg des boues est également sûrement trop élevée. Les flux en Cd et Zn pour la dose 2B sont supérieurs aux flux limites de l'Arrêté du 08/01/98. Par contre, les doses en MS pour B/2 et B, ainsi que les flux d'éléments-traces apportés par ces doses sont conformes à l'arrêté.

Si l'essai se trouve en zone vulnérable, la quantité de N organique apportée par la dose 2B est 300-320 kg.ha⁻¹, soit supérieure aux 210 kg.ha⁻¹ potentiellement épandables préconisés par la Directive nitrates.

4.3. Données manquantes

- Les teneurs en Hg des végétaux et des boues, puisqu'il y a accumulation de Hg dans les sols, et que le Hg est un des éléments à surveiller selon l'Arrêté du 08/01/98.
- Les teneurs en métaux de la fumure minérale, puisque les quantités d'engrais apportées ne sont pas les mêmes d'une placette à l'autre.
- Les concentrations en éléments-traces des pommes de terre de la 3^e rotation.
- Plus de détails sur la préparation des échantillons de végétaux : ont-ils été lavés, avec quoi ?
- Plus de détails sur la méthode de dosage et sa fiabilité.
- Les conditions météorologiques.

5. Autres points abordés par l'étude

Effets sur le rendement des cultures et sur la composition des végétaux (qualité industrielle). Doses de boues qui conviennent pour des cultures définies.

Utilisation des résidus urbains dans les sols limoneux des plateaux de Brie

apport de boues de station d'épuration urbaines, de fumier, de compost	plein champ	Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn
apport en partie conforme aux pratiques agricoles courantes, mais conforme ou non conforme à la réglementation selon les produits résiduels		maïs, betterave, blé

1. Présentation du document**1.1. Référence bibliographique**

François J.M., et Marin La Flèche A., (1977). Étude à long terme de l'utilisation des résidus urbains dans les sols limoneux des plateaux de Brie. Ministère de l'Environnement, Convention n° 74060.

1.2. Adresse des auteurs

Centre d'études techniques agricoles du Sud de l'Aisne
11, rue Vallée
02400 Château-Thierry
et INRA, Station Agronomique de Laon

1.3. Objectifs

Préciser l'accumulation d'éléments-traces dans les sols et les cultures suite à un épandage de déchets urbains (boues urbaines, compost d'ordures ménagères) en comparaison avec un fumier de ferme.

1.4. Mots clés

Zn, Cu, Cd, Cr, Pb, Ni, fumier, compost d'ordures ménagères, boues urbaines, maïs, betterave, blé.

2. Conditions expérimentales**2.1. Lieu de réalisation de l'essai**

Bézu-le-Guéry, commune de Château-Thierry (02).

2.2. Date et durée de l'essai

1974-1977 (3 ans).

2.3. Végétaux testés

- 1974 : maïs grain, variété Funk's 6266,
- 1975 : betterave sucrière, variété Cérès Monomer,
- 1976 : blé d'hiver, variété Atou.

2.4. Source d'éléments-traces

- **fumier** de vaches laitières en stabulation libre avec alimentation à base d'ensilage de maïs.
18 % MS N : 2,04 % MS P₂O₅ : 1,17 % MS K₂O : 2,62 % MS C/N : 21
- **boues** d'Achères, décantées puis digérées par voie anaérobie et concentrées sur lits de séchage.
61 % MS N : 1,20 % MS P₂O₅ : 3,70 % MS K₂O : 0,18 % MS C/N : 9
- **compost urbain** de Tournay-en-Brie, procédé DANO.
59 % MS N : 1,20 % MS P₂O₅ : 0,74 % MS K₂O : 1,21 % MS C/N : 16

Composition des matières organiques apportées, en mg.kg⁻¹ MS.

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
fumier	0	14	45	16	23	148
boue	95*	925	1 647*	106	910*	5 497*
compost	12**	64	567**	84**	1 215**	17 42**

* Supérieur aux valeurs limites de l'Arrêté du 08/01/98.

** Supérieur aux valeurs limites du projet NF U 44-051.

2.5. Caractéristiques initiales du sol et du site

Limon profond hydromorphe: limon moyen sur limon argileux vers 40-60 cm pour les 3 premiers blocs, limon argileux sur plus de 120 cm pour le 4^e bloc.

Caractéristiques physico-chimiques initiales du sol (MS).

	0-30 cm	30-60 cm
argile %	13,8	20,6
limon fin %	23,2	32,2
limon grossier %	53,7	42,5
sable fin %	2,8	2,7
sable grossier %	1,8	0,7
N %	0,98	0,57
C/N	9	7
matières organiques %	1,7	0,8
pH	7,8	7,9
P ₂ O ₅ Dyer %	0,027	0,004
K ₂ O échangeable %	0,015	0,009
MgO %	0,008	0,009
calcaire total %	1	0,4
Cd HCl bouillant mg.kg ⁻¹ MS	0,43	
Cu HCl bouillant mg.kg ⁻¹ MS	2	
Cr HCl bouillant mg.kg ⁻¹ MS	7	
Ni HCl bouillant mg.kg ⁻¹ MS	5,7	
Pb HCl bouillant mg.kg ⁻¹ MS	19	
Zn HCl bouillant mg.kg ⁻¹ MS	15	
Hg mg.kg ⁻¹ MS	0,063	

Les teneurs en éléments-traces appartiennent à la gamme de concentrations couramment rencontrées dans les sols français selon Baize (1997). Les concentrations en Cd appartiennent à la fourchette supérieure, tandis que celles en Zn, Ni, Cr et Cu sont faibles.

2.6. Dispositif expérimental

Parcelles de 30 m × 8 m.

Type bloc, avec 4 répétitions, et 7 traitements.

Traitements :

- M : fumure minérale :
 - maïs : 180 kg N.ha⁻¹, 240 kg P₂O₅.ha⁻¹, 120 kg K₂O.ha⁻¹
 - betterave : 150 kg N.ha⁻¹, 120 kg P₂O₅.ha⁻¹, 220 kg K₂O.ha⁻¹
 - blé : 130 kg N.ha⁻¹
- F₅₀ : maïs : 50 t.ha⁻¹ MB de fumier
- F₁₀₀ : maïs : 100 t.ha⁻¹ MB de fumier
- B₅₄ : maïs : 54 t.ha⁻¹ MB de boues
- B₁₀₈ : maïs : 108 t.ha⁻¹ MB de boues
- C₅₂ : maïs : 58 t.ha⁻¹ MB de compost
- C₁₀₅ : maïs : 116 t.ha⁻¹ MB de compost

Les doses ont été calculées de façon à apporter 4 t C.ha⁻¹ pour F₅₀, B₅₄ et C₅₂, et le double pour F₁₀₀, B₁₀₈ et C₁₀₅.

2.7. Conditions de culture

Les techniques culturales sont celles pratiquées par l'agriculteur sur le reste de la parcelle.

Les matières organiques ont été épandues au printemps 1974, avant le labour.

2.8. Paramètres suivis

Évolution de la teneur en éléments-traces du sol, rendements, concentrations en éléments-traces dans les végétaux.

2.9. Méthode d'échantillonnage et de préparation des sols et des végétaux

Non décrite.

2.10. Méthode d'analyse des éléments-traces

Les analyses ont été réalisées par l'INRA de Bordeaux, et les méthodes ne sont pas précisées pour les végétaux.

3. Résultats

3.1. Apports cumulés d'éléments-traces dans le système par les matières organiques

Flux d'élément apporté (sur 3 ans) par les boues en kg.ha⁻¹.

Traitement	Apport	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
F ₅₀	9 t MS	ε	0,1	0,4	0,1	0,2	1,3
F ₁₀₀	18 t MS	ε	0,3	0,8	0,3	0,4	2,7
B ₅₄	33 t MS*	3,1*	31*	55*	3,5*	30*	182*
B ₁₀₈	66 t MS*	6,2*	62*	110*	7,0*	60*	374*
C ₅₂	31 t MS	0,4**	2**	18**	2,6**	38**	54**
C ₁₀₅	62 t MS	0,7**	4**	35**	5,2**	75**	108**

* Supérieur aux flux préconisés par l'Arrêté du 08/01/98.

** Supérieur aux flux préconisés par le projet NF U 44-051.

Pour Cd de B₅₄ et B₁₀₈, les flux apportés par les boues équivalent à 69 à 138 fois les flux limites de l'arrêté. Pour le Cr et le Pb de B₁₀₈, le Cu et le Zn de B₅₄ et B₁₀₈, les flux apportés par les boues équivalent à 12 à 28 fois les flux limites de l'arrêté. Pour le Cd, le Cu et le Zn de C₁₀₅ et le Pb de C₅₂ et C₁₀₅, les flux apportés par les composts équivalent à 12 à 28 fois les flux limites du projet de norme.

3.2. Évolution de la qualité du sol : accumulation des éléments-traces

Rapport entre la concentration en éléments-traces dans les parcelles avec apport de matières organiques et la concentration avec apport minéral seul.
(exemple : si B108/M=2, la concentration en métal du sol est 2 fois plus élevée quand il y a apport de boue à forte dose que pour le témoin minéral)

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg
F ₁₀₀ /M	0,9	1,3	1,5	1,3	–	1,3	–
B ₁₀₈ /M	4,9*	4,7*	7,5*	1,5	1,9	4,7*	4,1*
C ₁₀₅ /M	1,2	1,3	2,5*	1,2	2,1*	2,2*	3,3*

* Plus du doublement de la concentration.

L'apport de la boue d'Achères à très forte dose augmente la concentration du sol en Cd, Cr, Cu, Zn et Hg. L'épandage du compost à très forte dose accroît les teneurs en Cu, Pb, Zn et Hg du sol.

3.3. Rendements

- **maïs grain** : M (55) > B54 (54) > B108 (53) > F (42) = C (35) q.ha⁻¹ à 15 % MS.
Effet dépressif des apports de matières organiques, d'autant plus marqué le C/N est élevé. L'enfouissement des produits a été en effet réalisé à une date trop tardive.
- **betterave** : M = F = B = C (28-25 t.ha⁻¹ MB).
Les rendements sont faibles, vraisemblablement à cause des mauvaises conditions de récolte du précédent (hiver pluvieux), engendrant une structure dégradée. Il n'y a pas de différences significatives entre les traitements.
- **blé** : M = F = B = C (57-63 q.ha⁻¹ à 15 % MS).
Les rendements sont excellents, sans différence significative entre les traitements.

3.4. Qualité des récoltes : accumulation des éléments-traces et teneurs en éléments-traces

Les quantités d'éléments-traces exportées par les récoltes ne peuvent pas être calculées, car les concentrations et les rendements ne sont pas réalisés sur les mêmes objets.

Concentrations en éléments-traces des végétaux en mg.kg⁻¹ MS.

Râpures de betteraves	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
M	ε		7	ε	ε	19
F ₁₀₀	ε		8	ε	ε	28
B ₁₀₈	ε		6	ε	ε	20
C ₁₀₅			8			24

ε : très faible (concentration non détectable par la méthode d'analyse utilisée).

Les concentrations pour les râpures de betteraves restent les mêmes quels que soient les apports de matières organiques. On remarque une légère augmentation de la teneur en Zn suite à l'épandage de fumier. Il n'est pas précisé si cette augmentation est significative (pas de traitement statistique).

Concentrations en éléments-traces des végétaux en mg.kg⁻¹ MS.

Blé plante entière*	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
M	0,22	0,53	2,7	1,4	2,9	17
F ₁₀₀	0,25	0,48	3,1	1,4	2,5	38
B ₁₀₈	0,25	0,48	2,7	1,4	3,0	23
C ₁₀₅	0,22	0,48	3,4	1,3	2,8	20

* Vraisemblablement parties aériennes uniquement.

Mêmes conclusions que pour les râpures de betteraves.

3.5. Expression du transfert du sol vers la plante des éléments-traces

Coefficients de répartition végétal récolté-sol.

Râpures de betteraves	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
M	ε		3,5	ε	ε	1,3
F ₁₀₀	ε		2,7	ε	ε	1,5
B ₁₀₈	ε		0,4	ε	ε	0,3
C ₁₀₅			1,6			0,7

ε: très faible.

Blé plante entière*	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
M	0,5	0,1	1,4	0,2	0,2	1,1
F ₁₀₀	0,7	0,1	1,0	0,2	–	2,0
B ₁₀₈	0,1	ε	0,2	0,2	0,1	0,3
C ₁₀₅	0,4	0,1	0,7	0,2	0,1	0,6

* Vraisemblablement parties aériennes uniquement.

3.6. Conclusion des auteurs

- L’apport de la boue d’Achères à très forte dose augmente la concentration du sol en Cd, Cr, Cu, Zn et Hg. L’épandage du compost à très forte dose accroît les teneurs en Cu, Pb, Zn et Hg du sol.

- Les apports de matières organiques d'origine résiduaire ne modifient pas les teneurs en éléments-traces des râpures de betterave ni du blé plante entière. Seul le Zn semble plus abondant dans les végétaux suite à l'épandage de fumier à très forte dose, sans que l'on sache si l'augmentation de la concentration est significative.

4. Commentaires

4.1. Interprétation de ces résultats

- Un seul apport de matières organiques a été réalisé. Il est donc délicat de vouloir tirer des conclusions poussées.
- Les fertilisations ne sont pas équilibrées entre les traitements, ce qui a conduit à une faim azotée chez les betteraves ayant reçu des matières organiques d'origine résiduaire.

4.2. Réalisme de l'expérimentation

Par rapport aux pratiques agronomiques courantes : M a reçu une fertilisation conforme à ce qui se pratique dans la région. La dose de fumier F_{50} est une dose courante, et la dose de boue B_{54} et de compost C_{52} sont élevées (plus de 3 fois supérieures à une pratique classique). Les doses doubles dépassent celles qui sont utilisées de façon traditionnelle.

Par rapport à la réglementation : vis-à-vis des boues, l'essai n'est pas conforme à l'Arrêté du 08/01/98. Les apports de boues sont supérieurs aux quantités autorisées, les flux de métaux aussi, et la boue a des concentrations en Zn, Cu, Cd et Pb trop élevées. Le compost ne respecterait pas le projet de norme NF U 44-051 (concentrations en Cd, Cu, Ni, Pb et Zn trop importantes et flux de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn trop importants). Le fumier, par contre, est conforme au projet de norme NF U 44-051 (concentrations et flux en éléments-traces).

Si l'essai se trouve en zone vulnérable, les doses d'azote organique dépassent $210 \text{ kg.an}^{-1}.\text{ha}^{-1}$ potentiellement épandables pour B_{108} et C_{105} , dose maximale préconisée par la Directive nitrate.

4.3. Données manquantes

- Concentration en Hg des matières organiques et des végétaux.
- Mode d'échantillonnage des matières organiques : on ne sait pas si les analyses ont été réalisées sur les produits effectivement épandus, ou correspondent à des moyennes d'échantillons prélevés sur une période donnée.
- Mode d'échantillonnage des sols et des végétaux.
- Dosage des éléments-traces dans les grains de maïs.
- Différencier la paille des grains de blé pour les analyses de métaux.
- Analyses de sol et de végétaux pour les doses F_{50} , B_{54} et C_{52} .
- Les concentrations en éléments-traces des engrais minéraux, puisqu'ils ont été apportés uniquement sur M.
- Les conditions météorologiques.

5. Autres points abordés par l'étude

- Tester le pouvoir amendant et fertilisant de la boue et du compost en comparaison avec le fumier (teneurs en C et N totaux, profil de N minéral à la sortie de l'hiver, teneur en éléments assimilables).
- Préciser les doses d'utilisation et le mode d'emploi des déchets en grande culture pour aboutir à un bilan technique et économique de ces produits au niveau de l'exploitation agricole.
- Essai prévu pour être de longue durée (plusieurs épandages prévus) avec suivi d'autres paramètres : tests d'instabilité de Hénin, flore pathogène, nématodes.

FICHE N° 6

Transfert de métaux vers des végétaux dans un sol à forte teneur en Cd d'origine mixte (géochemique et anthropique)

pas d'apport	plein champ	Cd, Cu, Ni, Pb, Zn
conforme aux pratiques agricoles courantes mais « non conforme » à la réglementation		orge, seigle, pomme de terre, laitue, carotte, haricot, pois, oignon, bette, trèfle, dactyle, poireau, tritcale

1. Présentation du document

1.1. Références bibliographiques

OFEFP, (1996). Sols pollués-métaux lourds et plantes bio-indicatrices. Documents Environnement n° 58, Sol, Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage, Berne, Suisse.

Coullery P., (1997). Comportement des métaux lourds en agrosystèmes tempérés à faible taux de pollution métallique. Thèse n° 1634, École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse.

Coullery P., (1997). Gestion des sols faiblement pollués par des métaux lourds. *Revue suisse Agricole*, 29, 6, 299-305.

1.2. Adresse des auteurs

École Polytechnique Fédérale de Lausanne
IATE-Pédologie
1015 Lausanne
Suisse

1.3. Objectifs

Estimer le risque de transfert de métaux du sol vers des plantes cultivées sur des sols ayant des concentrations totales en Cd supérieures à la valeur indicative Osol (ordonnance suisse sur les polluants du sol du 9 juin 1986).

1.4. Mots clés

Cd, Ni, Zn, Cu, Pb, orge, seigle, pomme de terre, laitue, carotte, haricot, pois, oignon, bette, trèfle, dactyle, poireau, tritcale, origine pédo-géochimique et anthropique.

2. Conditions expérimentales

2.1. Lieu de réalisation de l'essai

Lieu-dit de Le Valenvron, commune de La Chaux-de-Fonds, canton de NE, Suisse.

2.2. Date et durée de l'essai

1993-94 (2 ans).

2.3. Végétaux testés

- Orge de printemps, variétés Michka et Hockey
- Seigle, variété Danko
- Pomme de terre, variété Matilda
- Laitue batavia, variété Marius
- Laitue pommée, variété Sorraya

- Carotte, variété Nandor
- Haricot, variété Calvy
- Petit pois, variété Douce Provence
- Oignon, variété Copra
- Bette à côtes, variété Berac
- Trèfle blanc, variété Milkanova
- Dactyle, variété Prato
- Poireau, variété Primor
- Triticale de printemps, variété Sandro
- Triticale d'automne, variété Brio
- Pissenlit

2.4. Source d'éléments-traces

L'origine du Cd semble mixte, à la fois géologique et anthropique.

Le Cd présent dans la roche-mère calcaire est progressivement libéré lors de la décarbonatation. Les teneurs élevées en Cd observées dans la chaîne jurassienne peuvent être reliées aux retombées de cendres volcaniques du quaternaire provenant du Laachersee, dans l'Eifel, et de la chaîne des Puys d'Auvergne, dont les sédiments post-glaciaires récents des environs de Genève ont gardé la trace.

De plus la parcelle a reçu par le passé des boues provenant de fosses septiques, surtout une partie de la parcelle, qui a des concentrations en Pb plus élevées que le reste.

La région est par ailleurs connue pour être polluée en Cu et Pb par des retombées atmosphériques.

2.5. Caractéristiques initiales du sol et du site

- Sol brun, partiellement calcaire.
- Brunisol sur conforme
- Cambisol sur métalliques calcariques.
- Roche mère calcaire, en place.
- Limon argileux.

Caractéristiques physico-chimiques initiales du sol (MS).

	0-20 cm	35-45 cm
argile %	32	35
limon %	57	59
sable %	11	6
C org %	3,3	1,9
pH eau	6,0	7,6
calcaire total %	0	traces
Cd HNO ₃ 2M mg.kg ⁻¹ MS *	1,26	1,44
Cu HNO ₃ 2M mg.kg ⁻¹ MS	25	12
Ni HNO ₃ 2M mg.kg ⁻¹ MS	18	26
Pb HNO ₃ 2M mg.kg ⁻¹ MS	50	22
Zn HNO ₃ 2M mg.kg ⁻¹ MS	95	69

* Supérieur aux valeurs limites suisses (Osol, 1986).

Les teneurs en éléments-traces, sauf en Cd et Cu, appartiennent à la gamme de concentrations couramment rencontrées dans les sols français selon Baize (1997). Les concentrations en Pb et Zn appartiennent à la fourchette supérieure. Le Cu dépasse de peu 2-20 mg.kg⁻¹, et le Cd de beaucoup 0,05-0,45 mg.kg⁻¹.

Les teneurs en éléments-traces varient de façon importante: les teneurs en Pb, Cd et Cu varient du simple au double au sein de la parcelle de 375 m² (32 à 77, 0,87 à 1,43, 14 à 33 mg.kg⁻¹ MS respectivement). Le Ni ne varie pas (13 à 17 mg.kg⁻¹ MS).

Le pH eau est faible, 5,3 en moyenne, et varie de 5,0 à 5,8 (contradiction avec précédent tableau), en raison d'un taux de décarbonatation variable au sein de la parcelle.

2.6. Dispositif expérimental

Placettes de 1 m × 1,5 m (sauf pomme de terre: 2,5 m × 1,5 m).

Type carré latin, avec 4 répétitions et 12 végétaux.

Cultures:

- 1^{re} année: 2 orges, pomme de terre, 2 laitues, carotte, haricot, petit pois, poireau, trèfle, dactyle, pissenlit.
- 2^e année: 2 orges, seigle, 2 triticales, pomme de terre, haricot, oignon, bette, trèfle, dactyle, pissenlit.

2.7. Conditions de culture

La parcelle présente des teneurs satisfaisantes en éléments fertilisants. Seul de l'azote a donc été apporté:

- céréales de printemps (orge, triticale): 80 kg N.ha⁻¹ (30/50, NH₄NO₃),
- céréales d'automne (triticale, seigle): 100 kg N.ha⁻¹ (50/50, NH₄NO₃),
- laitue: 84 kg N.ha⁻¹ (NH₄NO₃),
- carotte: 168 kg N.ha⁻¹ (140: NH₄NO₃/ 28 : KNO₃),
- oignon: 50 kg N.ha⁻¹ (20/30, NH₄NO₃),
- bette: 160 kg N.ha⁻¹ (132: NH₄NO₃/ 28 : KNO₃),
- poireaux: 120 kg N.ha⁻¹ (23/57/40 NH₄NO₃),
- dactyle: 40 kg N.ha⁻¹ (NH₄NO₃),
- pomme de terre: 140 kg N.ha⁻¹ (70/70, NH₄NO₃),
- légumineuses: pas d'engrais.

Les semis et les plantations ont été réalisés à la main. Les traitements phytosanitaires ont été appliqués en veillant à ce que les produits utilisés ne contiennent pas d'éléments-traces susceptibles d'interférer avec les résultats.

Les céréales n'ont pas été irriguées. Les fourrages ont été arrosés uniquement au démarrage de la culture. Toutes les autres plantes ont été irriguées en fonction des besoins.

L'emplacement des plantes cultivées lors de la deuxième période de végétation a été choisi de manière à tenir compte des recommandations usuelles en terme de rotation des cultures. Les pommes de terre cependant ont été cultivées sur les mêmes placettes que la première année. Lors de la deuxième période de végétation, les fourrages n'ont pas été ressemés et leur emplacement n'a donc pas été modifié non plus.

On a procédé à deux coupes de fourrages lors de la première période de végétation et à trois coupes lors de la deuxième.

2.8. Paramètres suivis

Concentrations en métaux dans les parties consommables des végétaux, rendements.

2.9. Méthode d'échantillonnage et de préparation des sols et des végétaux

Les plantes ont été récoltées au centre des placettes.

Les feuilles externes avariées des laitues ont été éliminées, les haricots équeutés, les petits pois écosés, les oignons épluchés, la moitié supérieure du vert des poireaux enlevée, les enveloppes externes des grains de céréales éliminées, sauf pour l'orge.

Les échantillons ont été lavés à l'eau distillée, séchés puis broyés dans une ultra-centrifugeuse de titane à tamis de 0,25 mm.

2.10. Méthode d'analyse des éléments-traces

Mise en solution par voie humide à HNO₃ 2M pour les sols, et H₂O₂/HNO₃ pour les plantes.

Dosage par spectromètre d'absorption atomique à flamme pour les sols, et par spectromètre d'absorption atomique à four graphite pour Cd, Ni et Pb dans les plantes et par ICP pour Cu et Zn dans les plantes.

La variabilité de la mise en solution des sols a été mesurée, et elle peut être considérée comme faible (1,1-3,5 %).

L'exactitude de l'analyse des plantes a été contrôlée par la mise en solution et le dosage d'échantillons certifiés.

3. Résultats

3.1. Rendements

	1993 (q.ha ⁻¹)	1994 (q.ha ⁻¹)
carotte	564	-
pomme de terre	611	542
poireau	328	-
laitue batavia	687	-
laitue pommée	521	-
petit pois	119	-
orge Michka	42	22
orge Hockey	40	17
trèfle	non calculé	non calculé
dactyle	non calculé	non calculé
pissenlit	non calculé	non calculé
haricot	non calculé	non calculé
seigle	-	69
triticale Sandro	-	50
triticale Brio	-	non calculé
bette	-	680
oignon	-	528

3.2. Qualité des récoltes : accumulation des éléments-traces et teneurs en éléments-traces

- Les plus fortes concentrations ont été observées dans les laitues (Cd, Pb), la bette (Cd, Cu, Ni, Zn), la paille du triticale Brio (Cd, Ni), la carotte (Cd) et le haricot (Ni). Le grain d'orge a de faibles teneurs en tous les éléments-traces mesurés ici. Le haricot et le trèfle ont une faible concentration en Cd, et le petit pois en Pb.
- Les légumineuses, surtout le haricot et le trèfle, accumulent peu le Cd. Le prélèvement du Cd est fortement dépendant du pH pour la bette, la laitue, le seigle, le triticale, la carotte, la pomme de terre. Une diminution de 0,4 unité de pH augmente de 3 fois l'accumulation de Cd par le limbe de bette.
- Une seule laitue pommée, parmi celles qui ont été échantillonnées, présente une teneur anormalement élevée en Pb (38,4 mg.kg⁻¹ MS), alors que les autres, pourtant distantes de moins d'un mètre, ont une concentration toujours inférieure à 1 mg.kg⁻¹ MS.
- Les concentrations sont variables selon l'âge des organes, ou leur exposition aux retombées atmosphériques. Les feuilles centrales (plus jeunes) de la laitue ont des concentrations en Cd et Pb plus faibles que les feuilles périphériques, et l'inverse se produit pour le Cu et le Zn.
- La concentration en Cd, Ni et Pb de la paille des céréales est supérieure à celle des grains. Pour le Cu et le Zn, c'est l'inverse. Les limbes de bettes accumulent plus les éléments que les nervures.
- Il n'y a pas de différence de concentration entre les récoltes ou les coupes.
- L'effet variété dans l'accumulation se remarque ici, en particulier chez le triticale, entre les variétés Sandro et Brio.

Quantités d'éléments-traces exportées par les végétaux en g.ha⁻¹.

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
batavia	181	489	22	15	2456
carotte	58	278	18	7	1198
orge grains Hockey-93	0,2	28	0,2	0,2	166
orge grains Michka-93	0,4	24	0,6	0,2	163
pomme de terre-93	27	342	16	1,5	794
petit pois	1,6	106	10	0,4	550
poireau	21	228	13	5	771
laitue pommée	164	537	27	95	2501
oignon	29	187	25	–	1030
orge grains Hockey-94	0,1	13	0,1	–	86
orge grains Michka-94	0,2	16	0,3	–	106
pomme de terre-94	28	317	28	–	989
seigle grains	1,7	64	0,9	–	550
triticale grains Brio	2	38	0,4	–	343

Concentrations en éléments-traces des végétaux en mg.kg⁻¹ MS.

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
batavia	2,6*	7,1	0,3	0,2	36
carotte	1,0	4,9	0,3	0,1	21
dactyle 2 ^e coupe-93	0,4	9,8	0,7	0,4	26
haricot-93	0,03	8,7	2,9	0,1	38
orge Hockey grains-93	0,05	6,9	0,05	0,05	41
orge Hockey paille-93	0,3	4,0	0,1	0,4	13
orge Michka grains-93	0,1	5,8	0,1	0,05	39
orge Michka paille-93	0,5	3,6	0,1	0,4	14
pomme de terre-93	0,4	5,6	0,3	0,03	13
petit pois	0,1	8,9	0,8	0,03	46
poireau	0,6	6,9	0,4	0,2	23
laitue pommée	3,1*	10	0,5	1,8	48
trèfle 2 ^e coupe-93	0,02	9,8	0,7	0,2	25
bette limbe 1 ^{re} récolte	4,5*	21	1,9	–	166
bette limbe 2 ^e récolte	3,9*	10	1,1	–	179
bette nervures 1 ^{re} récolte	2,0*	12	0,8	–	67
bette nervures 2 ^e récolte	1,3*	5,7	0,5	–	48
dactyle 1 ^{re} coupe-94	0,5	9,7	0,8	–	33
dactyle 2 ^e coupe-94	0,3	7,7	0,7	–	28
dactyle 3 ^e coupe-94	0,3	9,2	0,9	–	28
haricot 1 ^{re} récolte 94	0,05	9,9	5,1	–	36
haricot 2 ^e récolte 94	0,05	9,8	5,9	–	40
haricot 3 ^e récolte 94	0,04	9,2	4,7	–	33
oignon	0,5	3,5	0,5	–	19
orge Hockey grains-94	0,08	7,5	0,08	–	51

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
orge Hockey paille-94	0,5	3,8	0,4	–	30
orge Michka grains-94	0,1	7,2	0,1	–	48
orge Michka paille-94	0,4	3,9	0,4	–	35
pomme de terre-94	0,5	5,8	0,5	–	18
seigle grain	0,2	9,3	0,1	–	80
seigle paille	0,7	3,0	0,7	–	16
trèfle 1 ^{re} coupe-94	0,05	9,6	0,7	–	25
trèfle 2 ^e coupe-94	0,06	10	1,1	–	29
triticale grains Brio	0,4	7,7	0,08	–	69
triticale paille Brio	1,5*	3,6	5,0	–	45
triticale grains Sandro	0,1	8,1	0,1	–	50
triticale paille Sandro	0,4	3,6	3,9	–	17

* teneurs élevées.

Concentrations en éléments-traces des feuilles de laitue en mg.kg⁻¹ MS.

		Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
batavia	feuilles externes	2,1	7	0,2	0,2	33
	feuilles moyennes	1,4	7	0,4	0,1	45
	feuilles internes	1,4	10	0,7	0,1	47
laitue pommée	feuilles externes	3,1	8	0,7	0,4	37
	feuilles moyennes	1,7	9	0,5	0,2	43
	feuilles internes	1,1	12	0,7	0,1	48

3.3. Expression du transfert du sol vers la plante des éléments-traces

- Les coefficients de répartition du Cu et du Zn sont assez constants quelle que soit l'espèce végétale, exceptée la bette. Celui du Cu est de l'ordre de 0,2-0,5 et celui du Zn 0,1-0,9.
- Ceux du Pb sont très faibles pour toutes les espèces: 0,001-0,01.
- Ceux du Ni sont variables, de 0,005 pour les céréales à 0,5 pour les légumineuses. Les légumineuses sont connues pour accumuler le Ni.
- Ceux du Cd sont très variables selon l'espèce, allant de 0,02 pour les légumineuses et le grain d'orge, à 2-3 pour les laitues et la bette.

Coefficients de répartition végétal récolté-sol.

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
batavia	2,2	0,3	0,02	0,005	0,4
carotte	0,9	0,2	0,02	0,003	0,2
dactyle 2 ^e coupe-93	0,3	0,5	0,05	0,01	0,3
haricot-93	0,02	0,4	0,2	0,002	0,4
orge Hockey grains-93	0,04	0,3	0,003	0,001	0,5
orge Hockey paille-93	0,2	0,2	0,007	0,01	0,1
orge Michka grains-93	0,07	0,3	0,009	0,001	0,4
orge Michka paille-93	0,4	0,2	0,009	0,01	0,2
pomme de terre-93	0,4	0,3	0,02	0,001	0,1
petit pois	0,1	0,4	0,05	0,001	0,5
poireau	0,5	0,3	0,02	0,004	0,3
laitue pommée	2,6	0,5	0,03	0,04	0,6
trèfle 2 ^e coupe-93	0,02	0,5	0,04	0,006	0,3
bette limbe 1 ^{re} récolte	3,8	1,0	0,1	–	1,9
bette limbe 2 ^e récolte	3,3	0,5	0,07	–	2,1
bette nervures 1 ^{re} récolte	1,7	0,6	0,05	–	0,8
bette nervures 2 ^e récolte	1,1	0,3	0,03	–	0,6
dactyle 1 ^{re} coupe-94	0,4	0,5	0,05	–	0,4
dactyle 2 ^e coupe-94	0,2	0,4	0,04	–	0,3
dactyle 3 ^e coupe-94	0,3	0,4	0,06	–	0,3
haricot 1 ^{re} récolte 94	0,04	0,5	0,3	–	0,4
haricot 2 ^e récolte 94	0,04	0,5	0,4	–	0,5
haricot 3 ^e récolte 94	0,03	0,4	0,3	–	0,4
oignon	0,5	0,2	0,03	–	0,2
orge Hockey grains-94	0,07	0,4	0,005	–	0,6

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
orge Hockey paille-94	0,4	0,2	0,02	–	0,3
orge Michka grains-94	0,09	0,3	0,008	–	0,6
orge Michka paille-94	0,4	0,2	0,02	–	0,4
pomme de terre-94	0,4	0,3	0,03	–	0,2
seigle grain	0,2	0,4	0,008	–	0,9
seigle paille	0,6	0,1	0,04	–	0,2
trèfle 1 ^{re} coupe-94	0,04	0,5	0,04	–	0,3
trèfle 2 ^e coupe-94	0,05	0,5	0,07	–	0,3
triticale grains Brio	0,4	0,4	0,005	–	0,8
triticale paille Brio	1,3	0,2	0,3	–	0,5
triticale grains Sandro	0,1	0,4	0,006	–	0,6
triticale paille Sandro	0,3	0,2	0,24	–	0,2

3.4. Conclusion des auteurs

Les laitues et la bette sont des accumulateurs de métaux par rapport aux autres espèces végétales testées.

Cet essai montre la variabilité spatiale du transfert des métaux vers les plantes (variabilité spatiale des concentrations dans le sol + variabilité spatiale du pH du sol + variations dans le prélèvement lui-même).

La disponibilité des métaux est influencée par le pH du sol, sauf pour les graminées (céréales et dactyle) qui accumulent le Cd en fonction de la teneur totale en Cd du sol et pour la pomme de terre qui accumule le Cu selon la concentration totale du sol. Le pH du sol est assez bas, ce qui explique la forte disponibilité des éléments-traces pour les végétaux dans cet essai.

La laitue accumule de façon très variable le Pb. Le froid dû à l'altitude pourrait être à l'origine de la forte accumulation de Pb par les laitues.

Pourcentage d'éléments exportés par les grains par rapport aux éléments présents dans la couche 0-20 cm (dans le sol à l'état initial).

Hypothèses : 3 000 t de terre à l'hectare dans 0-20 cm, et les racines n'ont accès qu'à cette terre

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
batavia	5	0,8	0,04	0,01	1,0
carotte	1,6	0,4	0,04	0,006	0,5
orge grains Hockey-93	0,005	0,04	0,0004	0,0002	0,06
orge grains Michka-93	0,01	0,04	0,001	0,0001	0,06
pomme de terre-93	0,7	0,5	0,03	0,001	0,3
petit pois	0,04	0,2	0,02	0,0003	0,2
poireau	0,6	0,4	0,03	0,004	0,3
laitue pommée	5	0,8	0,05	0,07	1,0
oignon	0,8	0,3	0,05	–	0,4
orge grains Hockey-94	0,004	0,02	0,0003	–	0,03
orge grains Michka-94	0,0064	0,02	0,0006	–	0,04
pomme de terre-94	0,8	0,5	0,06	–	0,4
seigle grains	0,05	0,1	0,002	–	0,2
triticale grains Brio	0,06	0,06	0,0008	–	0,1

4. Commentaires

4.1. Interprétation de ces résultats

Les résultats importants sont :

- les grains d'orge contiennent peu d'éléments-traces,
- la laitue et la blette accumulent les métaux par rapport aux autres espèces testées,
- le Pb du sol est peu disponible pour les végétaux,
- l'effet variété peut être important dans l'accumulation des éléments-traces dans les plantes, par exemple pour le triticale.

4.2. Réalisme de l'expérimentation

Cette expérimentation reflète des pratiques agricoles classiques, mais n'est pas conforme à la réglementation suisse (Osol, 1986) pour les teneurs en Cd dans les sols.

4.3. Données manquantes

- L'échantillonnage des plantes n'est pas décrit pour toutes les espèces végétales.
- La concentration en Pb dans de nombreux végétaux n'est pas précisée.
- Les rendements de nombreux végétaux n'ont pas été calculés pour des problèmes techniques. Il est en effet hasardeux d'apprécier le rendement sur des placettes de 1,5 m², par exemple quand seulement quelques épis par placette ont été récoltés pour certaines céréales.
- Les conditions météorologiques ne sont pas précisées.
- L'origine des éléments-traces n'est pas claire, et varie dans les 3 publications.

5. Autres points abordés par l'étude

- Variabilité spatiale des concentrations en éléments-traces dans le sol.
- Variabilité du prélèvement des éléments-traces par les végétaux.
- Métaux extraits à NaNO₃ : répartition dans le sol, et lien avec le transfert des métaux vers les plantes.
- Risque pour la santé de l'homme et des animaux à consommer des végétaux cultivés sur ce sol.
- Conseils de gestion des sites faiblement pollués par le Cd.

pas d'apport	plein champ	Cd, Cu, Ni, Pb, Zn
conforme aux pratiques agricoles courantes, mais « non conforme » à la réglementation		orge, seigle, pomme de terre, laitue, carotte, haricot, blé, petit pois, oignon, bette, trèfle, dactyle

1. Présentation du document

1.1. Références bibliographiques

OFEFP, (1996). Sols pollués-métaux lourds et plantes bioindicatrices. Documents Environnement n° 58, Sol, Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage, Berne, Suisse.

Coullery P., (1997). Comportement des métaux lourds en agrosystèmes tempérés à faible taux de pollution métallique. Thèse n° 1634, École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse.

Coullery P., (1997). Gestion des sols faiblement pollués par des métaux lourds. *Revue suisse Agricole*, 29, 6, 299-305.

1.2. Adresse des auteurs

École Polytechnique Fédérale de Lausanne
IATE-Pédologie
1015 Lausanne
Suisse

1.3. Objectifs

Estimer le risque de transfert de métaux du sol vers des plantes cultivées sur des sols ayant des concentrations totales en Ni supérieures à la valeur indicative Osol (ordonnance suisse sur les polluants du sol du 9 juin 1986).

1.4. Mots clés

Cd, Ni, Zn, Cu, Pb, orge, blé, seigle, pomme de terre, laitue, carotte, haricot, pois, oignon, bette, trèfle, dactyle, origine pédo-géochimique.

2. Conditions expérimentales

2.1. Lieu de réalisation de l'essai

Lieu-dit de La Foretaille, commune de Collex-Bossy, canton de GE, Suisse.

2.2. Date et durée de l'essai

1993-94 (2 ans).

2.3. Végétaux testés

- Orge de printemps, variété Michka
- Orge d'automne, variété Rebelle
- Blé de printemps, variétés Albis et Frisal
- Blé d'automne, variétés Arina et Galaxie
- Seigle, variété Danko
- Pomme de terre, variété Matilda

- Laitue batavia, variété Marius
- Laitue pommée, variété Sorraya
- Carotte, variété Nandor
- Haricot, variété Calvy
- Petit pois, variété Douce Provence
- Oignon, variété Copra
- Bette à côtes, variété Berac
- Trèfle blanc, variété Milkanova
- Dactyle, variété Prato
- Pissenlit

2.4. Source d'éléments-traces

L'origine du Ni est géologique.

Le lit de l'ancien glacier du Rhône est riche en serpentines (roches vertes) à concentrations élevées en Ni et Cr.

2.5. Caractéristiques initiales du sol et du site

- Luvisol non typique.
- Roche mère sableuse (alluvions).
- Limon.

Caractéristiques physico-chimiques initiales du sol (MS).

	0-20 cm	40-60 cm	90-100
argile	28 %	26 %	14 %
limon	33 %	29 %	22 %
sable	39 %	45 %	64 %
Corg	1,6 %	0,8 %	0,2 %
pH eau	6,5	7,1	7,3
calcaire total	0	0	0
Cd HNO ₃ 2M mg.kg ⁻¹	0,14	< 0,01	< 0,01
Cu HNO ₃ 2M mg.kg ⁻¹	49	20	13
Ni HNO ₃ 2M mg.kg ⁻¹	187* (*)	168	129
Pb HNO ₃ 2M mg.kg ⁻¹	133*	9	7
Zn HNO ₃ 2M mg.kg ⁻¹	80	50	40

* Supérieur aux valeurs limites de l'Arrêté du 08/01/98 (si tant est que l'on peut comparer les méthodes analytiques).

(*) Supérieur aux valeurs limites suisses (Osol, 1986).

Les teneurs en éléments-traces, sauf en Cu, Ni et Pb, appartiennent à la gamme de concentrations couramment rencontrées dans les sols français selon Baize (1997). Les concentrations en Cu dépassent 2-20 mg.kg⁻¹, celles en Ni 2-60 mg.kg⁻¹ et celles en Pb 9-50 mg.kg⁻¹.

Les teneurs en éléments-traces varient de façon importante : les teneurs en Pb et Cd varient du simple au double au sein de la parcelle de 375 m² (12 à 27 et 0,08 à 0,16 mg.kg⁻¹ MS respectivement). Le Cu ne varie pas (27 à 33 mg.kg⁻¹ MS).

2.6. Dispositif expérimental

Placettes de 1 m × 1,5 m (sauf pomme de terre : 2,5 m × 1,5 m).

Type carré latin, avec 4 répétitions et 12 végétaux.

Cultures :

- 1^{re} année : 2 blés de printemps, orge Michka, pomme de terre, 2 laitues, carotte, haricot, petit pois, trèfle, dactyle, pissenlit.
- 2^e année : 2 blés d'automne, blé Albis, 2 orges, seigle, pomme de terre, oignon, bette, trèfle, dactyle, pissenlit.

2.7. Conditions de culture

La parcelle présente des teneurs satisfaisantes en éléments fertilisants. Seul de l'azote a donc été apporté :

- céréales de printemps (blé, orge) : 80 kg N.ha⁻¹ (30/50, NH₄NO₃),
- céréales d'automne (orge, blé, seigle) : 100 kg N.ha⁻¹ (50/50, NH₄NO₃),
- laitue : 84 kg N.ha⁻¹ (NH₄NO₃),
- carotte : 168 kg N.ha⁻¹ (140 : NH₄NO₃/ 28 : KNO₃),
- oignon : 50 kg N.ha⁻¹ (20/30, NH₄NO₃),
- bette : 160 kg N.ha⁻¹ (132 : NH₄NO₃/ 28 : KNO₃),
- dactyle : 40 kg N.ha⁻¹ (NH₄NO₃),
- pomme de terre : 140 kg N.ha⁻¹ (70/70, NH₄NO₃),
- légumineuses : pas d'engrais.

Les semis et les plantations ont été réalisés à la main. Les traitements phytosanitaires ont été appliqués en veillant à ce que les produits utilisés ne contiennent pas d'éléments-traces susceptibles d'interférer avec les résultats.

Les céréales n'ont pas été irriguées. Les fourrages ont été arrosés uniquement au démarrage de la culture. Toutes les autres plantes ont été irriguées en fonction des besoins.

L'emplacement des plantes cultivées lors de la deuxième période de végétation a été choisi de manière à tenir compte des recommandations usuelles en terme de rotation des cultures. Les pommes de terre cependant ont été cultivées sur les mêmes placettes que la première année. Lors de la deuxième période de végétation, les fourrages n'ont pas été ressemés et leur emplacement n'a donc pas été modifié non plus.

On a procédé à deux coupes de fourrages lors de la première période de végétation et à trois coupes lors de la deuxième.

2.8. Paramètres suivis

Concentrations en métaux dans les parties consommables des végétaux, rendements.

2.9. Méthode d'échantillonnage et de préparation des sols et des végétaux

Les plantes ont été récoltées au centre des placettes.

Les feuilles externes avariées des laitues ont été éliminées, les haricots équeutés, les petits pois écosés, les oignons épluchés, les enveloppes externes des grains de céréales éliminés, sauf pour l'orge.

Les échantillons ont été lavés à l'eau distillée, séchés puis broyés dans une ultra-centrifugeuse en titane à tamis de 0,25 mm.

2.10. Méthode d'analyse des éléments-traces

Mise en solution par voie humide à HNO_3 2M pour les sols, et $\text{H}_2\text{O}_2/\text{HNO}_3$ pour les plantes.

Dosage par spectromètre d'absorption atomique à flamme pour les sols, et par spectromètre d'absorption atomique à four graphite pour Cd, Ni et Pb dans les plantes et par ICP pour Cu et Zn dans les plantes.

La variabilité de la mise en solution des sols a été mesurée, et elle peut être considérée comme faible (1,3-4,8 %).

L'exactitude de l'analyse des plantes a été contrôlée par la mise en solution et le dosage d'échantillons certifiés.

3. Résultats

3.1. Rendements

	1993 (q.ha ⁻¹)	1994 (q.ha ⁻¹)
carotte	536	–
pomme de terre	493	376
blé Frisal	32	–
blé Albis	34	24
laitue batavia	754	–
laitue pommée	440	–
petit pois	28	–
orge Michka	47	48
orge Rebelle	–	non calculé
blé Arina	–	73
blé Galaxie	–	85
trèfle	non calculé	non calculé
dactyle	non calculé	non calculé
pissenlit	non calculé	non calculé
haricot	non calculé	–
seigle	–	58
bette	–	747
oignon	–	253

3.2. Qualité des récoltes : accumulation des éléments-traces et teneurs en éléments-traces

- Les plus fortes concentrations ont été observées dans les laitues (Cd), la bette (Cd, Cu, Zn), le trèfle (Cu), la paille de blé et d'orge (Pb), les grains de blé (Zn) et le haricot (Ni).
- Les concentrations sont variables selon l'âge des organes ou leur exposition aux retombées atmosphériques. Les feuilles centrales (plus jeunes) de la laitue ont des concentrations en Cd plus faibles que les feuilles périphériques, et l'inverse se produit pour le Cu et le Ni.
- La concentration en Pb de la paille des céréales est supérieure à celle des grains. Pour le Cu et le Zn, c'est l'inverse. Les limbes de bettes accumulent plus les éléments que les nervures.
- L'effet variété dans l'accumulation ne se remarque pas ici.

Quantités d'éléments-traces exportées par les végétaux en g.ha⁻¹.

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
batavia	60	477	225	15	2205
blé grain Albis-93	0,2	29	2	0,1	121
blé grain Frisel-93	0,2	21	2	ε	117
carotte	8	220	121	4	764
orge grains Michka-93	0,1	25	2	0,1	135
pomme de terre-93	4	200	79	ε	420
petit pois	0,1	17	17	ε	86
laitue pommée	38	300	180	14	1540
blé grain Albis-94	0,2	18	2	–	107
blé grain Arina-94	0,4	31	5	–	261
blé grain Galaxie-94	0,5	47	7	–	325
oignon	1	140	124	–	411
orge grains Michka-94	0,2	24	2	–	158
pomme de terre-94	4	187	77	–	470
seigle grains	0,1	29	3	–	261

Concentrations en éléments-traces des végétaux en mg.kg^{-1} MS.

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
batavia	0,8	6,3	3,0	0,2	29
blé Albis grains-93	0,07	8,5	0,7	0,02	35
blé Albis paille-93	0,09	2,6	0,5	0,4	6,5
blé Frisal grains-93	0,06	6,6	0,6	0,01	36
blé Frisal paille-93	0,1	2,4	0,6	0,5	10
carotte	0,2	4,1	2,3	0,08	14
dactyle 2 ^e coupe-93	0,09	6,1	5,7	0,3	13
haricot-93	0,01	7,4	14	0,01	25
orge Michka grains-93	0,03	5,3	0,3	0,03	29
orge Michka paille-93	0,07	3,8	0,7	0,5	7,7
pomme de terre-93	0,09	4,0	1,6	ε	8,5
petit pois	0,02	6,1	6,0	ε	31
laitue pommée	0,9	6,8	4,1	0,3	35
trèfle 2 ^e coupe-93	0,02	10	4,7	0,2	22
bette limbe 1 ^{re} récolte	0,8	16	8,5	–	40
bette limbe 2 ^e récolte	0,6	9,8	8,2	–	32
bette nervures 1 ^{re} récolte	0,3	6,2	2,9	–	15
bette nervures 2 ^e récolte	0,2	5,9	2,4	–	15
blé Albis grains-94	0,09	7,7	0,8	–	44
blé Albis paille-94	0,1	3,4	0,8	–	7
blé Arina grains-94	0,05	4,2	0,7	–	36
blé Arina paille-94	0,06	2,0	0,3	–	11
blé Galaxie grains-94	0,06	5,6	0,9	–	38
blé Galaxie paille-94	0,08	3,0	1,0	–	8,2
dactyle 1 ^{re} coupe-94	0,06	6,4	5,5	–	17

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
dactyle 2 ^e coupe-94	0,07	6,4	4,3	–	26
dactyle 3 ^e coupe-94	0,1	9,0	7,4	–	28
oignon	0,06	5,5	4,9	–	16
orge Michka grains-94	0,04	5,0	0,4	–	33
orge Michka paille-94	0,08	3,2	0,5	–	7,2
orge Rebelle grains-94	0,04	6,2	0,3	–	44
orge Rebelle paille-94	0,05	6,2	0,4	–	16
pomme de terre-94	0,1	5,0	2,0	–	12
seigle grain	0,02	5,0	0,6	–	45
seigle paille	0,03	2,7	0,3	–	8,2
trèfle 1 ^{re} coupe-94	0,04	8,0	7,3	–	22
trèfle 2 ^e coupe-94	0,02	9,0	4,9	–	19

Concentrations en éléments-traces des feuilles de laitue en mg.kg⁻¹ MS.

		Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
batavia	feuilles externes	1,0	6,9	2,5	0,4	23
	feuilles moyennes	0,4	7,4	4,1	0,1	34
	feuilles internes	0,3	8,0	5,2	0,2	30

3.3. Expression du transfert du sol vers la plante des éléments-traces

- Les coefficients de répartition du Cu et du Zn sont assez constants quelle que soit l'espèce végétale. Celui du Cu est de l'ordre de 0,07-0,5 et celui du Zn 0,1-0,7.
- Ceux du Pb sont très faibles pour toutes les espèces : ε à 0,03.
- Ceux du Ni sont faibles et variables, de 0,002 pour les céréales à 0,08 pour le haricot. Les légumineuses sont connues pour accumuler le Ni.
- Ceux du Cd sont variables selon l'espèce, allant de 0,01 pour les légumineuses et le grain d'orge, à 7-8 pour les laitues et la bette.
- L'exportation du Cd par la laitue batavia semble surévaluée par rapport à la réalité (18 % du Cd présent dans la couche 0-20 cm), à cause d'un très fort rendement.

Coefficients de répartition végétal récolté-sol.

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
batavia	7	0,2	0,02	0,01	0,4
blé Albis grains-93	0,6	0,3	0,004	0,001	0,5
blé Albis paille-93	0,8	0,09	0,003	0,02	0,1
blé Frisal grains-93	0,5	0,2	0,003	0,001	0,5
blé Frisal paille-93	0,9	0,08	0,003	0,03	0,1
carotte	1,4	0,1	0,01	0,004	0,2
dactyle 2 ^e coupe-93	0,8	0,2	0,03	0,02	0,2
haricot-93	0,1	0,2	0,08	0,001	0,4
orge Michka grains-93	0,2	0,2	0,002	0,002	0,4
orge Michka paille-93	0,6	0,1	0,004	0,03	0,1
pomme de terre-93	0,8	0,1	0,009	ε	0,1
petit pois	0,2	0,2	0,03	ε	0,4
laitue pommée	8	0,2	0,02	0,02	0,5
trèfle 2 ^e coupe-93	0,2	0,3	0,03	0,01	0,3
bette limbe 1 ^{re} récolte	7	0,5	0,05	–	0,6
bette limbe 2 ^e récolte	5	0,3	0,05	–	0,5
bette nervures 1 ^{re} récolte	3	0,2	0,02	–	0,2
bette nervures 2 ^e récolte	2	0,2	0,01	–	0,2
blé Albis grains-94	0,8	0,2	0,005	–	0,7
blé Albis paille-94	1,2	0,1	0,005	–	0,1
blé Arina grains-94	0,5	0,1	0,004	–	0,5
blé Arina paille-94	0,5	0,07	0,002	–	0,2
blé Galaxie grains-94	0,6	0,2	0,005	–	0,6
blé Galaxie paille-94	0,7	0,1	0,006	–	0,1
dactyle-1 ^{re} coupe-94	0,5	0,2	0,03	–	0,2

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
dactyle 2 ^e coupe-94	0,6	0,2	0,02	–	0,4
dactyle 3 ^e coupe-94	1,0	0,3	0,04	–	0,4
oignon	0,5	0,2	0,03	–	0,2
orge Michka grains-94	0,4	0,2	0,003	–	0,5
orge Michka paille-94	0,7	0,1	0,003	–	0,1
orge Rebelle grains-94	0,4	0,2	0,002	–	0,6
orge Rebelle paille-94	0,5	0,2	0,003	–	0,2
pomme de terre-94	1,0	0,2	0,01	–	0,2
seigle grain	0,2	0,2	0,003	–	0,7
seigle paille	0,3	0,09	0,002	–	0,1
trèfle 1 ^{re} coupe-94	0,3	0,3	0,04	–	0,3
trèfle 2 ^e coupe-94	0,2	0,3	0,03	–	0,3

Pourcentage d'éléments exportés par les grains par rapport aux éléments présents dans la couche 0-20 cm (dans le sol à l'état initial).

Hypothèses : 3 000 t de terre à l'hectare dans 0-20 cm, et les racines n'ont accès qu'à cette terre

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
batavia	18	0,5	0,04	0,03	1,1
blé grain Albis-93	0,07	0,03	0,0004	0,0001	0,06
blé grain Frisel-93	0,05	0,02	0,0004	0,0001	0,06
carotte	2,6	0,2	0,02	0,008	0,4
orge grains Michka-93	0,04	0,03	0,0003	0,0003	0,07
pomme de terre-93	1,4	0,2	0,01	ε	0,2
petit pois	0,02	0,02	0,003	ε	0,04
laitue pommée	11	0,3	0,03	0,03	0,8
blé grain Albis-94	0,06	0,02	0,0004	–	0,05
blé grain Arina-94	0,1	0,03	0,001	ε	0,1
blé grain Galaxie-94	0,1	0,05	0,001	–	0,2
oignon	0,4	0,1	0,02	–	0,2
orge grains Michka-94	0,06	0,03	0,0004	–	0,08
pomme de terre-94	1,3	0,2	0,1	–	0,2

3.4. Conclusion des auteurs

- Les laitues et la bette sont des accumulateurs de Cd par rapport aux autres espèces végétales testées.
- Cet essai montre la variabilité spatiale du transfert des métaux vers les plantes (variabilité spatiale des concentrations dans le sol + variations dans le prélèvement lui-même).
- Les légumes, surtout le haricot et le trèfle, accumulent peu le Cd. La pomme de terre accumule peu le Cd en sol alcalin. L'orge de printemps accumule plus le Cd que l'orge d'automne.

4. Commentaires

4.1. Interprétation de ces résultats

Les résultats importants sont :

- la laitue et la bette accumulent le Cd par rapport aux autres espèces testées,
- le haricot accumule le Ni par rapport aux autres espèces testées,
- le Pb du sol est peu disponible pour les végétaux,
- les fortes concentrations de Ni d'origine géochimique sont peu disponibles pour les végétaux (faibles coefficients de répartition),

- le fort pourcentage de Cd exporté par la batavia pose la question de la décontamination des sols par ce végétal. Mais le sol dans cet essai contient peu de Cd, et l'on peut s'attendre à une exportation très inférieure dans un sol effectivement pollué.

4.2. Réalisme de l'expérimentation

Cette expérimentation reflète des pratiques agricoles classiques, mais n'est pas conforme à la réglementation suisse (Osol, 1986) pour les teneurs en Ni dans les sols. Elle ne serait pas non plus conforme à la réglementation française si on compare les teneurs en éléments-traces dans les sols aux teneurs limites autorisées par l'Arrêté du 08/01/98 pour les sols aptes à recevoir des boues et tant est que l'on peut comparer les méthodes d'analyse des sols.

4.3. Données manquantes

- L'échantillonnage des plantes n'est pas décrit pour toutes les espèces végétales.
- La concentration en Pb dans de nombreux végétaux n'est pas précisée.
- Les rendements de nombreux végétaux n'ont pas été calculés pour des problèmes techniques; il est en effet hasardeux d'apprécier le rendement sur des placettes de 1,5 m².
- Les conditions météorologiques ne sont pas précisées.

5. Autres points abordés par l'étude

- Variabilité spatiale des concentrations en éléments-traces dans le sol.
- Variabilité du prélèvement des éléments-traces par les végétaux.
- Métaux extraits à NaNO₃: répartition dans le sol, et lien avec le transfert des métaux vers les plantes.
- Risque pour la santé de l'homme et des animaux à consommer des végétaux cultivés sur ce sol.
- Conseils de gestion des sites faiblement pollués par le Cd.

Transfert de métaux vers des végétaux dans un sol à forte teneur en Cd, Cu, Pb et Zn d'origine industrielle

pas d'apport pollution industrielle	plein champ	Cd, Cu, Ni, Pb, Zn
conforme aux pratiques agricoles courantes, mais « non conforme » à la réglementation		orge, seigle, pomme de terre, laitue, carotte, haricot, blé, petit pois, oignon, bette, trèfle, dactyle

1. Présentation du document**1.1. Références bibliographiques**

OFEFP, (1996). Sols pollués-métaux lourds et plantes bioindicatrices. Documents Environnement n° 58, Sol, Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage, Berne, Suisse.

Coullery P., (1997). Comportement des métaux lourds en agrosystèmes tempérés à faible taux de pollution métallique. Thèse n° 1634, École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse.

Coullery P., (1997). Gestion des sols faiblement pollués par des métaux lourds. *Revue suisse Agricole*, 29, 6, 299-305.

1.2. Adresse des auteurs

École Polytechnique Fédérale de Lausanne
IATE-Pédologie
1015 Lausanne
Suisse

1.3. Objectifs

Estimer le risque de transfert de métaux du sol vers des plantes cultivées sur des sols ayant des concentrations totales en Cd, Cu, Pb et Zn supérieures à la valeur indicative Osol (ordonnance suisse sur les polluants du sol du 9 juin 1986).

1.4. Mots clés

Cd, Ni, Zn, Cu, Pb, orge, blé, seigle, pomme de terre, laitue, carotte, haricot, pois, oignon, bette, trèfle, dactyle, origine anthropique, usine métallurgique.

2. Conditions expérimentales**2.1. Lieu de réalisation de l'essai**

Lieu-dit de Mattenweg, commune de Dornach, canton de SO, Suisse.

2.2. Date et durée de l'essai

1993-94 (2 ans).

2.3. Végétaux testés

- Orge de printemps, variété Michka
- Orge d'automne, variété Rebelle
- Blé de printemps, variétés Albis et Frisal
- Blé d'automne, variétés Arina et Galaxie
- Seigle, variété Danko

- Pomme de terre, variété Matilda
- Laitue batavia, variété Marius
- Laitue pommée, variété Sorraya
- Carotte, variété Nandor
- Haricot, variété Calvy
- Petit pois, variété Douce Provence
- Oignon, variété Copra
- Bette à côtes, variété Berac
- Trèfle blanc, variété Milkanova
- Dactyle, variété Prato
- Pissenlit

2.4. Source d'éléments-traces

La cheminée principale d'une usine métallurgique se trouve à 200 m du lieu de l'essai. Le début de l'activité de l'usine date de 1895. En 1982-83, des mesures d'assainissement des fumées ont été prises.

2.5. Caractéristiques initiales du sol et du site

- Calcosol – fluvisol.
- Cambisol calcaire – cambisol flusi-eutrique.
- Roche mère gravier mixte (remanié par l'homme).
- Limon argileux.

Caractéristiques physico-chimiques initiales du sol (MS).

	0-5 cm	5-10 cm	25-30 cm
argile %	34	31	29
limon %	40	39	40
sable %	26	30	31
Corg %	6,1	2,1	1,5
pH CaCl ₂	7,0	7,3	7,5
calcaire total %	1,5	1,9	2,6
Cd HNO ₃ 2M mg.kg ⁻¹	2,5*	1,2	0,73
Cu HNO ₃ 2M mg.kg ⁻¹	3537*	1348*	324*
Pb HNO ₃ 2M mg.kg ⁻¹	130*	92	70
Zn HNO ₃ 2M mg.kg ⁻¹	1085*	595*	514*
Ni HNO ₃ 2M mg.kg ⁻¹	37,5		

* Supérieur aux valeurs limites de l'Arrêté du 8/01/98 (si tant est qu'on peut comparer les méthodes analytiques) et supérieur aux valeurs limites suisses (Osol, 1986).

Les teneurs en éléments-traces n'appartiennent pas à la gamme de concentrations couramment rencontrées dans les sols français selon Baize (1997). Les concentrations dépassent en effet 0,45 mg.kg⁻¹ (Cd), 20 mg.kg⁻¹ (Cu), 50 mg.kg⁻¹ (Pb) et 100 mg.kg⁻¹ (Zn).

Les teneurs en éléments-traces varient peu sur la parcelle de 375 m²: 1,7-1,9 (Cd), 400-614 (Cu), 33-44 (Ni), 33-57 (Pb), et 573-778 mg.kg⁻¹ MS (Zn).

Il s'agit d'un site pollué.

2.6. Dispositif expérimental

Placettes de 1 m × 1,5 m (sauf pomme de terre: 2,5 m × 1,5 m).

Type carré latin, avec 4 répétitions et 12 végétaux.

Cultures:

- 1^{re} année: 2 blés de printemps, orge Michka, pomme de terre, 2 laitues, carotte, haricot, petit pois, trèfle, dactyle, pissenlit.
- 2^e année: 2 blés d'automne, blé Albis, 2 orges, seigle, pomme de terre, oignon, bette, trèfle, dactyle, pissenlit.

2.7. Conditions de culture

La parcelle présente des teneurs satisfaisantes en éléments fertilisants. Seul de l'azote a donc été apporté:

- céréales de printemps (blé, orge): 80 kg N.ha⁻¹ (30/50, NH₄NO₃),
- céréales d'automne (orge, blé, seigle): 100 kg N.ha⁻¹ (50/50, NH₄NO₃),
- laitue: 84 kg N.ha⁻¹ (NH₄NO₃),
- carotte: 168 kg N.ha⁻¹ (140: NH₄NO₃/ 28: KNO₃),
- oignon: 50 kg N.ha⁻¹ (20/30, NH₄NO₃),
- bette: 160 kg N.ha⁻¹ (132: NH₄NO₃/ 28: KNO₃),
- dactyle: 40 kg N.ha⁻¹ (NH₄NO₃),
- pomme de terre: 140 kg N.ha⁻¹ (70/70, NH₄NO₃),
- légumineuses: pas d'engrais.

Les semis et les plantations ont été réalisés à la main. Les traitements phytosanitaires ont été appliqués en veillant à ce que les produits utilisés ne contiennent pas d'éléments-traces susceptibles d'interférer avec les résultats.

Les céréales n'ont pas été irriguées. Les fourrages ont été arrosés uniquement au démarrage de la culture. Toutes les autres plantes ont été irriguées en fonction des besoins.

L'emplacement des plantes cultivées lors de la deuxième période de végétation a été choisi de manière à tenir compte des recommandations usuelles en terme de rotation des cultures. Les pommes de terre cependant ont été cultivées sur les mêmes placettes que la première année. Lors de la deuxième période de végétation, les fourrages n'ont pas été ressemés et leur emplacement n'a donc pas été modifié non plus.

On a procédé à deux coupes de fourrages lors de la première période de végétation et à trois coupes lors de la deuxième.

2.8. Paramètres suivis

Concentrations en métaux dans les parties consommables des végétaux, rendements.

2.9. Méthode d'échantillonnage et de préparation des sols et des végétaux

Les plantes ont été récoltées au centre des placettes.

Les feuilles externes avariées des laitues ont été éliminées, les haricots équeutés, les petits pois écosés, les oignons épluchés, les enveloppes externes des grains de céréales éliminées, sauf pour l'orge.

Les échantillons ont été lavés à l'eau distillée, séchés puis broyés dans une ultra-centrifugeuse en titane à tamis de 0,25 mm.

2.10. Méthode d'analyse des éléments-traces

Mise en solution par voie humide à HNO₃ 2M pour les sols, et H₂O₂/HNO₃ pour les plantes.

Dosage par spectromètre d'absorption atomique à flamme pour les sols, et par spectromètre d'absorption atomique à four graphite pour Cd, Ni et Pb dans les plantes et par ICP pour Cu et Zn dans les plantes.

La variabilité de la mise en solution des sols a été mesurée, et elle peut être considérée comme faible (0,6-2,6 %).

L'exactitude de l'analyse des plantes a été contrôlée par la mise en solution et le dosage d'échantillons certifiés.

3. Résultats

3.1. Rendements

	1993 (q.ha ⁻¹)	1994 (q.ha ⁻¹)
carotte	518	–
pomme de terre	802	362
blé Frisal	35	–
blé Albis	non calculé	46
laitue batavia	573	–
laitue pommée	350	–
petit pois	38	–
orge Michka	32	57
orge Rebelle	–	non calculé
blé Arina	–	46
blé Galaxie	–	47
trèfle	non calculé	non calculé
dactyle	non calculé	non calculé
pissenlit	non calculé	non calculé
haricot	non calculé	–
seigle	–	49
bette	–	887
oignon	–	117

3.2. Qualité des récoltes : accumulation des éléments-traces et teneurs en éléments-traces

- Les plus fortes concentrations ont été observées dans les laitues (Cd), la bette (Cd, Cu, Zn), la paille du blé Arina (Ni), le dactyle (Cu, Ni), la paille d'orge Michka (Pb) et le haricot (Ni).
- Les concentrations sont variables selon l'âge des organes ou leur exposition aux retombées atmosphériques. Les feuilles centrales (plus jeunes) de la laitue ont des concentrations en Cd plus faibles que les feuilles périphériques.
- La concentration en Cd, Ni et Pb de la paille des céréales est supérieure à celle des grains. Pour le Cu et le Zn, le rapport des concentrations dans la paille et dans le grain est proche de 1.
- L'effet variété dans l'accumulation se remarque ici, en particulier pour l'accumulation du Ni dans la paille de Blé chez Arina par rapport aux autres variétés.

Quantités d'éléments-traces exportées par les végétaux en g.ha⁻¹.

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
batavia	67	847	19	18	6 031
blé grain Albis-93	–	–	–	–	–
blé grain Frisel-93	0,8	35	0,5	0,1	381
carotte	20	329	13	6	2 072
orge grains Michka-93	0,4	28	0,2	0,2	281
pomme de terre-93	2	432	5	1,1	878
petit pois	0,4	36	2	0,1	251
laitue pommée	37	590	11	12	3 631
blé grain Albis-94	1,4	58	0,9	–	555
blé grain Arina-94	1,7	35	2	–	450
blé grain Galaxie-94	1,4	37	1,3	–	389
oignon	4	69	3	–	488
orge grains Michka-94	0,8	49	0,6	–	681
orge grains Rebelle-94	0,8	81	0,6	–	764
pomme de terre-94	4	370	6	–	842
seigle grains	0,4	36	1,0	–	559

Concentrations en éléments-traces des végétaux en mg.kg^{-1} MS.

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
batavia	1,2	15	0,3	0,3	105
blé Albis grains-93	0,3*	13*	0,2	0,02	124
blé Albis paille-93	0,6	9	0,3	0,7	137
blé Frisal grains-93	0,2*	10	0,1	0,02	109
blé Frisal paille-93	0,7	7	0,3	0,5	148
carotte	0,4	6	0,2	0,1	40
haricot-93	0,03	11	1,7	0,04	40
orge Michka grains-93	0,1	9	0,07	0,05	88
orge Michka paille-93	0,6	11	0,3	1,0	178
pomme de terre-93	0,05	9	0,1	0,02	17
petit pois	0,1	9	0,5	0,03	66
laitue pommée	1,0	17	0,3	0,3	104
trèfle 2 ^e coupe-93	0,03	13	0,6	0,3	52
bette limbe 1 ^{re} récolte	2*	38	0,8	0,2	342
bette limbe 2 ^e récolte	1,6*	24	0,8	0,2	221
bette nervures 1 ^{re} récolte	0,9	16	0,3	0,1	83
bette nervures 2 ^e récolte	0,8	12	0,3	0,1	66
blé Albis grains-94	0,3*	13*	0,2	–	121
blé Albis paille-94	0,5	7	0,4	–	88
blé Arina grains-94	0,4*	8	0,4	–	98
blé Arina paille-94	0,5	7	1,3	–	91
blé Galaxie grains-94	0,3*	8	0,3	–	83
blé Galaxie paille-94	0,6	8	2	–	118
dactyle 1 ^{re} coupe-94	0,4	17	1,0	0,3	115
dactyle 2 ^e coupe-94	0,5	27	1,9	–	138

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
oignon	0,4	6	0,3	–	42
orge Michka grains-94	0,1	9	0,1	–	119
orge Michka paille-94	0,5	7	0,4	–	130
orge Rebelle grains-94	0,09	9	0,07	–	84
orge Rebelle paille-94	0,3	9	0,8	–	78
pomme de terre-94	0,1	10	0,2	–	23
seigle grain	0,09	7	0,2	–	114
seigle paille	0,3	7	0,3	–	96
trèfle 1 ^{re} coupe-94	0,02	10	0,8	–	39
trèfle 2 ^e coupe-94	0,04	13	0,9	–	51

* Teneurs élevées.

Concentrations en éléments-traces des feuilles de laitue en mg.kg⁻¹ MS.

		Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
batavia	feuilles externes	1,4	14	0,3	0,6	102
	feuilles moyennes	0,9	13	0,3	0,2	81
	feuilles internes	0,5	12	0,3	0,1	54
laitue pommée	feuilles externes	1,4	15	0,3	0,5	92
	feuilles moyennes	1,0	19	0,3	0,4	97
	feuilles internes	0,4	32	1,5	0,7	78

3.3. Expression du transfert du sol vers la plante des éléments-traces

- Les coefficients de répartition du Cu sont assez constants quelle que soit l'espèce végétale : 0,01-0,08.
- Ceux du Pb sont très faibles pour toutes les espèces : ε -0,02.
- Les autres sont variables : 0,002-0,07 pour Ni, 0,03-0,5 pour Zn et 0,01-1,4 pour Cd.

Coefficients de répartition végétal récolté-sol.

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
batavia	0,7	0,03	0,009	0,008	0,1
blé Albis grains-93	0,2	0,03	0,005	0,001	0,2
blé Albis paille-93	0,4	0,02	0,009	0,02	0,2
blé Frisal grains-93	0,1	0,02	0,004	ε	0,2
blé Frisal paille-93	0,4	0,01	0,007	0,01	0,2
carotte	0,2	0,01	0,007	0,003	0,06
haricot-93	0,02	0,02	0,05	0,001	0,06
orge Michka grains-93	0,07	0,02	0,002	0,001	0,1
orge Michka paille-93	0,4	0,02	0,009	0,02	0,3
pomme de terre-93	0,03	0,02	0,003	0,001	0,03
petit pois	0,06	0,02	0,01	0,001	0,1
laitue pommée	0,6	0,03	0,009	0,008	0,1
trèfle 2 ^e coupe-93	0,02	0,03	0,02	0,008	0,08
bette limbe 1 ^{re} récolte	1,4	0,08	0,02	0,006	0,5
bette limbe 2 ^e récolte	1,0	0,05	0,02	0,004	0,3
bette nervures 1 ^{re} récolte	0,6	0,03	0,008	0,003	0,1
bette nervures 2 ^e récolte	0,5	0,02	0,008	0,003	0,1
blé Albis grains-94	0,2	0,03	0,005	–	0,2
blé Albis paille-94	0,3	0,01	0,03	–	0,1
blé Arina grains-94	0,2	0,02	0,01	–	0,1
blé Arina paille-94	0,3	0,01	0,03	–	0,1
blé Galaxie grains-94	0,2	0,02	0,007	–	0,1
blé Galaxie paille-94	0,4	0,02	0,07	–	0,2
dactyle 1 ^{re} coupe-94	0,3	0,03	0,03	0,008	0,2
dactyle 2 ^e coupe-94	0,3	0,06	0,05	–	0,2

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
oignon	0,2	0,01	0,007	–	0,06
orge Michka grains-94	0,08	0,02	0,003	–	0,2
orge Michka paille-94	0,3	0,01	0,01	–	0,2
orge Rebelle grains-94	0,05	0,02	0,002	–	0,1
orge Rebelle paille-94	0,2	0,02	0,02	–	0,1
pomme de terre-94	0,07	0,02	0,005	–	0,03
seigle grain	0,05	0,01	0,005	–	0,2
seigle paille	0,2	0,01	0,008	–	0,1
trèfle 1 ^{re} coupe-94	0,01	0,02	0,02	–	0,06
trèfle 2 ^e coupe-94	0,02	0,03	0,02	–	0,08

Pourcentage d'éléments exportés par les grains par rapport aux éléments présents dans la couche 0-20 cm (dans le sol à l'état initial).

Hypothèses : 3 000 t de terre à l'hectare dans 0-20 cm, et les racines n'ont accès qu'à cette terre

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
batavia	1,4	0,06	0,02	0,01	0,3
blé grain Frisal-93	0,02	0,002	0,0004	0,0001	0,02
carotte	0,4	0,02	0,01	0,005	0,1
orge grains Michka-93	0,007	0,002	0,0002	0,0001	0,01
pomme de terre-93	0,05	0,03	0,004	0,0009	0,04
petit pois	0,008	0,002	0,002	0,0001	0,01
laitue pommée	0,7	0,04	0,01	0,01	0,2
blé grain Albis-94	0,03	0,004	0,0008	–	0,03
blé grain Arina-94	0,03	0,002	0,002	–	0,02
blé grain Galaxie-94	0,03	0,002	0,001	–	0,02
oignon	0,09	0,005	0,003	–	0,02
orge grains Michka-94	0,01	0,003	0,0005	–	0,03
orge grains Rebelle-94	0,02	0,005	0,0006	–	0,04
pomme de terre-94	0,08	0,02	0,006	–	0,04
seigle grains	0,009	0,002	0,0009	–	0,03

3.4. Conclusion des auteurs

- La bette et le grain de blé accumulent le Cd en sol alcalin.
- Les légumineuses (surtout le haricot et le trèfle) et la pomme de terre accumulent peu le Cd en sol alcalin.
- Les variétés d'orge de printemps utilisées ici accumulent plus le Cd que les variétés d'automne.
- En période sèche, le dactyle accumule plus de Cu.

4. Commentaires

4.1. Interprétation de ces résultats

Les résultats importants sont :

- la bette accumule le Cd et le Zn par rapport aux autres espèces testées,
- le Pb du sol est peu disponible pour les végétaux,
- l'effet variété peut être important dans l'accumulation des éléments-traces dans les plantes, par exemple pour l'accumulation de Ni dans la paille du blé Arina, par rapport aux autres variétés.

4.2. Réalisme de l'expérimentation

Cette expérimentation reflète des pratiques agricoles classiques, mais n'est pas conforme à la réglementation suisse (Osol, 1986) pour les teneurs en Cd, Cu, Pb et Zn dans les sols. Elle ne serait pas non plus conforme à la réglementation française si on compare les teneurs en éléments-traces dans les sols aux teneurs limites autorisées par l'Arrêté du 08/01/98 pour les sols aptes à recevoir des boues et tant est que l'on peut comparer les méthodes d'analyse des sols.

4.3. Données manquantes

- L'échantillonnage des plantes n'est pas décrit pour toutes les espèces végétales.
- La concentration en Pb dans de nombreux végétaux n'est pas précisée.
- Les rendements de nombreux végétaux n'ont pas été calculés pour des problèmes techniques. Il est en effet hasardeux d'apprécier le rendement sur des placettes de 1,5 m², quand seulement quelques épis de céréales par placette sont récoltés par exemple.
- Les conditions météorologiques ne sont pas précisées.

5. Autres points abordés par l'étude

- Variabilité spatiale des concentrations en éléments-traces dans le sol.
- Variabilité du prélèvement des éléments-traces par les végétaux.
- Métaux extraits à NaNO₃ : répartition dans le sol, et lien avec le transfert des métaux vers les plantes.
- Risque pour la santé de l'homme et des animaux à consommer des végétaux cultivés sur ce sol.
- Conseils de gestion des sites faiblement pollués par le Cd.

produits phytosanitaires	plein champ	Cd, Cu, Ni, Pb, Zn
conforme aux pratiques agricoles courantes, mais « non conforme » à la réglementation		orge, seigle, pomme de terre, laitue, carotte, haricot, blé, petit pois, oignon, bette, trèfle, dactyle

1. Présentation du document

1.1. Références bibliographiques

OFEFP, (1996). Sols pollués-métaux lourds et plantes bio-indicatrices. Documents Environnement n° 58, Sol, Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage, Berne, Suisse.

Coullery P., (1997). Comportement des métaux lourds en agrosystèmes tempérés à faible taux de pollution métallique. Thèse n° 1634, École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse.

Coullery P., (1997). Gestion des sols faiblement pollués par des métaux lourds. *Revue suisse Agricole*, 29, 6, 299-305.

1.2. Adresse des auteurs

École Polytechnique Fédérale de Lausanne
IATE-Pédologie
1015 Lausanne
Suisse

1.3. Objectifs

Estimer le risque de transfert de métaux du sol vers des plantes cultivées sur des sols ayant des concentrations totales en Cu supérieures à la valeur indicative Osol (ordonnance suisse sur les polluants du sol du 9 juin 1986).

1.4. Mots clés

Cd, Ni, Zn, Cu, Pb, orge, blé, seigle, pomme de terre, laitue, carotte, haricot, petit pois, oignon, bette, trèfle, dactyle, origine anthropique, produits phytosanitaires.

2. Conditions expérimentales

2.1. Lieu de réalisation de l'essai

Lieu-dit du Point du Jour, commune de Prangins, canton de Vaud, Suisse.

2.2. Date et durée de l'essai

1993-94 (2 ans).

2.3. Végétaux testés

- Orge de printemps, variété Michka
- Orge d'automne, variété Rebelle
- Blé de printemps, variétés Albis et Frisal
- Blé d'automne, variétés Arina et Galaxie
- Seigle, variété Danko
- Pomme de terre, variété Matilda

- Laitue batavia, variété Marius
- Laitue pommée, variété Sorraya
- Carotte, variété Nandor
- Haricot, variété Calvy
- Petit pois, variété Douce Provence
- Oignon, variété Copra
- Bette à côtes, variété Berac
- Trèfle blanc, variété Milkanova
- Dactyle, variété Prato
- Pissenlit

2.4. Source d'éléments-traces

Le site a été utilisé jusqu'en 1958 pour la viticulture. L'emploi de produits phytosanitaires à base de Cu est à l'origine des fortes teneurs.

2.5. Caractéristiques initiales du sol et du site

- Calcosol.
- Cambisol calcarique.
- Roche mère sableuse, alluviale (ancienne rive de lac).
- Limon.

Caractéristiques physico-chimiques initiales du sol (MS).

	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm
argile %	22	22	20
limon %	37	36	31
sable %	41	42	49
MO %	2,0	1,4	0,9
pH eau	8,2	8,1	8,2
calcaire total %	16,0	14	9
Cd HNO ₃ 2M mg.kg ⁻¹	0,2	0,2	0,1
Cu HNO ₃ 2M mg.kg ⁻¹	357*	149*	29
Ni HNO ₃ 2M mg.kg ⁻¹	40	39	40
Pb HNO ₃ 2M mg.kg ⁻¹	15	13	12
Zn HNO ₃ 2M mg.kg ⁻¹	36	33	31

* Supérieur aux valeurs limites de l'Arrêté du 8/01/98 (si tant est qu'on peut comparer les méthodes analytiques) et supérieur aux valeurs limites suisses (Osol, 1986).

Les teneurs en éléments-traces, sauf celles en Cu, appartiennent à la gamme de concentrations couramment rencontrées dans les sols français selon Baize (1997). Les concentrations en Cu dépassent 20 mg.kg⁻¹.

Les teneurs en éléments-traces ne varient pas sur la parcelle de 375 m² : 0,21-0,26 (Cd), 40-46 (Ni), 14-18 (Pb), et 53-58 mg.kg⁻¹ MS (Zn). Seules celles de Cu sont moins homogènes : 290-369 mg.kg⁻¹ MS.

2.6. Dispositif expérimental

Placettes de 1 m × 1,5 m (sauf pomme de terre : 2,5 m × 1,5 m).

Type carré latin, avec 4 répétitions et 12 végétaux.

Cultures:

- 1^{re} année: 2 blés de printemps, orge Michka, pomme de terre, 2 laitues, carotte, haricot, petit pois, trèfle, dactyle, pissenlit.
- 2^e année: 2 blés d'automne, blé Albis, 2 orges, seigle, pomme de terre, oignon, bette, trèfle, dactyle, pissenlit.

2.7. Conditions de culture

La parcelle présente des teneurs satisfaisantes en éléments fertilisants. Seul de l'azote a donc été apporté:

- céréales de printemps (blé, orge): 80 kg N.ha⁻¹ (30/50, NH₄NO₃),
- céréales d'automne (orge, blé, seigle): 100 kg N.ha⁻¹ (50/50, NH₄NO₃),
- laitue: 84 kg N.ha⁻¹ (NH₄NO₃),
- carotte: 168 kg N.ha⁻¹ (140: NH₄NO₃/ 28 : KNO₃),
- oignon: 50 kg N.ha⁻¹ (20/30, NH₄NO₃),
- bette: 160 kg N.ha⁻¹ (132: NH₄NO₃/ 28 : KNO₃),
- dactyle: 40 kg N.ha⁻¹ (NH₄NO₃),
- pomme de terre: 140 kg N.ha⁻¹ (70/70, NH₄NO₃),
- légumineuses: pas d'engrais.

Les semis et les plantations ont été réalisés à la main. Les traitements phytosanitaires ont été appliqués en veillant à ce que les produits utilisés ne contiennent pas d'éléments-traces susceptibles d'interférer avec les résultats.

Les céréales n'ont pas été irriguées. Les fourrages ont été arrosés uniquement au démarrage de la culture. Toutes les autres plantes ont été irriguées en fonction des besoins.

L'emplacement des plantes cultivées lors de la deuxième période de végétation a été choisi de manière à tenir compte des recommandations usuelles en terme de rotation des cultures. Les pommes de terre cependant ont été cultivées sur les mêmes placettes que la première année. Lors de la deuxième période de végétation, les fourrages n'ont pas été ressemés et leur emplacement n'a donc pas été modifié non plus.

On a procédé à deux coupes de fourrages lors de la première période de végétation et à trois coupes lors de la deuxième.

2.8. Paramètres suivis

Concentrations en métaux dans les parties consommables des végétaux, rendements.

2.9. Méthode d'échantillonnage et de préparation des sols et des végétaux

Les plantes ont été récoltées au centre des placettes.

Les feuilles externes avariées des laitues ont été éliminées, les haricots équeutés, les petits pois écosés, les oignons épluchés, les enveloppes externes des grains de céréales éliminées, sauf pour l'orge.

Les échantillons ont été lavés à l'eau distillée, séchés puis broyés dans une ultra-centrifugeuse en titane à tamis de 0,25 mm.

2.10. Méthode d'analyse des éléments-traces

Mise en solution par voie humide à HNO₃2M pour les sols, et H₂O₂/HNO₃ pour les plantes.

Dosage par spectromètre d'absorption atomique à flamme pour les sols, et par spectromètre d'absorption atomique à four graphite pour Cd, Ni et Pb dans les plantes et par ICP pour Cu et Zn dans les plantes.

La variabilité de la mise en solution des sols a été mesurée, et elle peut être considérée comme faible (0,7-4,4 %).

L'exactitude de l'analyse des plantes a été contrôlée par la mise en solution et le dosage d'échantillons certifiés.

3. Résultats

3.1. Rendements

Les rendements en blé et en orge sont faibles. Cela est sans doute dû à un effet phytotoxique du Cu. Les graminées sont en effet sensibles au Cu.

	1993 (q.ha ⁻¹)	1994 (q.ha ⁻¹)
carotte	518	–
pomme de terre	642	558
blé Frisal	11	–
blé Albis	10	non calculé
laitue batavia	668	–
laitue pommée	305	–
petit pois	24	–
orge Michka	22	22
orge Rebelle	–	non calculé
blé Arina	–	13
blé Galaxie	–	non calculé
trèfle	non calculé	non calculé
dactyle	non calculé	non calculé
pissenlit	non calculé	non calculé
haricot	non calculé	–
seigle	–	25
bette	–	512
oignon	–	83

3.2. Qualité des récoltes : accumulation des éléments-traces et teneurs en éléments-traces

- Les plus fortes concentrations ont été observées dans les laitues (Cd), la bette (Cu, Ni), la paille du blé Albis 1994 (Ni), le grain de blé (Zn), le grain d’orge (Zn), le haricot (Ni), le trèfle (Ni) et le dactyle (Ni).
- Les concentrations sont variables selon l’âge des organes, ou leur exposition aux retombées atmosphériques. Les feuilles centrales (plus jeunes) de la laitue ont des concentrations en Cd, Ni et Pb plus faibles que les feuilles périphériques, et l’inverse se produit pour le Zn.

- La concentration en Cd, Ni et Pb de la paille des céréales est supérieure à celle des grains. Pour le Zn, c'est l'inverse. Les limbes de bettes accumulent plus les éléments que les nervures.
- L'effet variété dans l'accumulation ne se remarque pas ici.
- L'effet année est très marqué pour la paille de blé Albis, qui accumule 5 fois plus de Ni entre 1993 et 1994.

Quantités d'éléments-traces exportées par les végétaux en $g \cdot ha^{-1}$.

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
batavia	41	573	15	13	1286
blé grain Albis-93	0,1	11	0,2	0,1	17
blé grain Frisel-93	0,1	9	0,2	ε	21
carotte	5	311	10	4	492
orge grains Michka-93	0,1	12	0,2	0,1	50
pomme de terre-93	2	448	15	1,3	449
petit pois	0,1	18	1,9	ε	56
laitue pommée	19	433	11	8	686
blé grain Albis-94	–	–	–	–	–
blé grain Arina-94	0,1	8	0,2	–	66
blé grain Galaxie-94	–	–	–	–	–
oignon	1	44	2	–	133
orge grains Michka-94	0,1	13	0,2	–	87
orge grains Rebelle-94	–	–	–	–	–
pomme de terre-94	4	530	16	–	711
seigle grains	ε	13	0,3	–	95

Concentrations en éléments-traces des végétaux en mg.kg^{-1} MS.

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
batavia	0,6	8	0,2	0,2	19
blé Albis grains-93	0,06	11	0,2	0,07	17
blé Albis paille-93	0,2	9	0,4	0,4	5
blé Frisal grains-93	0,05	9	0,2	0,03	19
blé Frisal paille-93	0,2	7	0,3	0,3	5
carotte	0,09	6	0,2	0,08	9
dactyle 2 ^e coupe-93	0,09	11	1,0	0,3	20
haricot-93	0,01	12	1,8	0,06	35
orge Michka grains-93	0,04	5	0,09	0,03	23
orge Michka paille-93	0,2	6	0,5	0,3	8
pomme de terre-93	0,03	7	0,2	0,02	7
petit pois	0,02	7	0,8	0,02	23
laitue pommée	0,6	14	0,4	0,3	22
trèfle 2 ^e coupe-93	0,01	13	0,8	0,2	16
bette limbe 1 ^{re} récolte	0,3	19	0,7	–	28
bette limbe 2 ^e récolte	0,3	14	0,4	–	21
bette nervures 1 ^{re} récolte	0,2	10	0,2	–	12
bette nervures 2 ^e récolte	0,1	8	0,1	–	10
blé Albis grains-94	0,1	10	0,3	–	52
blé Albis paille-94	0,2	5	2	–	9
blé Arina grains-94	0,08	6	0,2	–	51
blé Arina paille-94	0,1	5	0,3	–	9
blé Galaxie grains-94	0,06	7	0,2	–	45
blé Galaxie paille-94	0,1	6	0,5	–	15
dactyle 1 ^{re} coupe-94	0,04	6	1,0	–	18

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
dactyle 2 ^e coupe-94	0,09	10	1,3	–	34
oignon	0,1	5	0,3	–	16
orge Michka grains-94	0,05	6	0,08	–	39
orge Michka paille-94	0,1	6	0,3	–	7
orge Rebelle grains-94	0,06	8	0,07	–	52
orge Rebelle paille-94	0,1	7	0,2	–	17
pomme de terre-94	0,06	9	0,3	–	13
seigle grain	0,02	5	0,1	–	38
seigle paille	0,05	3	0,2	–	9
trèfle 1 ^{re} coupe-94	0,02	10	1,0	–	22
trèfle 2 ^e coupe-94	0,02	11	0,9	–	18
trèfle 3 ^e coupe-94	0,03	11	1,2	–	24

Concentrations en éléments-traces des feuilles de laitue en mg.kg⁻¹ MS.

		Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
laitue pommée	feuilles externes	0,9	12	0,8	0,5	17
	feuilles moyennes	0,5	10	0,6	0,3	18
	feuilles internes	0,4	11	0,5	0,1	27

3.3. Expression du transfert du sol vers la plante des éléments-traces

- Les coefficients de répartition du Cu et du Zn sont assez constants quelle que soit l'espèce végétale, exceptée la bette. Celui du Cu est de l'ordre de 0,01-0,06 et celui du Zn 0,1-0,9.
- Ceux du Pb sont très faibles pour toutes les espèces : 0,001-0,02.
- Ceux du Ni sont faibles et variables, de 0,002 pour les grains d'orge à 0,05 pour le blé Albis.
- Ceux du Cd sont très variables selon l'espèce, allant de 0,04 pour les légumineuses, à 1-3 pour les laitues et la bette.

Coefficients de répartition végétal récolté-sol.

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
batavia	2	0,03	0,005	0,01	0,3
blé Albis grains-93	0,3	0,03	0,006	0,004	0,3
blé Albis paille-93	0,8	0,03	0,01	0,02	0,1
blé Frisal grains-93	0,2	0,03	0,004	0,002	0,3
blé Frisal paille-93	0,9	0,02	0,008	0,02	0,1
carotte	0,4	0,02	0,005	0,005	0,2
dactyle	0,3	0,03	0,02	0,02	0,4
haricot-93	0,04	0,04	0,04	0,004	0,6
orge Michka grains-93	0,1	0,02	0,002	0,002	0,4
orge Michka paille-93	0,6	0,02	0,01	0,02	0,1
pomme de terre-93	0,1	0,02	0,005	0,001	0,1
petit pois	0,09	0,02	0,02	0,001	0,4
laitue pommée	3	0,04	0,009	0,02	0,4
trèfle 2 ^e coupe-93	0,05	0,04	0,02	0,01	0,3
bette limbe 1 ^{re} récolte	1,3	0,06	0,02	–	0,5
bette limbe 2 ^e récolte	1,1	0,04	0,008	–	0,4
bette nervures 1 ^{re} récolte	0,7	0,03	0,005	–	0,2
bette nervures 2 ^e récolte	0,5	0,03	0,003	–	0,2
blé Albis grains-94	0,4	0,03	0,007	–	0,9
blé Albis paille-94	0,6	0,01	0,05	–	0,2
blé Arina grains-94	0,3	0,02	0,004	–	0,9
blé Arina paille-94	0,4	0,01	0,007	–	0,2
blé Galaxie grains-94	0,2	0,02	0,005	–	0,8
blé Galaxie paille-94	0,5	0,02	0,01	–	0,3
dactyle 1 ^{re} coupe-94	0,1	0,02	0,02	–	0,3

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
dactyle 2 ^e coupe-94	0,4	0,03	0,03	–	0,6
oignon	0,5	0,02	0,007	–	0,3
orge Michka grains-94	0,2	0,02	0,002	–	0,7
orge Michka paille-94	0,5	0,02	0,008	–	0,1
orge Rebelle grains-94	0,3	0,02	0,002	–	0,9
orge Rebelle paille-94	0,5	0,02	0,005	–	0,3
pomme de terre-94	0,3	0,03	0,007	–	0,2
seigle grain	0,06	0,01	0,003	–	0,7
seigle paille	0,2	0,01	0,004	–	0,2
trèfle 1 ^{re} coupe-94	0,08	0,03	0,02	–	0,4
trèfle 2 ^e coupe-94	0,06	0,03	0,02	–	0,3
trèfle 3 ^e coupe-94	0,1	0,03	0,03	–	0,4

Pourcentage d'éléments exportés par les grains par rapport aux éléments présents dans la couche 0-20 cm (dans le sol à l'état initial).

Hypothèses : 3 000 t de terre à l'hectare dans 0-20 cm, et les racines n'ont accès qu'à cette terre

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
batavia	6	0,06	0,01	0,03	0,8
blé grain Albis-93	0,009	0,001	0,0002	0,0001	0,01
blé grain Frisel-93	0,008	0,0009	0,0001	0,0001	0,01
carotte	0,7	0,03	0,008	0,009	0,3
orge grains Michka-93	0,01	0,001	0,0001	0,0001	0,03
pomme de terre-93	0,3	0,04	0,01	0,003	0,3
petit pois	0,008	0,002	0,001	0,0001	0,03
laitue pommée	3	0,04	0,009	0,02	0,4
oignon	0,1	0,004	0,002	–	0,08
orge grains Michka-94	0,01	0,001	0,0001	–	0,05
orge grains Rebelle-94					
pomme de terre-94	0,5	0,05	0,01	–	0,4
seigle grains	0,005	0,001	0,0003	–	0,06

3.4. Conclusion des auteurs

- Les légumineuses (surtout le haricot et le trèfle) et la pomme de terre accumulent peu le Cd en sol alcalin.
- Les variétés d'orge de printemps utilisées ici accumulent plus le Cd que les variétés d'automne. Les rendements en blé sont faibles, et le dactyle a eu des problèmes de levée, sans doute à cause d'une phytotoxicité en Cu.
- Les graminées sont sensibles au Cu lorsque les sols ont peu de matière organique.

4. Commentaires

4.1. Interprétation de ces résultats

Les résultats importants sont :

- la laitue et la bette accumulent les métaux par rapport aux autres espèces testées,
- le Pb du sol est peu disponible pour les végétaux,
- l'effet année peut être important dans l'accumulation des éléments-traces dans les plantes, par exemple pour le Ni dans la paille du blé Albis. Il est étonnant que seul le Ni ait été absorbé en quantité plus importante la seconde année.

4.2. Réalisme de l'expérimentation

Cette expérimentation reflète des pratiques agricoles classiques, mais n'est pas conforme à la réglementation suisse (Osol, 1986) pour les teneurs en Cu dans les sols. Elle ne serait pas non plus conforme à la réglementation française si on compare les teneurs en éléments-traces dans les sols aux teneurs limites autorisées par l'Arrêté du 08/01/98 pour les sols aptes à recevoir des boues et tant est que l'on peut comparer les méthodes d'analyse des sols.

4.3. Données manquantes

- L'échantillonnage des plantes n'est pas décrit pour toutes les espèces végétales.
- La concentration en Pb dans de nombreux végétaux n'est pas précisée.
- Les rendements de nombreux végétaux n'ont pas été calculés pour des problèmes techniques. Il est en effet hasardeux d'apprécier le rendement sur des placettes de 1,5 m², par exemple lorsque seulement quelques épis peuvent être récoltés par placette.
- Les conditions météorologiques ne sont pas précisées.

5. Autres points abordés par l'étude

Variabilité spatiale des concentrations en éléments-traces dans le sol.

Variabilité du prélèvement des éléments-traces par les végétaux.

Métaux extraits à NaNO₃ : répartition dans le sol, et lien avec le transfert des métaux vers les plantes.

Risque pour la santé de l'homme et des animaux à consommer des végétaux cultivés sur ce sol.

Conseils de gestion des sites faiblement pollués par le Cu.

pas d'apport pollution industrielle	plein champ	Cd, Cu, Ni, Pb, Zn
conforme aux pratiques agricoles courantes mais « non conforme » à la réglementation		orge, pomme de terre, laitue, carotte, haricot, blé, petit pois, oignon, bette, trèfle, dactyle, triticales

1. Présentation du document

1.1. Références bibliographiques

OFEFP, (1996). Sols pollués-métaux lourds et plantes bioindicatrices. Documents Environnement n° 58, Sol, Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage, Berne, Suisse.

Coullery P., (1997). Comportement des métaux lourds en agrosystèmes tempérés à faible taux de pollution métallique. Thèse n° 1634, École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse.

Coullery P., (1997). Gestion des sols faiblement pollués par des métaux lourds. *Revue suisse Agricole*, 29, 6, 299-305.

1.2. Adresse des auteurs

École Polytechnique Fédérale de Lausanne
IATE-Pédologie
1015 Lausanne
Suisse

1.3. Objectifs

Estimer le risque de transfert de métaux du sol vers des plantes cultivées sur des sols ayant des concentrations totales en Cu et Zn supérieures à la valeur indicative Osol (ordonnance suisse sur les polluants du sol du 9 juin 1986).

1.4. Mots clés

Cd, Ni, Zn, Cu, Pb, orge, blé, pomme de terre, laitue, carotte, haricot, petit pois, oignon, bette, trèfle, dactyle, triticales, origine anthropique, usine métallurgique.

2. Conditions expérimentales

2.1. Lieu de réalisation de l'essai

Lieu-dit de Chaindon, commune de Reconvilier, canton de BE, Suisse.

2.2. Date et durée de l'essai

1993-94 (2 ans).

2.3. Végétaux testés

- Orge de printemps, variété Michka et Hockey
- Blé de printemps, variétés Albis et Frisal
- Triticales de printemps, variété Sandro
- Pomme de terre, variété Matilda
- Laitue batavia, variété Marius

- Laitue pommée, variété Sorraya
- Carotte, variété Nandor
- Haricot, variété Calvy
- Petit pois, variété Douce Provence
- Oignon, variété Copra
- Bette à côtes, variété Berac
- Trèfle blanc, variété Milkanova
- Dactyle, variété Prato
- Pissenlit

2.4. Source d'éléments-traces

Les fortes teneurs en Cu et Zn sont dues à la proximité d'une usine métallurgique. La parcelle se trouve à environ 400 m de l'ancienne cheminée de l'usine, mais n'est pas dans l'axe des vents dominants. Des mesures d'assainissements des fumées ont été prises.

2.5. Caractéristiques initiales du sol et du site

- Reductisol typique (gley oxydé).
- Gleysol mollique.
- Roche mère calcaire, alluvions et colluvions carbonatés.
- Limon argileux.

Caractéristiques physico-chimiques initiales du sol (MS).

	0-15 cm	25-35 cm	40-60 cm
argile %	40	31	18
limon %	48	58	69
sable %	12	11	13
C org %	3,6	1,3	0,2
pH CaCl ₂	7,2	7,9	8,3
calcaire total %	traces	9	22
Cd HNO ₃ 2M mg.kg ⁻¹	0,5	0,3	0,1
Cu HNO ₃ 2M mg.kg ⁻¹	72*	32	19
Ni HNO ₃ 2M mg.kg ⁻¹	35	34	24
Pb HNO ₃ 2M mg.kg ⁻¹	30	19	10
Zn HNO ₃ 2M mg.kg ⁻¹	232*	92	44

* Supérieur aux valeurs limites suisses (Osol, 1986).

Les teneurs en éléments-traces, sauf celles en Cu et Zn, appartiennent à la gamme de concentrations couramment rencontrées dans les sols français selon Baize (1997). Les concentrations en Cu dépassent 20 mg.kg⁻¹ et celles en Zn 100 mg.kg⁻¹.

Les teneurs en éléments-traces varient peu sur la parcelle de 375 m²: 0,42-0,64 (Cd), 57-75 (Cu), 32-42 (Ni), 26-32 (Pb), et 187-255 mg.kg⁻¹ MS (Zn).

Le pH varie beaucoup, en raison d'un taux de décarbonatation variable au sein de la parcelle. Là où le pH est élevé, il y a accumulation d'humus.

2.6. Dispositif expérimental

Placettes de 1 m × 1,5 m (sauf pomme de terre: 2,5 m × 1,5 m).

Type carré latin, avec 4 répétitions et 12 végétaux.

Cultures:

- 1^{re} année: 2 blés de printemps, orge Michka, pomme de terre, 2 laitues, carotte, haricot, petit pois, trèfle, dactyle, pissenlit.
- 2^e année: 2 blés de printemps, 2 orges de printemps, triticales de printemps, pomme de terre, oignon, bette, trèfle, laitue pommée, dactyle, pissenlit.

2.7. Conditions de culture

La parcelle présente des teneurs satisfaisantes en éléments fertilisants. Seul de l'azote a donc été apporté:

- céréales de printemps (blé, orge, triticales): 80 kg N.ha⁻¹ (30/50, NH₄NO₃),
- laitue: 84 kg N.ha⁻¹ (NH₄NO₃),
- carotte: 168 kg N.ha⁻¹ (140: NH₄NO₃/ 28 : KNO₃),
- oignon: 50 kg N.ha⁻¹ (20/30, NH₄NO₃),
- bette: 160 kg N.ha⁻¹ (132: NH₄NO₃/ 28 : KNO₃),
- dactyle: 40 kg N.ha⁻¹ (NH₄NO₃),
- pomme de terre: 140 kg N.ha⁻¹ (70/70, NH₄NO₃),
- légumineuses: pas d'engrais.

Les semis et les plantations ont été réalisés à la main. Les traitements phytosanitaires ont été appliqués en veillant à ce que les produits utilisés ne contiennent pas d'éléments-traces susceptibles d'interférer avec les résultats.

Les céréales n'ont pas été irriguées. Les fourrages ont été arrosés uniquement au démarrage de la culture. Toutes les autres plantes ont été irriguées en fonction des besoins.

L'emplacement des plantes cultivées lors de la deuxième période de végétation a été choisi de manière à tenir compte des recommandations usuelles en terme de rotation des cultures. Les pommes de terre cependant ont été cultivées sur les mêmes placettes que la première année. Lors de la deuxième période de végétation, les fourrages n'ont pas été ressemés et leur emplacement n'a donc pas été modifié non plus.

On a procédé à deux coupes de fourrages lors de la première période de végétation et à trois coupes lors de la deuxième.

2.8. Paramètres suivis

Concentrations en métaux dans les parties consommables des végétaux, rendements.

2.9. Méthode d'échantillonnage et de préparation des sols et des végétaux

Les plantes ont été récoltées au centre des placettes.

Les feuilles externes avariées des laitues ont été éliminées, les haricots équeutés, les petits pois écosés, les oignons épluchés, les enveloppes externes des grains de céréales éliminées, sauf pour l'orge.

Les échantillons ont été lavés à l'eau distillée, séchés puis broyés dans une ultra-centrifugeuse en titane à tamis de 0,25 mm.

2.10. Méthode d'analyse des éléments-traces

Mise en solution par voie humide à HNO₃ 2M pour les sols, et H₂O₂/HNO₃ pour les plantes.

Dosage par spectromètre d'absorption atomique à flamme pour les sols, et par spectromètre d'absorption atomique à four graphite pour Cd, Ni et Pb dans les plantes et par ICP pour Cu et Zn dans les plantes.

La variabilité de la mise en solution des sols a été mesurée, et elle peut être considérée comme faible (1,0-1,7 %).

L'exactitude de l'analyse des plantes a été contrôlée par la mise en solution et le dosage d'échantillons certifiés.

3. Résultats

3.1. Rendements

	1993 (q.ha ⁻¹)	1994 (q.ha ⁻¹)
carotte	604	–
pomme de terre	578	493
blé Frisal	39	22
blé Albis	62	40
laitue batavia	845	–
laitue pommée	522	546
petit pois	43	–
orge Michka	63	10
orge Hockey	–	25
triticale Sandro	–	63
trèfle	non calculé	non calculé
dactyle	non calculé	non calculé
pissenlit	non calculé	non calculé
haricot	non calculé	–
bette	–	507
oignon	–	non calculé

3.2. Qualité des récoltes : accumulation des éléments-traces et teneurs en éléments-traces

- Les plus fortes concentrations ont été observées dans les laitues (Cd, Pb), la bette (Cd, Cu, Zn), la paille du triticale (Ni) et le haricot (Ni).
- Les 4 laitues pommées échantillonnées présentent des teneurs très variables : 0,4 / 16 / 36 / 108 mg Pb.kg⁻¹ MS, alors qu'elles ne sont pas distantes de 1 m.
- Les concentrations sont variables selon l'âge des organes, ou leur exposition aux retombées atmosphériques. Les feuilles centrales (plus jeunes) de la laitue ont des concentrations en Cd, Zn et Pb plus faibles que les feuilles périphériques, et l'inverse se produit pour le Cu et le Ni.
- La concentration en Cd et Pb de la paille des céréales est supérieure à celle des grains. Pour le Cu et le Zn, le rapport des concentrations dans la paille et dans le grain est proche de 1. Les limbes de bettes accumulent plus les éléments que les nervures.
- L'effet variété dans l'accumulation ne se remarque pas ici.

Quantités d'éléments-traces exportées par les végétaux en g.ha⁻¹.

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
batavia	68	834	38	23	8070
blé grain Albis-93	1,2	77	1,7	0,2	640
blé grain Frisal-93	0,4	30	0,7	0,1	286
carotte	28	328	73	7	3111
orge grains Michka-93	0,2	50	1,1	0,4	510
pomme de terre-93	3	439	23	1,3	1084
petit pois	0,1	29	4	0,1	222
laitue pommée	45	693	44	2110	6812
blé grain Albis-94	0,7	44	1,0	0,1	403
blé grain Frisal-94	0,3	18	1,0	0,1	191
orge grains Hockey-94	0,1	20	0,4	0,1	213
orge grains Michka-94	0,1	8	0,2	ε	81
pomme de terre-94	5	339	17	1,6	1122
seigle grains	0,2	63	1,0	0,1	457

Concentrations en éléments-traces des végétaux en mg.kg⁻¹ MS.

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
batavia	0,8	10	0,5	0,3	95
blé Albis grains-93	0,2*	12	0,3	0,03	103
blé Albis paille-93	0,5	5	0,2	0,3	134
blé Frisal grains-93	0,1	8	0,2	0,03	73
blé Frisal paille-93	0,4	4	0,2	0,3	120
carotte	0,5	5	1,2	0,1	51
dactyle 2 ^e coupe-93	0,2	11	1,0	0,2	48
haricot-93	0,02	8	4	0,04	42
orge Michka grains-93	0,03	8	0,2	0,06	81
orge Michka paille-93	0,2	6	0,3	0,4	106
pomme de terre-93	0,06	8	0,4	0,02	19
petit pois	0,02	7	0,9	0,03	52
laitue pommée	0,8	13	0,8	40*	130
trèfle 2 ^e coupe-93	0,02	10	0,9	0,2	37
bette limbe 1 ^{re} récolte	1,2*	26	1,6	0,2	514
bette limbe 2 ^e récolte	1,1*	16	2	0,2	355
bette nervures 1 ^{re} récolte	0,4	13	0,6	0,1	120
bette nervures 2 ^e récolte	0,5	11	0,7	0,1	148
blé Albis grains-94	0,2*	11	0,3	0,02	101
blé Albis paille-94	0,4	5	0,3	0,3	110
blé Frisal grains-94	0,1	8	0,5	0,03	87
blé Frisal paille-94	0,4	5	0,4	0,3	130
dactyle 1 ^{re} coupe-94	0,09	11	1,2	0,2	54
dactyle 2 ^e coupe-94	0,2	9	1,3	0,2	85
dactyle 3 ^e coupe-94	0,1	9	1,5	0,1	51
laitue pommée	0,7	16	1,3	0,4	119
oignon	0,09	6	0,5	0,06	43

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
orge Hockey grains-94	0,06	8	0,1	0,06	85
orge Hockey paille-94	0,2	5	0,2	0,4	118
orge Michka grains-94	0,06	8	0,2	0,03	81
orge Michka paille-94	0,3	5	0,3	0,3	132
pomme de terre-94	0,1	7	0,3	0,03	23
trèfle 1 ^{re} coupe-94	0,02	11	1,3	0,3	34
trèfle 2 ^e coupe-94	0,03	11	1,1	0,3	35
triticale grain	0,04	10	0,1	0,01	72
triticale paille	0,2	5	3	0,5	54

* Teneurs élevées.

Concentrations en éléments-traces des feuilles de laitue en mg.kg⁻¹ MS.

		Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
batavia	feuilles externes	0,6	11	0,2	0,3	60
	feuilles moyennes	0,3	10	0,2	0,2	57
	feuilles internes	0,1	11	0,3	0,1	48
laitue pommée-93	feuilles externes	0,8	11	0,3	0,4	94
	feuilles moyennes	0,4	12	0,4	63	80
	feuilles internes	0,2	16	0,7	0,1	67
laitue pommée-94	feuilles externes	1,6	10	1,1	0,5	200
	feuilles moyennes	0,6	14	1,0	0,3	116
	feuilles internes	0,3	18	1,2	0,2	94

3.3. Expression du transfert du sol vers la plante des éléments-traces

- Les coefficients de répartition du Cu et du Zn sont assez constants quelle que soit l'espèce végétale, exceptée la bette. Celui du Cu est de l'ordre de 0,07-0,2 et celui du Zn 0,08-0,6.
- Ceux du Pb sont très faibles pour toutes les espèces: ε -0,02, sauf pour la laitue pommée.
- Ceux du Ni sont faibles et variables, de 0,005 pour les céréales à 0,1 pour le haricot. Les légumineuses sont connues pour accumuler le Ni.
- Ceux du Cd sont très variables selon l'espèce, allant de 0,03 pour les légumineuses et le grain d'orge, à 1-2 pour les laitues et la bette.

Coefficients de répartition végétal récolté-sol.

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
batavia	1,5	0,1	0,01	0,01	0,4
blé Albis grains-93	0,3	0,2	0,007	0,001	0,5
blé Albis paille-93	0,9	0,08	0,006	0,01	0,6
blé Frisal grains-93	0,2	0,1	0,005	0,001	0,3
blé Frisal paille-93	0,7	0,07	0,005	0,009	0,5
carotte	0,9	0,08	0,03	0,004	0,2
dactyle	0,3	0,2	0,03	0,008	0,2
haricot-93	0,03	0,1	0,1	0,001	0,2
orge Michka grains-93	0,06	0,1	0,005	0,002	0,4
orge Michka paille-93	0,4	0,08	0,008	0,02	0,5
pomme de terre-93	0,1	0,1	0,01	0,001	0,08
petit pois	0,03	0,1	0,02	0,001	0,2
laitue pommée	1,6	0,2	0,02	1,4	0,6
trèfle 2 ^e coupe-93	0,04	0,1	0,02	0,008	0,2
bette limbe 1 ^{re} récolte	2,1	0,4	0,04	0,009	2,3
bette limbe 2 ^e récolte	2	0,2	0,05	0,008	1,6
bette nervures 1 ^{re} récolte	0,8	0,2	0,02	0,005	0,5
bette nervures 2 ^e récolte	1,0	0,2	0,02	0,005	0,7
blé Albis grains-94	0,3	0,2	0,007	0,001	0,4
blé Albis paille-94	0,7	0,07	0,007	0,01	0,5
blé Frisal grains-94	0,2	0,1	0,01	0,001	0,4
blé Frisal paille-94	0,8	0,07	0,01	0,01	0,6
dactyle 1 ^{re} coupe-94	0,2	0,1	0,03	0,008	0,2
dactyle 2 ^e coupe-94	0,3	0,1	0,03	0,008	0,4
dactyle 3 ^e coupe-94	0,2	0,1	0,04	0,005	0,2

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
oignon	0,2	0,1	0,01	0,002	0,2
orge Hockey grains-94	0,1	0,1	0,004	0,002	0,4
orge Hockey paille-94	0,3	0,07	0,006	0,01	0,5
orge Michka grains-94	0,1	0,1	0,004	0,001	0,4
orge Michka paille-94	0,5	0,08	0,009	0,01	0,6
pomme de terre-94	0,2	0,1	0,009	0,001	0,1
trèfle 1 ^{re} coupe-94	0,04	0,2	0,04	0,01	0,1
trèfle 2 ^e coupe-94	0,05	0,2	0,03	0,01	0,1
triticale	0,07	0,1	0,004	ε	0,3
triticale	0,3	0,08	0,08	0,02	0,2

Pourcentage d'éléments exportés par les grains par rapport aux éléments présents dans la couche 0-20 cm (dans le sol à l'état initial).

Hypothèses : 3 000 t de terre à l'hectare dans 0-20 cm, et les racines n'ont accès qu'à cette terre

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
batavia	4	0,4	0,03	0,03	1,2
blé grain Albis-93	0,07	0,04	0,001	0,000 2	0,09
blé grain Frisal-93	0,02	0,01	0,000 6	0,000 1	0,04
carotte	1,8	0,2	0,07	0,008	0,5
orge grains Michka-93	0,01	0,02	0,001	0,000 5	0,08
pomme de terre-93	0,2	0,2	0,02	0,002	0,2
petit pois	0,005	0,01	0,003	0,000 2	0,03
laitue pommée	3	0,3	0,04	2	1,0
blé grain Albis-94	0,04	0,02	0,000 9	0,000 1	0,06
blé grain Frisal-94	0,02	0,009	0,000 9	0,000 1	0,03
orge grains Hockey-94	0,009	0,01	0,000 3	0,000 2	0,03
orge grains Michka-94	0,003	0,004	0,000 1	ε	0,01
pomme de terre-94	0,3	0,2	0,01	0,002	0,2
triticale grains	0,01	0,03	0,000 9	0,000 1	0,07

3.4. Conclusion des auteurs

- Les légumineuses (surtout le haricot et le trèfle) accumulent peu le Cd.
- Le pH influence le prélèvement du Cd pour les pommes de terre, la laitue et les bettes, et le prélèvement du Ni pour le trèfle, la laitue et la bette. Une diminution de 0,8 unité de pH fait augmenter de 5 fois le prélèvement du Cd par la laitue et de 3 fois celui du Ni. Une diminution de 1,2 unités de pH fait augmenter de 3 fois le prélèvement de Cd par les bettes et de 10 fois celui de Ni. Une diminution de 0,7 unité de pH multiplie par 2 la concentration en Cd et par presque 3 en Ni chez la carotte. Une diminution de 0,6 unité de pH multiplie par plus de 2 la concentration en Ni dans le haricot.
- Les céréales par contre accumulent le Cd indépendamment du pH, de même pour les pommes de terre et le Cu.
- L'accumulation très variable et parfois très élevée du Pb par les laitues pommées est peut être due au froid, car l'essai a été mis en place tôt compte tenu de l'altitude (fin avril). La deuxième année, aucune accumulation n'a été mise en évidence, lorsque l'essai a été mis en place fin mai.

4. Commentaires

4.1. Interprétation de ces résultats

Les résultats importants sont :

- la laitue et la bette accumulent plus les métaux que les autres espèces testées,
- le Pb du sol est peu disponible pour les végétaux.

4.2. Réalisme de l'expérimentation

Cette expérimentation reflète des pratiques agricoles classiques, mais n'est pas conforme à la réglementation suisse (Osol, 1986) pour les teneurs en Cu et Zn dans les sols.

4.3. Données manquantes

- L'échantillonnage des plantes n'est pas décrit pour toutes les espèces végétales.
- Les rendements de nombreux végétaux n'ont pas été calculés pour des problèmes techniques ; il est en effet hasardeux d'apprécier le rendement sur des placettes de 1,5 m².
- Les conditions météorologiques ne sont pas précisées.

5. Autres points abordés par l'étude

- Variabilité spatiale des concentrations en éléments-traces dans le sol.
- Variabilité du prélèvement des éléments-traces par les végétaux.
- Métaux extraits à NaNO₃ : répartition dans le sol, et lien avec le transfert des métaux vers les plantes.
- Risque pour la santé de l'homme et des animaux à consommer des végétaux cultivés sur ce sol.
- Conseils de gestion des sites faiblement pollués par le Cu et le Zn.

pas d'apport	plein champ	Cd
conforme aux pratiques agricoles courantes et « conforme » ou « non conforme » à la réglementation selon les sols		blé

1. Présentation du document

1.1. Référence bibliographique

Mench M., Baize D., et Mocquot B. (1997). Cadmium availability to wheat in five soil series from the Yonne district, Burgundy, France. *Environmental Pollution*, 95, 1, 93-103.

1.2. Adresse des auteurs

INRA, Unité d'Agronomie, BP 81, 33883 Villenave d'Ornon cedex.

Et INRA, Unité de Science du Sol, 45160 Ardon.

1.3. Objectifs

Déterminer l'accumulation du Cd dans les grains de blé et les relations entre les concentrations en Cd des plantes et les facteurs liés au sol, qui peuvent être différentes selon les séries de sol.

1.4. Mots clés

Cd d'origine pédo-géochimique, blé.

2. Conditions expérimentales

2.1. Lieu de réalisation de l'essai

Onze sites en bordure Nord du Morvan, au sud de l'Yonne (France – 89) : les plateaux de Bourgogne et le Terre-Plaine.

2.2. Date et durée de l'essai

Enquête sur un été.

2.3. Végétaux testés

Blé d'hiver, de variétés diverses et non décrites.

2.4. Source d'éléments-traces

Fond pédo-géochimique.

Les parcelles d'expérimentation sont éloignées des sites industriels. La région est à dominante agricole, avec beaucoup d'élevage jusque dans les années 1980. Les prairies ont donc été pas ou peu fertilisées. Il n'y a pas eu d'épandage de boues de station d'épuration.

2.5. Caractéristiques initiales des sols et des sites

Plusieurs séries de sol issus de roches mères diverses, sous un même climat, avec des teneurs en éléments-traces faibles à très élevées.

La série « terres d'Aubues » provient des plateaux de Bourgogne, karstiques, couches de calcaire dur du Jurassique supérieur et moyen alternées de marnes.

Les autres séries se situent en Terre-Plaine et sont des dépôts de Lias (Jurassique inférieur). Ce sont des sédiments tendres et faiblement perméables (argiles et marnes). Deux strates dures y sont incluses, dont le calcaire sinémurien. La proximité du Morvan, horst granitique, délimité par de nombreuses failles, conduit à une minéralisation des sols de la strate liasique.

Les sols de la plate-forme sinémurienne (sols marron et terres noires) ont des teneurs en éléments-traces particulièrement fortes (Pb, Cd, Zn, Ni, Tl, Cr, Co, Fe et Mn), qui sont d'origine hydrothermale.

Présentation des 5 séries de sol.

Nom	Calcaire ?	Texture	Référentiel pédologique	FAO-UNESCO	Épaisseur (cm)
aubues	non	limon argilo-limoneux	luvisols fersiallitiques tronqués sur calcaires durs du Dogger	luvisols chromiques tronqués	50-100
carixien	oui	argile	calcosols argileux sur marnes carixiennes (Lias)	cambisols calcariques	35-60
domérien	non	limon argilo-limoneux	planosols saturés typiques des argiles domériennes (Lias)	planosols eutriques	70-100
sols marron	non	limon argilo-limoneux	luvisols ferrugineux rédoxiques tronqués sur calcaire sinémurien	luvisols stagniques	90-150
terres noires	non ou peu	argile limoneuse	calcisols ferrugineux leptiques sur calcaire sinémurien (Lias)	leptosols rendziques	25-40

Caractéristiques physico-chimiques des horizons 0-25 cm des « aubues » (3 sites).

argile (%)	31,6	40,1	39,3
limon (%)	66,1	56,8	59,2
sable (%)	2,3	3,1	1,5
carbonates	0	0	0
CEC (cmol.kg ⁻¹)	17,5	19,5	17,7
matières organiques (%)	2,55	2,36	2,22
pH eau	7,7	6,0	5,7
Cd (mg.kg ⁻¹ MS)	0,4	0,41	0,37
Cu (mg.kg ⁻¹ MS)	12,2	14,1	16
Zn (mg.kg ⁻¹ MS)	74	126	99

Caractéristiques physico-chimiques des horizons 0-25 cm des « carixien » (2 sites).

argile (%)	39,9	42,7
limon (%)	49,2	49,1
sable (%)	10,9	8,2
carbonates (%)	12,3	26,3
CEC (cmol.kg ⁻¹)	15,0	14,2
matières organiques (%)	2,6	2,72
pH eau	8,2	8,2
Cd (mg.kg ⁻¹ MS)	0,64	0,40
Cu (mg.kg ⁻¹ MS)	36,3	25,4
Zn (mg.kg ⁻¹ MS)	255	218

Caractéristiques physico-chimiques des horizons 0-25 cm des « domérien » (1 site).

argile (%)	26,3
limon (%)	67,2
sable (%)	6,5
carbonates (%)	0
CEC (cmol.kg ⁻¹)	9,2
matières organiques (%)	2,08
pH eau	6,5
Cd (mg.kg ⁻¹ MS)	0,22
Cu (mg.kg ⁻¹ MS)	15,7
Zn (mg.kg ⁻¹ MS)	110

Caractéristiques physico-chimiques des horizons 0-25 cm des « sols marron » (4 sites).

argile (%)	31,4	30,3	36,9	32,2
limon (%)	53,7	61,8	57,3	61,7
sable (%)	14,7	7,7	5,7	6,0
carbonates (%)	0	0	0	0
CEC (cmol.kg ⁻¹)	13,1	12,7	18,6	17,4
matières organiques (%)	2,94	2,36	2,43	2,27
pH eau	6,7	6,2	6,5	6,2
Cd (mg.kg ⁻¹ MS)	0,43	0,73	0,6	0,57
Cu (mg.kg ⁻¹ MS)	23,9	19,4	19,8	19,4
Zn (mg.kg ⁻¹ MS)	271	511*	281	298

* Supérieur aux valeurs limites de l'Arrêté du 08/01/98.

Caractéristiques physico-chimiques des horizons 0-25 cm des « terres noires » (1 site).

argile (%)	46,5
limon (%)	36,8
sable (%)	7,8
carbonates (%)	8,9
CEC (cmol.kg ⁻¹)	19,7
matières organiques (%)	3,58
pH eau	8,1
Cd (mg.kg ⁻¹ MS)	2,02*
Cu (mg.kg ⁻¹ MS)	26,5
Zn (mg.kg ⁻¹ MS)	1828*

* Supérieur aux valeurs limites de l'Arrêté du 08/01/98.

2.6. Conditions de culture

Les conditions de cultures ne sont pas connues. Les conditions climatiques sont similaires d'un site à l'autre car la région d'échantillonnage est peu étendue.

2.7. Dispositif expérimental

Il ne s'agit pas d'un essai, mais plutôt d'une enquête : prélèvement de sol et de grains de blé chez des agriculteurs sur 11 sites différents.

2.8. Paramètres suivis

Concentration en Cd des grains de blé en fonction de : concentration en Cd du sol, extractibilité du Cd du sol au nitrate de calcium (0,1 M) et à l'ammonium-EDTA (0,05 M), propriétés du sol.

2.9. Méthode d'échantillonnage et de préparation des sols et des végétaux

Les échantillons de terre ont été prélevés sur une surface de 0,3 m² sur 25 cm de profondeur, puis séchés à l'air ambiant, tamisés à 2 mm et homogénéisés. Les plantes ont été récoltées sur 1 m², les grains ont été battus mécaniquement, puis séchés à 60 °C et broyés.

2.10. Méthode d'analyse des éléments-traces

Les échantillons de grains ont été mis en solution à l'acide nitrique et eau oxygénée, avec 3 répétitions par échantillon. Un échantillon de référence du BCR a été également mis en solution pour vérifier l'exactitude de la procédure de mise en solution et de dosage. Les échantillons de sol ont été mis en solution par acide nitrique, acide chlorhydrique et acide fluorhydrique. Les dosages ont été réalisés par spectrométrie d'émission optique par plasma d'argon ou par spectrométrie d'absorption atomique par électrothermie.

3. Résultats

3.1. Rendement

Le rendement est compris entre 40 et 80 q.ha⁻¹.

Il n'y a pas de relation particulière entre le rendement et les teneurs en Cd des grains.

3.2. Qualité des récoltes : accumulation des éléments-traces et teneurs en éléments-traces

- Les teneurs en Cd des grains de blé varient entre 0,015 et 0,146 mg Cd.kg⁻¹ MS.
- Elles peuvent être classées comme suit : domérien < carixien et terres noires < sols marron < aubues.
- Elles ne sont pas corrélées aux teneurs en Cd des sols (domérien < aubues < carixien et sols marron < terres noires).

Série de sol	Moyenne de teneur en Cd du grain de blé (mg.kg ⁻¹ MS)
aubues	0,115
domérien	0,015
carixien	0,034
sols marron	0,051
terres noires	0,039
minimum	0,015
maximum	0,146
moyenne	0,058

- Deux échantillons de blé (0,14-0,15 mg.kg⁻¹ MS) présentent de fortes teneurs en Cd. Il s'agit de blé cultivé sur terres d'Aubues à faible teneur en Cd dans le sol (0,37-0,40 mg.kg⁻¹ MS) et pH assez bas (5,7-6). Le pH du troisième site sur terres d'Aubues a été relevé (7,7) par l'application de boues phosphatées basiques. Les grains de blé ne contiennent alors plus que 0,06 mg.kg⁻¹ MS. Les concentrations en Cd des échantillons de blé sur sols à fortes teneurs en Cd et pH élevés sont toutes inférieures au seuil du CSHPF.
- Le pH du sol semble donc un facteur plus important ici que la teneur totale en Cd du sol.
- Les teneurs en Cd des grains de blé peuvent être élevées, sur des sols à teneur en Cd d'origine pédo-géochimique, appartenant à la gamme de concentrations couramment rencontrées en France et à pH relativement faible. Par ailleurs, des concentrations élevées dans les sols, d'origine pédo-géochimique ne conduisent pas forcément à des concentrations élevées dans les grains de blé.

3.3. Expression du transfert du sol vers la plante des éléments-traces

Pourcentage de Cd exporté par les grains par rapport au Cd présent dans la couche supérieure.

aubues	0,06
domérien	0,01
carixien	0,009
sols marron	0,02
terres noires	0,005

Coefficients de répartition grain-sol moyens.

aubues	0,3
domérien	0,07
carixien	0,06
sols marron	0,09
terres noires	0,02

Transfert et propriétés du sol :

- La concentration en Cd des grains de blé est corrélée significativement avec la CEC (corrélation positive) et le pH (corrélation négative).
- Pour les sols dont le pH est inférieur à 7, il y a une relation linéaire entre l'accumulation de Cd dans le grain et le pH. Pour les sols dont le pH est supérieur à 7, la concentration en Cd des grains est faible et constante.

Extractibilité :

- La concentration en Cd du grain de blé est corrélée significativement à l'extrait au nitrate de calcium (corrélation positive). Elle n'est pas corrélée à l'extrait à l'EDTA.
- En dessous de 50 µg de Cd.kg⁻¹ extrait par le nitrate de calcium, la concentration dans le grain reste constante, autour de 0,01-0,05 mg Cd.kg⁻¹ MS. Au-dessus, la concentration augmente rapidement, montrant que le transfert est accru.

Modélisation du transfert :

Une analyse statistique (régression linéaire multiple progressive) montre que 96 % de la variation est expliquée par la relation suivante :

$$C_g = 0,0019 \text{ CEC} + 0,0012 \text{ C}_e$$

avec :

- C_g : concentration en Cd du grain de blé (mg.kg^{-1} sol MS),
- C_e : Cd extrait au nitrate de calcium (mg.kg^{-1} sol MS).

3.4. Conclusion des auteurs

- Cette enquête montre combien le transfert sol-plante du Cd est un phénomène complexe, et difficile à modéliser.
- Les concentrations en Cd des grains de blé ne sont pas corrélées aux teneurs totales en Cd des sols. Les concentrations totales en Cd élevées dans le sol ne conduisent pas forcément à des teneurs élevées dans les plantes. Par contre elles sont corrélées au Cd extractible par le nitrate de calcium 0,1 M, et dans une moindre mesure au pH et à la CEC du sol.
- Ces conclusions ne peuvent être généralisées à d'autres types de sol, à cause du faible nombre de données.

4. Commentaires

4.1. Interprétation de ces résultats

Le résultat marquant est que les concentrations en Cd des grains de blé ne sont pas corrélées avec celles des sols. Le blé, dont les teneurs dans le grain sont élevées, a été cultivé sur des sols à faible concentration en Cd total, mais à pH faible, facilitant le transfert vers la plante.

4.2. Réalisme de l'expérimentation

Ce n'est pas une expérimentation à proprement parler, mais une enquête chez des agriculteurs. Le réalisme de l'essai est donc total. Toutefois, les teneurs en Cd de certains sols ne seraient pas conformes à la réglementation si on les compare aux teneurs limites autorisées par l'Arrêté du 08/01/98 pour les sols aptes à recevoir des boues.

4.3. Données manquantes

Du fait qu'il ne s'agit pas d'une réelle expérimentation, beaucoup de facteurs liés au sol, au végétal et aux itinéraires techniques ne sont pas maîtrisés (pas d'homogénéité entre les parcelles) ni suffisamment renseignés : historique des parcelles, variétés de blé, pratiques culturales, fertilisation, dosage du Cd des produits phytosanitaires et des engrais, etc.

5. Autres points abordés par l'étude

- Outre les grains, les parties aériennes du blé ont été récoltées au stade montaison de la tige.
- Les concentrations en Cd du blé ont été étudiées en fonction de la composition minérale du blé.

apport de fumier et de compost	plein champ	Cd, Cr, Co, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn
non conforme aux pratiques agricoles courantes et conforme ou non conforme à la réglementation selon les produits résiduels		poireau, laitue, céleri, chou pommé

1. Présentation du document

1.1. Référence bibliographique

Chambre d'Agriculture du Nord (1994). Expérimentation de plein champ sur l'évolution et l'influence de cinq amendements organiques en cultures légumières (1985-1989). Rapport de synthèse. Données et Références, Agriculture, ADEME, 73 p.

1.2. Adresse des auteurs

Chambre d'Agriculture du Nord

1.3. Objectifs

Comparer les valeurs agronomiques et économiques de 5 amendements organiques (fumier de bovin, fumier de champignon, lombri-compost, compost urbain, compost de boues).

1.4. Mots clés

Cd, Cr, Co, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, fumier de bovin, fumier de champignon, compost urbain, compost de boues, lombri-compost, poireau, laitue, céleri, chou.

2. Conditions expérimentales

2.1. Lieu de réalisation de l'essai

Institut Agricole de Genech, commune de Genech (France – 59).

2.2. Date et durée de l'essai

1985-89 (5 ans).

2.3. Végétaux testés

- 1985 : poireau
- 1986 : laitue précoce et céleri-rave
- 1987 : chou pommé
- 1988 : laitue (variété Patty) et céleri branches
- 1989 : poireau (variété Strata)

2.4. Source d'éléments-traces

- | | | | | |
|-------------------------------|---------|----------|--------------------------------------|-------------------------|
| – fumier de bovin (FB) à | 23 % MS | 0,52 % N | 0,2 % P ₂ O ₅ | 0,64 % K ₂ O |
| – fumier de champignon (FC) à | 48 % MS | 0,63 % N | 0,44 % P ₂ O ₅ | 0,89 % K ₂ O |

- lombri-compost: compost élaboré par le lombric à partir de fumier (LC)
43 % MS 0,74 % N 0,85 % P₂O₅ 0,48 % K₂O
- compost d'ordures ménagères de la ville de Sin-le-Noble (CU)
71 % MS 0,55 % N 0,34 % P₂O₅ 0,21 % K₂O
- compost de boues et sciures de la ville de Soissons (CB)
45 % MS 1,08 % N 1,25 % P₂O₅ 0,14 % K₂O

Composition des amendements organiques (mg.kg⁻¹ MS).

	Année	Cd	Hg	Cu	Pb	Zn
FB	1985	1,1	0,1	13	21	75
	1987	1,0	0,1	22	15	173
	1989	0,7	0,2	11	34	92
FC	1985	0,8	0,2	52	21	166
	1987	1,7	0,4	27	72	223
	1989	1,8	0,6	28	130	199
LC	1985	1,2	0,6	86	84	319
	1987	0,7	0,1	69	61	301
	1989	1,2	0,1	245	93	470
CU	1985	3,2*	1,9	166	634*	992*
	1987	2,7	2,0	158	375*	928*
	1989	17*	3,0*	86	517*	813*
CB	1985	3,4**	2,1**	211	180	894**
	1987	3,5**	1,9	135	21	799**
	1989	3,5**	1,8	163	192**	735**

* Supérieur aux valeurs limites du projet NF U 44-051.

** Supérieur aux valeurs limites de NF U 44-095.

Le compost de boues peut relever du statut d'amendement organique (NF U 44-095) et serait alors non conforme (Cd et Zn, voire selon les années, Hg et Pb). S'il relève du statut de déchet (Arrêté du 08/01/98), alors il serait conforme.

La composition est très variable, tant entre les produits qu'entre les années pour un même produit.

Le compost urbain et le compost de boues apportent plus d'éléments-traces que les autres produits organiques, pour une même dose de matière sèche apportée.

2.5. Caractéristiques initiales du sol et du site

Limon sableux.

Caractéristiques physico-chimiques initiales du sol (MS).

argile %	12
limon fin %	13
limon grossier %	29,4
sable fin %	40,7
sable grossier %	4,9
N %	0,087
C/N	11,95
matières organiques %	1,78
pH	7,9
P ₂ O ₅ JH %	0,046
K ₂ O %	0,032
MgO %	0,007
calcaire total %	0,5

Cd mg.kg ⁻¹	0,4
Cu mg.kg ⁻¹	12
Cr mg.kg ⁻¹	41
Ni mg.kg ⁻¹	12
Pb mg.kg ⁻¹	60
Zn mg.kg ⁻¹	60
Co mg.kg ⁻¹	5
Hg mg.kg ⁻¹	0,09

Les teneurs en éléments-traces appartiennent à la gamme de concentrations couramment rencontrées dans les sols français selon Baize (1997), sauf le Pb, qui dépasse 50 mg.kg⁻¹ MS.

2.6. Conditions de culture

Le sol n’a pas porté de culture légumière depuis plusieurs années. Le précédent 1984 était un blé.

La température de l’air est assez régulière entre les années. Elle tourne autour de 15 °C pendant les périodes de culture. Les précipitations ont été plus irrégulières. L’été a été sec en 1986, normalement humide en 1989, et très humide en 1987 et 1988.

Les cultures ont été conduites de façon classique et ont reçu tous les traitements et apports nécessaires. Cependant, après chaque récolte, la totalité des résidus a été systématiquement enlevée.

Conditions de culture.

Culture	Mise en place	Récolte
poireau – 1985	17/7	9/12
laitue – 1986	10/4	début juin
céleri-rave – 1986	11/6	fin octobre
chou pommé – 1987	1/7	16/11
laitue – 1988	6/4	juin
céleri-branché – 1988	21/7	12/10
poireau – 1989	5/7	14/11

2.7. Dispositif expérimental

Placettes de 13 m × 4,5 m (pour N1 + N2).

Type split-plot, avec 3 répétitions, 6 traitements (5 amendements et un témoin minéral) et 2 doses d'azote (N1 et N2).

Traitements:

- M: fumure minérale seule
- FB: fumier de bovin + fumure minérale de M
- FC: fumier de champignon + fumure minérale de M
- LC: lombri-compost + fumure minérale de M
- CU: compost urbain + fumure minérale de M
- CB: compost de boue + fumure minérale de M

Les doses d'amendement ont été calculées de façon à apporter 10 t de MO.ha⁻¹ en 1985 et 8 t les années suivantes.

Quantités de matières organiques d'origine résiduaire apportées (t).

	1985	1985	1986	1986	1987	1987	1988	1988	1989	1989
	MB	MS	MB	MS	MB	MS	MB	MS	MB	MS
FB	60	15	35	10	40	9,5	62,5	10,5	49	10,5
FC	43	18	40	17,5	37	17,5	32,5	15,5	29	17
LC	60	28,5	37	20	41	17,5	50	17,5	51,5	18
CU	40	33	28,5	20	28	17	28	22	35,5	22,5
CB	30	18,5	30,5	13,5	45,5	11	27,5	10	19	11

N1: dose pratiquée empiriquement par les agriculteurs.

N2: dose raisonnée, inférieure à N1, car tient compte que les produits organiques apportent de l'azote.

Il faudra donc comparer les placettes N1 de M avec les parcelles N2 des autres.

Apports d'engrais minéraux (kg.ha⁻¹).

	1985 poireau	1986 laitue	1986 céleri	1987 chou	1988 laitue	1988 céleri	1989 poireau
N1	180	80	140	130	80	140	160
N2	0 (75 pour CU)	80	80	130	80	40	50
P ₂ O ₅	120	90	120	120	90	50	50
K ₂ O	250	180	250	250	180	200	200
MgO	0	50	70	70	50	56	55

2.8. Paramètres suivis

Composition des amendements organiques, composition initiale et finale du sol, rendement et composition des légumes, exportations par les légumes, bilans théoriques dans le sol.

3.9. Méthode d'échantillonnage et de préparation des sols et des végétaux

Non décrite.

3.10. Méthode d'analyse des éléments-traces

Non décrite, mais réalisée par le laboratoire d'analyse des sols de l'INRA d'Arras.

3. Résultats

3.1. Apports cumulés d'éléments-traces dans le système par les matières organiques

Flux d'élément apporté en 5 ans par les amendements en kg.ha⁻¹.

Traitement	Flux MS (kg.ha ⁻¹)	Cd (kg.ha ⁻¹)	Cu (kg.ha ⁻¹)	Hg (kg.ha ⁻¹)	Pb (kg.ha ⁻¹)	Zn (kg.ha ⁻¹)
FB	55 500	0,052	0,851	0,007	1,29	6,29
FC	85 500	0,123**	3,05	0,034	6,36**	16,7**
LC	101 500	0,104**	13,5**	0,027	8,05**	36,8**
CU	114 500	0,885**	15,65**	0,263**	58,2**	104**
CB	64 000*	0,222(*)	10,9(*)	0,124(*)	8,38(*)	51,8(*)

* Dépasse les flux maximum cumulés pour 5 ans apportés par les boues autorisés par l'Arrêté du 08/01/98.

(*) Dépasse les flux limites de NF U 44-095 et de l'Arrêté du 08/01/98.

** Dépasse les flux limites du projet NF U 44-051.

Les flux d'éléments-traces apportés par FC et LC, lorsqu'ils dépassent les flux limites, équivalent à 1,1 à 2,7 fois les flux limites du projet de norme NF U 44-051. Les flux d'éléments-traces apportés par CU équivalent à 3,1 à 12,9 fois les flux limites du projet de norme NF U 44-051. Les flux d'éléments-traces apportés par CB équivalent à 1,9 à 3,5 fois les flux limites de la norme NF U 44-095 et à 1,1 à 3 fois les flux limites de l'Arrêté du 08/01/98.

Les concentrations des amendements n'ont été mesurées que pour 3 apports sur 5. Les flux calculés ne sont donc pas précis, puisqu'ils reposent sur la moyenne des 3 mesures.

3.2. Évolution de la qualité du sol: accumulation des éléments-traces

Rapport entre la concentration en éléments-traces dans les parcelles avec apport de matières organiques et la concentration avec apport minéral seul.

(exemple: si FC/M=2, la concentration en métal du sol est 2 fois plus élevée quand il y a apport de FC que pour le témoin minéral)

	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
FB/M	0,91	1,00	1,00	0,95	1,03
FC/M	1,13	1,18	1,83	2,08*	1,29
LC/M	1,04	1,18	0,67	1,04	1,06
CU/M	1,07	1,11	1,00	1,06	1,01
CB/M	1,00	1,18	1,83	0,97	1,16

* Plus du doublement de la concentration.

$$FC > CB > CU > LC > FB$$

On s'explique mal l'accumulation de Pb sur la parcelle de fumier de champignon (hypothèse d'un plomb de chasse égaré ?).

3.3. Rendements

Tous les produits organiques testés augmentent significativement le rendement brut des légumes, notamment le fumier de bovin et le lombri-compost. Le rendement en MS augmente ainsi que la teneur en eau.

Rendement ($t \cdot ha^{-1} MB$) selon le type de produit organique épandu et de culture, et % MS des légumes (en italique et entre parenthèses).

		M	FB	FC	LC	CU	CB
poireau 1985	N1	58	59	58	59	60	60
	N2	39	47	50	49	55	47
laitue 1986	N1	26 (7,0)	36 (6,3)	30 (6,8)	35 (6,2)	28 (6,6)	31 (6,7)
	N2	24 (7,4)	36 (6,6)	32 (6,4)	32 (6,3)	29 (6,5)	29 (6,9)
céleri 1986	N1	22 (12,0)	24 (11,3)	24 (11,1)	26 (12,3)	22 (11,5)	22 (11,9)
	N2	22 (12,3)	24 (11,1)	20 (11,3)	26 (12,2)	22 (11,7)	21 (12,5)
chou 1987	N1	55 (11,0)	70 (9,8)	69 (9,8)	71 (10,1)	70 (10,2)	69 (9,5)
	N2	53 (11,2)	70 (9,6)	66 (9,8)	69 (10,1)	66 (10,0)	67 (9,9)
laitue 1988	N1	36 (8,6)	48 (7,1)	44 (7,3)	44 (7,4)	46 (7,7)	43 (7,3)
	N2	35 (8,6)	48 (7,9)	47 (7,2)	45 (7,5)	46 (7,9)	45 (8,4)
céleri 1988	N1	45 (8,7)	59 (7,1)	55 (7,2)	52 (7,3)	47 (7,8)	51 (8,6)
	N2	30 (10,5)	58 (7,2)	43 (7,6)	37 (8,5)	42 (8,3)	38 (8,5)
poireau 1989	N1	43 (12,4)	44 (11,4)	36 (11,4)	43 (12,6)	39 (12,0)	40 (12,6)
	N2	40 (11,8)	45 (11,4)	41 (11,5)	52 (11,9)	39 (11,6)	43 (11,6)

Les rendements peuvent être classés en 4 classes significativement homogènes: FB > LC > FC, CU, CB > M.

3.4. Qualité des récoltes: accumulation des éléments-traces et teneurs en éléments-traces

Concentrations en éléments-traces des végétaux (mg.kg⁻¹ MS).

	Végétal	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
FB	chou 1987	0,03	1,40	0,20	3,20	16,00
LC	poireau 1985	0,64	6,00	0,20	10,50*	34,00
	laitue 1986	0,43	7,50	0,02	11,10*	63,00
	céleri 1986	1,09	5,40	0,02	2,90	34,00
	chou 1987	0,14	1,20	0,20	1,00	7,00
	laitue 1988	0,74	3,50	0,10	9,80*	45,00
CU	poireau 1985	0,88	6,90	0,20	21,40*	46,00
	laitue 1986	0,83	12,60	0,05	12,80*	57,00
	céleri 1986	0,81	6,00	0,02	3,30	40,00
	chou 1987	0,20	1,50	0,20	1,10	14,00
	laitue 1988	0,58	6,10	0,09	9,50*	48,00
CB	poireau 1985	0,74	7,30	0,20	10,10*	45,00
	laitue 1986	0,55	6,80	0,02	10,20*	52,00
	céleri 1986	0,77	4,70	0,02	3,20	37,00
	chou 1987	0,18	1,20	0,20	1,80	8,00
	laitue 1988	0,58	13,40	0,12	10,70*	44,00
M	poireau 1985	0,65	6,30	0,20	9,40*	38,00
	laitue 1986	0,54	8,10	0,02	13,30*	60,00
	céleri 1986	1,05	5,50	0,02	2,90	39,00
	chou 1987	0,08	1,20	0,20	2,90	5,00
	laitue 1988	0,59	5,50	0,09	10,40*	40,00

* Teneurs élevées.

- Les teneurs en Pb dans le poireau et la laitue sont très élevées, quel que soit le traitement, y compris le témoin. L'origine de ces élévations vient sans doute du sol dont la concentration en Pb est élevée.
- Les choux fixent significativement moins de Cd et Cu que les autres légumes.
- Pour le Hg, l'accumulation est très variable pour un même légume selon les années. Il faut relativiser ces différences, car les teneurs considérées sont faibles.
- Les poireaux et les laitues fixent significativement plus le Pb que les autres légumes.
- La laitue fixe significativement plus de Zn que les autres légumes. Les choux sont significativement moins riches en Zn que les autres légumes.
- Aucun effet produit organique n'est significatif quant à l'accumulation des éléments-traces.
- Les légumes recevant du compost urbain de Sin-le-Noble ont tendance à fixer plus d'éléments-traces que les autres. Les poireaux et les laitues ont des concentrations en éléments-traces élevées, alors que le chou a des teneurs faibles.

3.5. Expression du transfert du sol vers la plante des éléments-traces

Coefficients de répartition légume-sol pour les doses N1 et N2.

		Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
FB	chou 1987	0,07	0,11	2,22-3,33	0,05-0,08	0,23-0,27
LC	poireau 1985	1,36-1,52	0,41-0,49	2,22-5,00	0,17-0,24	0,47-0,57
	laitue 1986	0,91-1,02	0,51-0,61	0,22-0,50	0,18-0,25	0,88-1,05
	céleri 1986	2,32-2,60	0,36-0,44	0,22-0,50	0,05-0,07	0,47-0,57
	chou 1987	0,30-0,33	0,08-0,10	2,22-5,00	0,02	0,10-0,12
	laitue 1988	1,57-1,76	0,24-0,29	1,11-2,50	0,16-0,22	0,63-0,75
CU	poireau 1985	1,83-2,10	0,50-0,57	2,22-3,33	0,36-0,48	0,67-0,77
	laitue 1986	1,73-1,98	0,91-1,03	0,56-0,83	0,21-0,29	0,83-0,95
	céleri 1986	1,69-1,93	0,43-0,49	0,22-0,33	0,05-0,07	0,58-0,67
	chou 1987	0,42-0,48	0,11-0,12	2,22-3,33	0,02	0,20-0,23
	laitue 1988	1,21-1,38	0,44-0,50	1,00-1,50	0,16-0,21	0,70-0,80
CB	poireau 1985	1,64-1,76	0,50-0,60	1,82-2,22	0,17-0,25	0,57-0,75
	laitue 1986	1,22-1,31	0,46-0,56	0,18-0,22	0,17-0,25	0,66-0,87
	céleri 1986	1,71-1,83	0,32-0,39	0,18-0,22	0,05-0,08	0,47-0,62
	chou 1987	0,40-0,43	0,08-0,10	1,82-2,22	0,03-0,04	0,10-0,13
	laitue 1988	1,29-1,38	0,91-1,10	1,09-1,33	0,18-0,26	0,56-0,73
M	poireau 1985	1,44-1,55	0,50-0,52	2,22-3,33	0,16-0,22	0,56-0,63
	laitue 1986	1,20-1,29	0,65-0,66	0,22-0,33	0,22-0,32	0,88-1,00
	céleri 1986	2,33-2,50	0,44-0,45	0,22-0,33	0,05-0,07	0,57-0,65
	chou 1987	0,18-0,19	0,10	2,22-3,33	0,05-0,07	0,07-0,08
	laitue 1988	1,31-1,40	0,44-0,45	1,00-1,50	0,17-0,25	0,59-0,67

Pourcentage d'éléments exportés par les végétaux par rapport aux éléments présents dans la couche supérieure.
(dans le sol à l'état initial + apport par les matières organiques d'origine résiduaire)

		Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
FB	chou 1987	0,016	0,026	0,485	0,012	0,058
LC	poireau 1985	0,289	0,071	0,396	0,033	0,092
	laitue 1986	0,066	0,031	0,014	0,012	0,059
	céleri 1986	0,265	0,035	0,021	0,005	0,050
	chou 1987	0,075	0,017	0,469	0,004	0,023
	laitue 1988	0,192	0,024	0,114	0,018	0,070
	céleri 1988	0,317	0,041	0,026	0,006	0,060
	poireau 1989	0,304	0,075	0,417	0,034	0,097
CU	poireau 1985	0,279	0,088	0,248	0,059	0,107
	laitue 1986	0,075	0,046	0,018	0,010	0,038
	céleri 1986	0,098	0,029	0,009	0,004	0,036
	chou 1987	0,063	0,019	0,248	0,003	0,033
	laitue 1988	0,101	0,043	0,061	0,014	0,061
	céleri 1988	0,213	0,054	0,023	0,006	0,071
	poireau 1989	0,301	0,080	0,298	0,052	0,106

3.6. Conclusion des auteurs

- La composition des amendements est hétérogène selon les années.
- Le compost urbain apporte plus d'éléments-traces que les autres amendements utilisés ici.
- L'enrichissement en éléments-traces du sol n'a pas forcément suivi les apports organiques.
- Tous les amendements augmentent le rendement.
- Les légumes cultivés avec le compost urbain ont des concentrations en éléments-traces les plus élevées, ceux cultivés avec le lombri-compost les plus faibles.
- Les poireaux et les laitues accumulent les éléments-traces. Le chou a de faibles teneurs.

4. Commentaires

4.1. Interprétation de ces résultats

Les différentes placettes n'ont pas reçu la même fertilisation N (même en comparant les résultats issus de N1 pour M avec N2 pour les autres) ni P et K. Pour les sols, les 3 blocs ont été mélangés pour éviter des coûts d'analyses trop élevés. Il n'y a donc pas d'analyse statistique pour les sols. On ne sait pas si les différences observées sont significatives ou non.

4.2. Réalisme de l'expérimentation

Par rapport aux pratiques agronomiques courantes : les matières organiques sont apportées en quantité environ 5 fois supérieures aux pratiques courantes.

Par rapport à la réglementation :

- Compost de boues : il est apporté en quantités trop importantes par rapport à celles autorisées dans l'Arrêté du 08/01/98, engendrant des flux de métaux supérieures aux seuils fixés par l'Arrêté. De plus, les flux d'éléments-traces apportés sont supérieurs aux flux limites de la norme NF U 44-095. Les concentrations en éléments-traces sont conformes à l'Arrêté du 08/01/98, mais pour certains éléments-traces, elles sont supérieures aux concentrations limites de la norme NF U 44-095.
- Compost urbain : les concentrations en certains éléments-traces peuvent être supérieures aux concentrations limites du projet de norme NF U 44-051 (non encore en vigueur).
- Fumier de champignon, lombri-compost et compost urbain : les flux d'éléments-traces apportés peuvent être supérieurs aux flux limites du projet de norme NF U 44-051.
- Si l'essai se trouve en zone vulnérable, l'azote apporté par les matières organiques d'origine résiduaire dépasse les $210 \text{ kg.an}^{-1}.\text{ha}^{-1}$ potentiellement épandables.

4.3. Données manquantes

- Variété de poireau cultivé en 1985, variété de laitue de 1986, variétés des céleris, variété du chou.
- Analyse de sol avant apport de matières organiques d'origine résiduaire (les analyses ont été effectuées après le premier apport).
- Analyses de métaux dans les légumes cultivés sur FB et FC.
- Analyses de métaux dans le céleri de 1988 et le poireau de 1989. Pour faire certains calculs, on a supposé que les teneurs étaient les mêmes que celles du céleri et du poireau des autres années.
- L'analyse de métaux dans les matières organiques n'a été réalisée que tous les 2 ans, soit 3 fois en 5 apports. Compte tenu de la variabilité de composition des produits, il résulte un manque de précision sur l'apport d'éléments-traces dans le sol par les matières organiques d'origine résiduaire.
- Concentrations en éléments-traces des engrais minéraux, puisque chaque placette n'en a pas reçu la même quantité.
- Analyses de Ni et de Cr qui auraient été les bienvenues, puisque ces éléments sont à surveiller dans l'Arrêté du 08/01/98.
- Sol insuffisamment décrit.
- Échantillonnage des produits organiques, des sols et des végétaux non décrit.

5. Autres points abordés par l'étude

Valeur agronomique des différents produits organiques, composition des légumes (nitrates, azote, phosphore, potassium, magnésium), aspects économiques.

Accumulation de métaux lourds chez l'orge, le colza et le blé

apport de boues	plein champ	Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn
conforme aux pratiques agricoles courantes et conforme à la réglementation		orge, colza, blé

1. Présentation du document**1.1. Références bibliographiques**

Bourrié B. (1996). Analyse du risque potentiel d'accumulation d'éléments-traces dans le sol ou dans la chaîne alimentaire, Orge. Document de travail, SCPA, Pôle agro-environnemental d'Aspach-le-Bas.

Bourrié B. (1997). Analyse du risque potentiel d'accumulation des métaux lourds dans le sol et dans les plantes, colza 1995/96. Rapport intermédiaire de l'étude n° 96-40. SCPA, Pôle agro-environnemental d'Aspach-le-Bas.

Bourrié B. (1998). Bioaccumulation de métaux lourds. Rapport d'étude n° 97-21. SCPA, Pôle agri-environnemental d'Aspach-le-Bas.

1.2. Adresse des auteurs

SCPA, Pôle agro-environnemental
68700 Aspach-le Bas

1.3. Objectifs

Mettre en évidence les phénomènes d'accumulation des éléments-traces dans une plante cultivée, dont le cycle cultural aura fait l'objet d'un apport de boues.

1.4. Mots clés

Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn, orge, colza, blé, boues.

2. Conditions expérimentales**2.1. Lieu de réalisation de l'essai**

Lycée agricole de Vesoul (France - 70).

2.2. Date et durée de l'essai

1995-97 (3 ans).

2.3. Végétaux testés

- 1995 : orge, variété Plaisant
- 1996 : colza, variété Goëland
- 1997 : blé, variété Rubens.

2.4. Source d'éléments-traces

Boue

5,83 % MS	pH 8,1	6,31 % N MS	18,7 % P ₂ O ₅ MS	2,47 % K ₂ O MS	19,2 % CaO MS	50,8 % MO MS
-----------	--------	-------------	---	----------------------------	---------------	--------------

Un apport annuel, commencé en 1992.

Composition de la boue épandue avant colza (1 kg prélevé avant épandage) en mg.kg⁻¹ MS.

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
boue	0,036	5,93	39,2	0,002	10,8	2,25	0,58	81,6

2.5. Caractéristiques initiales du sol et du site

Caractéristiques physico-chimiques initiales du sol (0-30 cm).

	M	B
matières organiques (%)	1,36	1,44
pH eau	6,3	6,5
CEC Metson (meq)	82	60
P ₂ O ₅ JH	88	362
K ₂ O	191	266
MgO	110	98
CaO	1687	1307
Cd total	0,19	0,19
Cu DTPA	1,36	1,02
Cr total	15,2	10,8
Ni total	17,1	12
Pb total	24,8	18,9
Zn DTPA	1,00	1,24

M : parcelle avec apports d'engrais minéraux seuls; B : parcelle avec apport de boues.

Les teneurs en éléments-traces appartiennent à la gamme de concentrations couramment rencontrées dans les sols français selon Baize (1997).

Les teneurs en P et matière organique sont faibles.

Les boues, épandues depuis 4 ans, ont fait remonter le niveau de P dans le sol (multiplication par 4).

2.6. Conditions de culture

Le calcium, magnésium et azote sont ajustés à la dose apportée sur le traitement avec boues. Les apports en P, K, Ca, Mg et N doivent être non limitants.

Conditions de culture.

Orge	15/07/94	déchaumage derrière blé
	24/09/94	Géoforde ($1,5 \text{ kg.ha}^{-1}$) + $70 \text{ kg P}_2\text{O}_5\text{.ha}^{-1}$
	28/09/94	boues (50 t MB.ha^{-1}) sur B
	04/10/94	préparation du sol
	05/10/94	semis (380 gr.m^{-2}) + Mesurool (3 kg.ha^{-1})
	06/10/94	Dicuran (5 L.ha^{-1})
	07/11/94	Baythroid ($0,3 \text{ L.ha}^{-1}$)
	21/02/95	N liquide (82 kg.ha^{-1}) sur M
	14/03/95	N liquide (60 kg.ha^{-1}) sur M et B
	23/03/95	Actril (3 L.ha^{-1})
	14/04/95	Evrest (1 L.ha^{-1}) + Terpal ($1,5 \text{ L.ha}^{-1}$)
	05/05/95	But ($1,5 \text{ L.ha}^{-1}$)
	été 1995	récolte de l'orge
Colza	20/08/95	boues (50 t MB.ha^{-1}) sur B + $75 \text{ kg P}_2\text{O}_5$ sur M
	23/08/95	préparation du sol
	30/08/95	semis (3 kg.ha^{-1})
	06/09/95	Metarex (6 kg.ha^{-1})
	15/09/95	Metarex (6 kg.ha^{-1}) + Butisan ($4,5 \text{ L.ha}^{-1}$)
	26/09/95	Metarex (6 kg.ha^{-1})
	20/10/95	Baythroid ($0,3 \text{ L.ha}^{-1}$) + Targa D+ ($0,5 \text{ L.ha}^{-1}$)
	21/02/96	80 kg N.ha^{-1} sur B + 100 kg N.ha^{-1} sur M
	20/03/95	80 kg N.ha^{-1} sur M
	25/03/95	Split Micro (80 g.ha^{-1})
	29/04/96	Eria (2 L.ha^{-1})
	12/07/96	récolte du colza
	29/07/96	déchaumage
Blé	19/09/96	$70 \text{ kg.P}_2\text{O}_5$
	13/10/96	semis direct de blé ($370 \text{ grains.m}^{-2}$)
	28/02/97	60 kg N.ha^{-1} sur M
	08/03/97	Celio ($0,25 \text{ L.ha}^{-1}$) + Isoproturon (1 L.ha^{-1}) + Gratil (30 g.ha^{-1}) + Harmony Extra (50 g.L^{-1})
	17/03/97	Bref (2 L.ha^{-1})
	27/03/97	45 kg N.ha^{-1} sur B + 46 kg N.ha^{-1} sur M
	13/05/97	Opus (1 L.ha^{-1})
	18/06/97	Baythroid ($0,3 \text{ L.ha}^{-1}$)
	27/07/97	récolte du blé

2.7. Dispositif expérimental

Parcelle de 8,45 ha.

Type bloc, avec 3 fausses répétitions la 1^{re} année puis 4 les 2 suivantes et 2 traitements (2 bandes).

Traitements:

- B: 3 t MS boues.an⁻¹ + fertilisation minérale complémentaire.
- M: fertilisation minérale.

L'azote, le calcium et le magnésium sont ajustés de façon à avoir la même dose sur les 2 traitements.

2.8. Paramètres suivis

Concentration en éléments-traces dans le sol avant et après épandage, concentration en éléments-traces dans les végétaux, rendement.

2.9. Méthode d'échantillonnage et de préparation des sols et des végétaux

Les sols sont prélevés sur 0-40 cm.

Pour chaque traitement, les 3 placettes d'orge sont récoltées sur 7,2 m² (3 rangs × 3 m), en coupant la tige au ras du sol. Pour chaque traitement, les 4 placettes de colza sont récoltées sur 2 m², en coupant la tige au ras du sol. Pour chaque traitement, les 4 placettes de blé sont récoltées sur 1 à 2 m², en coupant la tige au ras du sol.

Les grains sont séparés des parties végétales. Un sous-échantillon de 500 g est séché à 50 °C pendant 48 heures.

2.10. Méthode d'analyse des éléments-traces

Non décrite.

Analyses réalisées par la SadeF, Aspach-le-Bas (68).

3. Résultats

3.1. Apports d'éléments-traces dans le système par les matières organiques d'origine résiduaire

Flux d'élément apporté chaque année par les boues en g.ha⁻¹.

Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
0,10	17,3	114	0,006	31,5	6,6	1,7	238

3.2. Évolution de la qualité du sol: accumulation des éléments-traces

Rapport entre la concentration en éléments-traces dans les parcelles avec apport de matières organiques et la concentration avec apport minéral seul.

(exemple: si B/M = 2, la concentration en métal du sol est 2 fois plus élevée quand il y a apport de boue que pour le témoin minéral) la première année de l'expérimentation, c'est-à-dire au bout de 4 apports de boues

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
B/M	1,00	0,71	0,75	0,70	0,76	1,24

3.3. Rendements

- Orge: 63 q.ha⁻¹.
- Colza: 30 q.ha⁻¹.
- Blé: 50 q.ha⁻¹ pour M et 75 q.ha⁻¹ pour B.
- Pas de différence significative entre M et B.

3.4. Qualité des récoltes : accumulation des éléments-traces et teneurs en éléments-traces

Concentrations en éléments-traces des orges ($\text{mg.kg}^{-1}\text{MS}$).

Orge		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
paille	M	0,1	2,8	3,6	0,3	13,0*	50,4
	B	0,1	2,8	2,5	0,5	13,1*	25,0
grain	M	0,02	0,1	4,6	0,1	0,4	20,2
	B	0,01	0,1	2,9	0,2	0,4	16,1

* Teneurs élevées.

- La teneur en Ni augmente de façon significative dans les pailles avec l'apport de boues, et celle en Cu diminue. Le Cu peut être immobilisé par les matières organiques.
- Les teneurs en Cu et Zn diminuent fortement dans les grains suite à l'apport de boues.
- La variabilité des résultats est importante pour les pailles, et faible pour les grains.

Concentrations en éléments-traces des colzas ($\text{mg.kg}^{-1}\text{MS}$).

Colza		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
paille	M	0,7	0,7	2,9	1,0	3,6	26,1
	B	0,5	0,4	1,2	0,7	2,4	17,9
grain	M	0,07	0,2	2,5	0,9	0,6	42,1
	B	0,06	0,2	3,3	0,8	0,5	41,1

- Les concentrations en Cr des pailles sont significativement plus faibles sur B que sur M. Pas de différence significative pour les teneurs dans les grains.
- Comme pour l'orge, la variabilité analytique est plus faible pour les grains que pour les pailles.

Concentrations en éléments-traces des blés ($\text{mg.kg}^{-1}\text{MS}$).

Blé		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
paille	M	3,0*	0,7	2,8	0,3	1,4	11,0
	B	3,6*	1,1	2,2	0,4	2,9	9,6
grain	M	1,4*	0,1	3,0	0,2	0,3	19,4
	B	1,2*	0,08	2,4	0,3	0,2	18,9

* Teneurs élevées.

- Les teneurs sont très élevées en Cd dans les grains de blé et les pailles de blé, dans le témoin et dans la parcelle ayant reçu des boues. Il n'y a pas d'explication.
- Il n'y a pas de différence significative entre les concentrations sur B et sur M. On note une tendance à des concentrations plus faibles en Cu et Zn dans les grains et les pailles de blé quand il y a apport

de boues, et en Cr, Cd, Pb dans les grains, ainsi qu'à des concentrations plus fortes en Cr, Ni, Cd et Pb dans les pailles et en Ni dans les grains.

3.5. Expression du transfert du sol vers la plante des éléments-traces

Coefficients de répartition végétal récolté-sol.

Orge		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
M	CR grain	0,1	0,007	–	0,006	0,02	–
	CR paille	0,5	0,2	–	0,02	0,5	–
B	CR grain	0,05	0,009	–	0,02	0,02	–
	CR paille	0,5	0,3	–	0,04	0,7	–

Colza		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
M	CR grain	0,3	0,01	–	0,05	0,02	–
	CR paille	3,5	0,04	–	0,06	0,1	–
B	CR grain	0,03	0,02	–	0,06	0,03	–
	CR paille	2,5	0,04	–	0,06	0,1	–

Blé		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
M	CR grain	7,6	0,008	–	0,01	0,01	–
	CR paille	16,0	0,04	–	0,02	0,06	–
B	CR grain	6,2	0,007	–	0,02	0,01	–
	CR paille	19,1	0,1	–	0,04	0,1	–

Pourcentage d'éléments exportés par les grains par rapport aux éléments présents dans la couche 0-30 cm (dans le sol à l'état initial + apport par les boues).

Orge	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
M	0,12	0,03	1,0	0,005	0,09	12
B	0,14	0,03	0,68	0,007	0,1	7,1

Colza	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
M	0,03	0,001	0,2	0,005	0,002	3,9
B	0,03	0,001	0,2	0,004	0,002	3,2

Blé	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
M	1,3	0,001	0,4	0,002	0,002	3,2
B	1,5	0,001	0,4	0,004	0,002	3,6

3.6. Conclusion des auteurs

- La diminution de l'absorption du Cu et du Zn par l'orge en présence de boues peut être due à un complexage des 2 éléments avec la matière organique, ce qui les rend insolubles. L'augmentation de la teneur en Ni peut être due à une concentration élevée dans la boue.
- Chez le colza, la concentration en Cr des pailles est significativement plus faible sur B que sur M.
- La variabilité des résultats sur pailles est élevée, et faible sur grains.
- Les pailles ont des concentrations en éléments-traces supérieures aux grains, sauf pour le Zn où c'est l'inverse, et dans une moindre mesure pour le Cu.

4. Commentaires

4.1. Interprétation de ces résultats

Le blé a été semé en semis direct. Il est connu que, dans ce cas, une plus forte proportion de racines se trouve proche de la surface que lorsqu'il y a eu labour. Les concentrations en éléments-traces étant différentes en surface et en profondeur, l'absorption de ces éléments est également différente entre les deux pratiques culturales. Ici nous ne pouvons pas évaluer l'impact de cette pratique sur les concentrations en éléments-traces puisque nous ne disposons pas des concentrations dans le sol en profondeur.

Le blé contient des quantités très élevées de Cd. Nous ne sommes pas en mesure de fournir une explication à ce phénomène. Le blé n'est pas habituellement considéré comme un accumulateur de Cd.

4.2. Réalisme de l'expérimentation

Cette expérimentation est conforme aux Arrêtés du 8 janvier 1998 et du 17 août 1998, à la Directive nitrates (si l'on suppose que l'on est en zone vulnérable) et aux pratiques agricoles courantes.

4.3. Données manquantes

- La texture du sol et son appartenance à une classification qui permettraient d'extrapoler les résultats à d'autres situations.
- Des analyses de boues correspondant à celles qui sont effectivement épandues. La seule analyse de la boue épandue avant colza est celle de la boue épandue. Nous avons donc utilisé les résultats de cette boue pour les 3 années.
- Les concentrations en éléments-traces dans le sol, non mesurées avant le semis du colza ni avant celui en blé. Nous avons conservé les teneurs mesurées avant le semis d'orge.
- La teneur en éléments-traces des engrais minéraux, puisque les quantités épandues ne sont pas les mêmes d'une placette à l'autre.
- Les concentrations en Hg dans les sols et les végétaux, puisque cet élément fait partie de la liste de ceux qui sont à surveiller dans l'Arrêté du 0/01/98.
- Les concentrations en Cu et Zn total dans les sols.
- Les conditions météorologiques ne sont pas précisées.
- La connaissance de la nature et de la provenance de la boue (industrielle ou urbaine, etc.).

5. Autres points abordés par l'étude

Influence de l'apport de boue sur la composition minérale des récoltes (teneurs en N, P, K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn, B).

pas d'apport	plein champ	Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn
conforme aux pratiques agricoles courantes et « conforme » à la réglementation		maïs, ray-grass, trèfle

1. Présentation du document

1.1. Référence bibliographique

Plénet D., et Tauzin J., 1995. Bilans des éléments minéraux dans l'agrosystème sols sableux des Landes de Gascogne et monoculture de maïs, lixiviation des éléments majeurs et en traces. Rapport de fin de contrat INRA-CARA n° 9509 B, mai 1995.

1.2. Adresse des auteurs

INRA de Bordeaux – Unité d'Agronomie
BP 81
33883 Villenave-d'Ornon Cedex

1.3. Objectifs

Établir un bilan entrées-sorties des éléments-traces dans un agrosystème.

1.4. Mots clés

Cd, Zn, Ni, Cu, Cr, Pb, origine pédo-géochimique, monoculture de maïs, trèfle, ray-grass.

2. Conditions expérimentales

2.1. Lieu de réalisation de l'essai

Domaine expérimental de la Compagnie d'Aménagement Rural d'Aquitaine, Luxey (40).

2.2. Date et durée de l'essai

1994

2.3. Végétaux testés

- Maïs, variété Volga
- Ray-grass d'Italie
- Trèfle incarnat

2.4. Caractéristiques initiales du sol et du site

- Famille des sols sableux de la lande forestière humide, allant des sols hydromorphes au podzol humique très hydromorphe. La nappe d'eau doit venir battre fréquemment vers 40-50 cm de profondeur.
- Faible taux de matière organique pour ce type de sol et CEC basse.

Caractéristiques physico-chimiques initiales du sol (MS).

	Horizon 0-25 cm
argile (%)	3,5
limon (%)	1,5
sable (%)	95
C/N	24
matières organiques (%)	2,7
CEC (cmol.kg ⁻¹)	5
pH	5,7
Cd HF mg.kg ⁻¹ MS	0,046
Cu HF	4,5
Cr HF	3,3
Ni HF	0,53
Pb HF	7,0
Zn HF	6,6

- Les teneurs en Cu appartiennent à la gamme de concentrations couramment rencontrées dans les sols français selon Baize (1997), tout en étant dans la fourchette inférieure. Les concentrations en Cd, Cr, Ni, Pb et Zn sont plus faibles que celles couramment mesurées dans les sols français.

2.5. Conditions de culture

Monoculture irriguée de maïs grain, avec restitution des résidus de culture.

Labour: 30/03/94

Semis de maïs: 25/04/94

Semis des cultures intermédiaires: 18/08/94 (ray-grass à 30 kg.ha⁻¹ et trèfle à 27 kg.ha⁻¹)

Désherbage: 28/04/94: lasso GD 7 L.ha⁻¹ dans 400 L

20/05/94: titus + trend 50 g.ha⁻¹ + 0,08 L.hL⁻¹

Récolte du maïs: 5/10/94

N: Semis: 50 u N

Stade 8 feuilles: le reste de la dose de N.

CaO: 300 u.

P₂O₅: 120 u.

K₂O: 100 u.

MgO: 50 u.

SO₃: 61 u.

2.6. Dispositif expérimental

4 cases lysimétriques (1,5 m × 2 m sur 1 m de profondeur).

Traitements:

- Case A: sol nu en hiver, fertilisation azotée proche de l'optimum régional (230 u).
- Case B: sol nu en hiver, fertilisation azotée correspondant aux pratiques des agriculteurs (280 u).
- Case C: culture intermédiaire hivernale de ray-grass d'Italie, 230 u N.
- Case D: culture intermédiaire hivernale de trèfle incarnat, 230 u N.

2.7. Paramètres suivis

Rendement, quantités d'éléments-traces entrant et sortant du système.

2.8. Méthode d'échantillonnage et de préparation des sols et des végétaux

Sols: les échantillons sont broyés, minéralisés par voie sèche à 450 °C et mis en solution à HF.

Végétaux: sur les cases, toutes les parties aériennes des plantes (15 plantes) sont récoltées, les épis sont séparés du reste. Le tout est broyé en frais et une aliquote est conservée pour analyses. Le reste des tiges et feuilles est remis sur la case.

Après séchage, les échantillons sont broyés, puis mis en solution avec un mélange d'acide nitrique et d'eau oxygénée.

2.9. Méthode d'analyse des éléments-traces

Pour les sols, l'analyse est réalisée en spectrométrie d'absorption atomique, en flamme ou par électrothermie.

Pour les végétaux, les éléments-traces sont déterminés par ICP-AES ou par spectrométrie d'absorption atomique par électrothermie.

3. Résultats

3.1. Apports d'éléments-traces dans l'agrosystème

Quantité d'éléments présents dans le sol sur 0-1 m en $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
0,49	49	39	2,3	74	55

Quantité d'éléments apportés par 279 mm d'eau d'irrigation en $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
0,001	0,002	0,014	0,006	0,006	1,25

Quantité d'éléments apportés par 1115 mm d'eau de pluie en $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
0,003	0,003	0,055	0,028	0,038	0,51

Les quantités de Zn apportées par l'irrigation ne sont pas négligeables.

3.2. Rendements

Rendement grain à 15 % :

- case A: $120 \text{ q} \cdot \text{ha}^{-1}$
- case B: $120 \text{ q} \cdot \text{ha}^{-1}$
- case C: $110 \text{ q} \cdot \text{ha}^{-1}$
- case D: $108 \text{ q} \cdot \text{ha}^{-1}$

3.3. Qualité des récoltes : teneurs en éléments-traces

Concentrations en éléments-traces des végétaux (mg.kg⁻¹ MS).

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
épis maïs A	0,005	0,05	0,7	0,6	1,9	18
épis maïs B	0,004	0,14	1,6	0,49	12,5	22
épis maïs C	0,001	0,05	2,3	0,21	4,2	20
épis maïs D	0,012	0,10	1,8	0,36	6,1	20
non épis maïs A	0,026	0,31	1,9	0,34	7,2	46,7
non épis maïs B	0,045	0,15	0,7	0,02	10,7	66,9
non épis maïs C	0,030	0,41	2,1	0,14	7,1	42,6
non épis maïs D	0,038	0,18	3,0	0,01	6,6	53,8
ray-grass C	0,14	0,41	5,3	0,82	6,7	34
trèfle D	0,38	1,2	8,7	3,8	5,2	63

- Malgré la faiblesse des concentrations en éléments-traces du sol, les teneurs dans les végétaux ne sont pas basses, mais plutôt dans la gamme fréquente des teneurs.
- Les teneurs en Pb sont très élevées.

3.4. Expression du transfert du sol vers la plante des éléments-traces

Coefficients de répartition végétal-sol.

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
épi maïs A	0,1	0,01	0,2	1,2	0,3	2,8
épi maïs B	0,09	0,04	0,4	0,9	1,8	3,3
épi maïs C	0,03	0,01	0,5	0,4	0,6	3,0
épi maïs D	0,3	0,03	0,4	0,7	0,9	3,0
ray-grass C	3,1	0,1	1,2	1,5	0,9	5,1
trèfle D	8,2	0,4	1,9	7,1	0,7	9,5

Pourcentage d'éléments exportés par les épis de maïs par rapport aux éléments présents dans la couche 0-1 m.

Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
0,016	0,0019	0,067	0,23	0,078	0,49

3.5. Conclusion des auteurs

- La lixiviation des éléments-traces dans l'agrosystème monoculture de maïs en sol sableux n'est pas négligeable, puisque les quantités en jeu sont plus élevées que celles exportées par les grains de maïs.

Quantités d'éléments-traces exportées par les épis de maïs, quantités lixiviées (en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$).

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
exporté	0,00008	0,00093	0,0262	0,0054	0,0575	0,271
lixivié	0,0036	0,017	0,092	0,048	0,091	0,417

- Certains éléments migrent parce qu'ils sont liés à des molécules organiques solubles, apparaissant lors de la dégradation des résidus de récolte par exemple. Il y a une corrélation entre les quantités d'éléments lixiviés et les quantités de carbone organique soluble, en particulier pour le Cu, le Ni et le Cr.
- Pour le Zn et le Cd, la lixiviation est plus fortement liée à la quantité d'eau drainée.
- Les cultures intermédiaires ont tendance à réduire les quantités lixiviées en Zn, Cu, Cd. Mais les effets sont différents selon l'espèce végétale : la lixiviation du Cr est plus importante sur la case ray-grass et celle de Pb sur les cases cultures intermédiaires. Il faudrait plusieurs années d'observation pour pouvoir généraliser ces résultats.
- L'eau d'irrigation apporte beaucoup de Zn, provenant peut-être du métal de l'installation d'arrosage.
- Les exportations d'éléments-traces par les épis sont un flux faible : plus faible que la lixiviation, plus faible que les eaux d'irrigation et de pluie. Une exception existe : le Pb apporté par l'eau d'irrigation est très faible.

4. Commentaires

4.1. Interprétation de ces résultats

- Les coefficients de répartition végétal-sol sont particulièrement élevés car les teneurs dans le sol sont très faibles. Les apports par voie atmosphérique et par l'eau (irrigation, pluie) sont donc importants par rapport à la fourniture du sol en éléments disponibles.
- Les teneurs en Pb des grains de maïs, du ray-grass et du trèfle sont très élevés, sans qu'aucune explication ne puisse être avancée.
- L'importance de la lixiviation des éléments-traces est due au type de sol très filtrant. Dans d'autres types de sols, d'une part l'eau percole moins car la capacité de rétention est plus forte, et d'autre part les éléments-traces ont plus de sites fixateurs (oxydes, argiles, matière organique).
- Les cultures intermédiaires peuvent réduire la lixiviation du Zn, du Cu et du Cd.

4.2. Réalisme de l'expérimentation

Par rapport aux pratiques agronomiques courantes : cet essai reproduit les pratiques agricoles courantes.

Par rapport à la réglementation : les concentrations en éléments-traces dans les sols sont « conformes » à la réglementation, si on les compare aux concentrations limites autorisées par l'Arrêté du 08/01/98 pour les sols aptes à recevoir des boues.

4.3. Données manquantes

Les concentrations en éléments-traces des engrais. Mais les teneurs sont faibles puisque des produits de laboratoire ont été utilisés, et non des engrais commerciaux.

5. Autres points abordés par l'étude

Un bilan complet a été réalisé sur de nombreux éléments, en particulier l'azote, qui est l'objectif premier de la mise en place de cette expérimentation.

apport de boues de station d'épuration urbaine	plein champ	Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn
conforme aux pratiques agricoles courantes et conforme ou non conforme à la réglementation, selon les produits résiduels		pêcher, nectarinier

1. Présentation du document

1.1. Référence bibliographique

Boisselier C., (1997). Utilisation de boues d'épuration en vergers: impact sur la qualité des productions fruitières. Mémoire de fin d'études. INA-PG, Spécialisation Sciences et Techniques des Productions Végétales.

1.2. Adresse des auteurs

Chambre d'agriculture de l'Ardèche.

1.3. Objectifs

Appréciation de la qualité des fruits vis-à-vis des éléments-traces, après épandage de boues.

1.4. Mots clés

Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, pêche, nectarine, boue d'épuration urbaine

2. Conditions expérimentales

2.1. Lieu de réalisation de l'essai

Chez des arboriculteurs à Vesseaux, l'Ancienne Ile et la Vegeyre (07).

2.2. Date et durée de l'essai

1997 (une saison)

2.3. Végétaux testés

- Pêchers jaunes: spring lady-GF 677, spring lady-sylvestris, royal glory-sylvestris, rich lady-montclar.
- Nectariniers blancs: snow queen-sylvestris.

2.4. Source d'éléments-traces

Boues de station d'épuration et tout autre apport de matière organique d'origine résiduelle, de fongicide, etc.

L'estimation des quantités de matières organiques d'origine résiduelle dans l'histoire de la parcelle se fait par enquête. Elle est donc délicate.

Teneurs médianes en éléments-traces des boues de station d'épuration utilisées dans le secteur (en mg.kg⁻¹ MS).

Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
3,7	74,5	393,5	4	17,5	57,5	1	312

12-35 % MS.

Boues biologiques à aération prolongée.

N total: 5,91 %, disponible à environ 40 %.

P₂O₅ total: 2,79 %.

Les teneurs en éléments-traces des boues sont conformes à l'Arrêté du 08/01/98.

Teneurs médianes en éléments-traces des composts urbains utilisés dans le secteur (en mg.kg⁻¹ MS).

Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
2,1	43,0	94	0,97	31,6	193,5*	453,5

* Supérieur aux valeurs limites du projet NF U 44-051.

2.5. Caractéristiques initiales du sol et du site

- La Vegeyre et Ancienne Ile: sols sableux (80 % de sables) sur alluvions de l'Ardèche, présence de galets en surface (20 à 30 % de la surface du sol), sable grossier et quelques cailloux (diamètre < 2 cm) sur 60 cm, nappe à 70-80 cm de profondeur (parcelles 1B, 1SB, 2B, 2SB, 3B, 3SB).
- Vessex: sol limono-sableux (40 % limons, 36 % sables), nombreux cailloux en surface et dans tout le profil, sables, limons, argiles et cailloux sur 60 cm (parcelles 4B et 4SB).

Caractéristiques physico-chimiques initiales du sol (MS).

	1B	1S	2B	2SB
N organique	0,93	1,1	1,08	1,05
C/N	11,5	11,5	11,2	10,6
matières organiques (%)	18,2	21,6	20,8	19,1
pH	7,4	6,6	6,3	6,5
P ₂ O ₅ mg.kg ⁻¹	0,192	0,218	0,208	0,214
K ₂ O mg.kg ⁻¹	0,15	0,29	0,13	0,22
MgO mg.kg ⁻¹	0,1	0,11	0,18	0,13
CaCO ₃ mg.kg ⁻¹	1	2	1	1
Cd HF mg.kg ⁻¹	0,31	0,289	0,229	0,257
Cu HF mg.kg ⁻¹	28,5	31,5	27,8	29,8
Cr HF mg.kg ⁻¹	49,2	58	50,3	49
Ni HF mg.kg ⁻¹	32,2	32,6	31,7	31
Pb HF mg.kg ⁻¹	51,8	41,9	43,3	40,5
Zn HF mg.kg ⁻¹	88,4	77,1	77,5	71,4
Hg mg.kg ⁻¹	0,14	0,04	0,05	0,04

Caractéristiques physico-chimiques initiales du sol (MS).

	3B	3SB	4B	4SB
N organique	7,71	0,82	1,46	1,36
C/N	12,8	12,8	10,7	11,8
matières organiques (%)	15,5	18	26,7	27,7
pH	6,5	6,9	6,8	5,5
P ₂ O ₅ mg.kg ⁻¹	0,175	0,06	0,2	0,081
K ₂ O mg.kg ⁻¹	0,12	0,15	0,17	0,22
MgO mg.kg ⁻¹	0,09	0,1	0,1	0,21
CaCO ₃ mg.kg ⁻¹	1	1	2	1
Cd HF mg.kg ⁻¹	0,181	0,213	0,35	0,125
Cu HF mg.kg ⁻¹	19,1	18,3	33,8	18,6
Cr HF mg.kg ⁻¹	45,9	48,3	49,7	44,4
Ni HF mg.kg ⁻¹	30,8	28,7	26,3	21,1
Pb HF mg.kg ⁻¹	35,9	39,9	68,8	34,8
Zn HF mg.kg ⁻¹	64,2	71,2	109,4	64,5
Hg mg.kg ⁻¹	0,03	0,03	0,21	0,05

- Les teneurs en éléments-traces en Cd, Cr, Ni appartiennent à la gamme de concentrations couramment rencontrées dans les sols français selon Baize (1997).
- Les concentrations en Cu sont élevées et dépassent parfois les concentrations fréquentes, que ce soit pour les parcelles avec ou sans apport de boues.
- Les teneurs en Pb sont dans la gamme supérieure des concentrations fréquentes, et les dépassent pour la parcelle 4B.
- Les concentrations en Zn et Hg sont dans la gamme fréquente, et sont un peu élevées pour la parcelle 4B.

2.6. Conditions de culture

Les conditions de culture sont celles pratiquées par les arboriculteurs sur leurs parcelles.

2.7. Dispositif expérimental

4 couples de parcelles.

Par parcelle, 2 micro-parcelles de 1 rang sur 5 arbres (2 répétitions).

Type enquête sur des couples de parcelles avec/sans apport de boue.

Les couples ont même type de sol, même variété et même porte-greffe (sauf Vesseaux).

	Traitement	Lieu	Arbres	Apports de produit organique cumulés (estimation)
couple 1	boue (1B)	Ancienne Ile	spring lady-GF 677	190 t.ha ⁻¹ boues
	sans boue (1SB)	Ancienne Ile	spring lady-GF 677	40 t.ha ⁻¹ fumier
couple 2	boue (2B)	La Vegeyre	spring lady-sylvestris	400-580 t.ha ⁻¹ boues
	sans boue (2SB)	Ancienne Ile	spring lady-sylvestris	40 t.ha ⁻¹ fumier
couple 3	boue (3B)	La Vegeyre	snow queen-sylvestris	140-200 t.ha ⁻¹ boues + 40 t.ha ⁻¹ compost
	sans boue (3SB)	La Vegeyre	snow queen-sylvestris	40 t.ha ⁻¹ compost
couple 4	boue (4B)	Vesseaux	rich lady-montclar	plus de 650 t.ha ⁻¹ boues + 80 t.ha ⁻¹ compost
	sans boue (4SB)	Vesseaux	royal glory-sylvestris	110 t.ha ⁻¹ fumier

2.8. Paramètres suivis

Analyse de sol, mesure de la circonférence des troncs, masse des fruits, masse des feuilles, analyse des éléments-traces des fruits.

2.9. Méthode d'échantillonnage et de préparation des sols et des végétaux

Sols: 10 prélèvements à la tarière, sur le rang de la micro-parcelle, sur 0-40 cm, mélangés puis un échantillon est prélevé.

Fruits: à la deuxième cueille, 3 échantillons par micro-parcelle (1 échantillon = 30 fruits = 6 fruits par arbre).

2.10. Méthode d'analyse des éléments-traces

Le Hg est dosé par spectrométrie d'absorption atomique, les autres éléments-traces par spectrométrie d'émission optique avec plasma d'argon induit (ICP).

3. Résultats

3.1. Évolution de la qualité du sol: accumulation des éléments-traces

Rapport entre la concentration en éléments-traces dans les parcelles avec apport de boues et la concentration sans apport de boues.

(exemple: si 1B/1SB = 2, la concentration en métal du sol est 2 fois plus élevée quand il y a apport de boue)

	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Hg
1B/1SB	1,1	0,9	0,8	1,0	1,2	1,1	3,5*
2B/2SB	0,9	0,9	1,0	1,0	1,1	1,1	1,2
3B/3SB	0,8	1,0	0,9	1,1	0,9	0,9	1,0
4B/4SB	2,8*	1,8	1,1	1,2	2,0*	1,7	4,2*

* Plus du doublement de la concentration.

- Pour les couples 1, 2 et 3, il n’y a pas d’accumulation d’éléments-traces dans les sols des parcelles ayant reçu des boues par rapport aux parcelles n’en ayant pas reçu. Une exception cependant : le Hg s’est accumulé dans la parcelle boue du couple 1.
- Par contre, il y a des différences de concentrations en Cd, Cu, Pb et Hg entre les parcelles du couple 4. La parcelle 4B a reçu beaucoup de boues (un minimum de 650 t.ha⁻¹), plus du compost. Il est difficile de faire la part des éléments provenant des boues, du compost ou d’une autre source non étudiée.

3.2. Qualité des récoltes : accumulation des éléments-traces et teneurs en éléments-traces

Concentrations en éléments-traces des végétaux (mg.kg⁻¹ MS).

	Cd	Cu	Cr	Ni	Hg	Pb	Zn
1B	–	14,8	0,012	0,369	–	0,044	15,375
1SB	0,004	18,15	0,021	1,844	–	0,062	17,167
2B	0,023	8,347	0,011	0,467	0,018	0,059	13,783
2SB	0,04	6,967	0,004	0,185	–	0,078	12,167
3B	0,854	7,713	0,065	0,52	0,06	13,77	11,7
3SB	1,08	8,028	0,101	0,915	0,027	2,834	8,64
4B	0,169	5,032	0,849	0,789	0,168	0,635	6,84
4SB	0,81	7,583	0,14	0,97	0,206	14,547	11,867

- Les concentrations en éléments-traces des fruits au sein d’une même parcelle sont très variables. Il est donc impossible de trouver des différences de concentrations significatives entre les parcelles avec et sans boue pour un couple.
- Les moyennes de concentrations obtenues par parcelle sont à prendre avec précaution.
- Elles permettent néanmoins d’observer que les parcelles ayant reçu des boues ne produisent pas des fruits à teneurs en éléments-traces plus élevées que les parcelles n’ayant pas fait l’objet de ces épandages.

3.3. Expression du transfert du sol vers la plante des éléments-traces

Coefficients de répartition fruit-sol.

	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Hg
1B	–	0,5	0,000 2	0,01	0,000 8	0,2	–
1SB	0,01	0,6	0,000 4	0,6	0,001	0,2	–
2B	0,1	0,3	0,000 2	0,01	0,001	0,2	0,4
2SB	0,1	0,2	0,000 08	0,005	0,002	0,2	–
3B	4,7	0,4	0,001	0,02	0,4	0,2	2
3SB	5,1	0,4	0,002	0,03	0,07	0,1	0,9
4B	0,5	0,1	0,02	0,03	0,009	0,06	0,8
4SB	6,5	0,4	0,003	0,04	0,4	0,2	4,1

Pour chaque couple, les coefficients de répartition fruit-sol sont similaires, sauf pour le couple 4, où les coefficients sont plus faibles pour les parcelles boues pour Cd, Hg et Pb. Ces exceptions correspondent aux accumulations dans les sols, non suivies d'une accumulation dans les fruits.

3.4. Conclusion des auteurs

- Un apport massif de boues augmente la concentration du sol en Cd, Pb, Hg.
- On n'observe pas de teneurs plus fortes dans les fruits des parcelles qui ont reçu des boues.

4. Commentaires

4.1. Interprétation de ces résultats

- La parcelle ayant reçu des boues du couple 4 a une teneur en Cd, Pb et Hg plus élevée que celle qui n'a pas reçu de boues. Mais c'est une parcelle recevant 30 t MS de boues tous les 3 ans, plus 40 t MS de compost urbain tous les 3 ans. Ces quantités de boues ne sont pas conformes à la réglementation. De plus, comment faire la part de ce qui vient du compost de ce qui vient des boues ?
- Cette enquête ne montre pas de différence d'accumulation des éléments-traces entre fruits issus de parcelles ayant reçu des boues et ceux issus de parcelles n'en ayant pas reçu. En particulier, il n'y a pas d'accumulation de Cd, Pb et Hg dans les fruits de la parcelle 4B, malgré de plus fortes teneurs dans le sol. Il faut souligner que les variétés de pêches ne sont pas les mêmes pour le couple.
- L'interprétation plus poussée est difficile car :
 - seuls 4 couples ont été étudiés,
 - les couples ne sont pas toujours similaires du point de vue propriétés des sols, notamment sur le pH,
 - certaines parcelles dites sans apport de boues ont reçu des apports de composts urbains, certaines parcelles avec apport de boue ont reçu également des composts urbains. Les composts apportent aussi des éléments-traces.

4.2. Réalisme de l'expérimentation

Par rapport aux pratiques agronomiques courantes : il s'agit d'une enquête chez des arboriculteurs, donc en situation agronomique réelle.

Par rapport à la réglementation : La parcelle B couple 4 a reçu des boues en quantités environ 3 fois supérieures à celles autorisées par la réglementation.

Néanmoins, les teneurs moyennes en éléments-traces des boues utilisées dans le secteur sont conformes à l'Arrêté du 08/01/98. En ce qui concerne les composts urbains utilisés dans le secteur, seul le Pb présente des concentrations supérieures aux teneurs limites de projet de norme NF U 44-051 (non encore en vigueur).

4.3. Données manquantes

- Cette expérimentation étant une enquête plus qu'une expérimentation, de nombreux paramètres ne sont pas contrôlés, notamment les apports en éléments-traces par diverses sources : retombées atmosphériques, eau d'irrigation, produits phytosanitaires, engrais, et même apports par les intrants organiques, comme les boues, les composts, les fumiers, etc.
- Quelques autres données manquent, comme tout ce qui concerne la fertilisation, ainsi que les rendements.

5. Autres points abordés par l'étude

- Qualité des fruits vis-à-vis des micro-organismes.
- Qualité gustative et commerciale des fruits.

apport de lisier	plein champ	Cu, Zn
conforme aux pratiques agricoles courantes et non conforme à la réglementation		blé, orge, maïs

1. Présentation du document

1.1. Références bibliographiques

Le Corre L., Vertès F., Musellec H., 1995. Rapport d'Agronomie 1995, Site OQS de Gouezec, Finistère, Station d'agronomie de l'INRA de Quimper et SUAD de la Chambre d'agriculture du Finistère.

Baize D., Rivière J.M., 1989. Rapport d'expertise pédologique du site OQS de Gouezec. Observatoire de la Qualité des Sols.

1.2. Adresse des auteurs

INRA de Quimper, 4, rue Stang Vihan, 29000 Quimper.

Chambre d'Agriculture du Finistère, 5, allée Sully, 29000 Quimper.

1.3. Objectifs

Observer l'accumulation de Cu et de Zn dans un sol et ses cultures après plus de 20 ans d'épandages de lisier de porc à fortes doses.

1.4. Mots clés

Cu, Zn, lisier de porc, blé, orge, maïs.

2. Conditions expérimentales

2.1. Lieu de réalisation de l'essai

Site n° 8 de l'Observatoire de la Qualité des Sols, à Gouezec (France – 29).

Parcelle d'une exploitation agricole (élevage porcin naisseur-engraisseur).

2.2. Date et durée de l'essai

1990-92 (3 ans).

2.3. Végétaux testés

Blé, orge, maïs.

2.4. Source d'éléments-traces

Lisier de porc.

L'exploitation est spécialisée en élevage porcin depuis 1970. Le volume moyen de lisier apporté sur la parcelle était de $100 \text{ m}^3 \cdot \text{an}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1}$ jusqu'en 1988, et $50 \text{ m}^3 \cdot \text{an}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1}$ depuis (entre 30 et 80).

Peu d'apports d'engrais phosphatés et potassiques, mais apport d'azote minéral sur céréales.

Quelques apports de fumier de ferme.

2.5. Caractéristiques initiales du sol et du site

- Sol brun acide (alocrisol) sur grès psammitique avec quelques strates schisteuses interstratifiées.
- Fortement humifère.
- Limoneux.
- Brunisol désaturé humifère.
- Les teneurs en Cu, Zn, Pb et Cd de l'horizon labouré sont nettement plus élevées que celles des horizons plus profonds.

2.6. Conditions de culture

Elles sont celles de l'agriculteur.

2.7. Dispositif expérimental

Type enquête.

2.8. Paramètres suivis

Cu et Zn EDTA de 1973 à 1993, teneurs en Cu et Zn des cultures, rendements.

2.9. Méthode d'échantillonnage et de préparation des sols et des végétaux

Non décrite.

2.10. Méthode d'analyse des éléments-traces

Non décrite.

3. Résultats

3.1. Évolution de la qualité du sol: accumulation des éléments-traces

- Le Cu et le Zn extraits à l'EDTA ont été mesurés au cours du temps. Entre 1973 et 1993, le Cu EDTA est passé de 8,5 à 10 mg.kg⁻¹ MS et le Zn EDTA de 2,5 à 9 mg.kg⁻¹ MS.
- L'accumulation du Zn « assimilable » est donc très importante suite à l'apport de lisier.
- La parcelle avait déjà en 1973 une teneur en Cu EDTA élevée. Ceci peut être dû au fait que la parcelle était anciennement cultivée en pomme de terre traitées à la bouillie bordelaise, et que de forts apports en Cu dans les aliments des porcs faisaient office d'antibiotiques avant les années 1970.
- Les teneurs en Cu, Zn, Pb et Cd de l'horizon labouré étant nettement supérieures à celles des horizons plus profonds, une contamination anthropique de l'horizon de surface est apparente. L'origine du Cu et du Zn peut être le lisier, mais rien ne le prouve ici.

3.2. Rendements

blé: 90 q.ha⁻¹

orge: 70 q.ha⁻¹

Les rendements obtenus sont proches des potentiels agronomiques locaux.

3.3. Qualité des récoltes : accumulation des éléments-traces et teneurs en éléments trace

Concentrations en éléments-traces des végétaux en mg.kg^{-1} MS.

		Cu	Zn
blé	grain	3,7	44,0
	paille	2,4	12,0
orge	grain	5,8	33,5
	paille	3,9	26,5
maïs	grain	6,3	27,0

Les concentrations observées sont dans la gamme des teneurs fréquentes.

Il est malgré tout difficile de savoir quel a été l'impact de l'épandage du lisier sur les teneurs en Cu et Zn des récoltes, puisqu'on ne dispose pas d'un témoin sans apport.

3.4. Conclusion des auteurs

- Sur la parcelle ayant reçu des apports de lisier de porc élevés, aucun accident de végétation n'a été observé, les rendements étant même très bons.
- Les sols se sont enrichis en Zn EDTA, mais peu en Cu EDTA.
- Les teneurs en Cu et Zn des récoltes sont dans la gamme des teneurs fréquentes observées en France.

4. Commentaires

4.1. Interprétation de ces résultats

- Il s'agit du suivi d'une parcelle, s'apparentant plus à une enquête qu'à une expérimentation. De fait, de nombreux paramètres ne sont pas contrôlés et il est impossible de comparer cette parcelle à une parcelle témoin où l'on n'aurait pas pratiqué d'épandage de lisier.
- Ce suivi montre que malgré l'enrichissement du sol en Zn et Cu, vraisemblablement dus au lisier, les cultures ont des rendements élevés et n'ont pas de fortes concentrations en Cu et Zn.
- Par contre, on ne sait pas si les teneurs en Cu et Zn des récoltes auraient été du même ordre de grandeur sans épandage de lisier.

4.2. Réalisme de l'expérimentation

Par rapport aux pratiques agronomiques courantes : il s'agit d'un cas réel.

Par rapport à la Directive Nitrates : en zone vulnérable, la Directive nitrates impose un maximum de $210 \text{ kg Norg.ha}^{-1}$ épandables. La dose 100 m^3 semble largement au-dessus. La dose 50 m^3 peut être au-dessus ou en dessous selon la composition exacte du lisier (que nous n'avons pas). Si l'on suppose que la teneur de N total d'un lisier oscille entre $2,5$ et 8 kg.m^{-3} , une dose de 50 m^3 apporte 125 à 400 kg de N total.

4.3. Données manquantes

- Les années, les rendements et les teneurs ne correspondent pas, ce qui ne nous permet pas de connaître le rendement en maïs en 1992 (entre 65 et 95 q.ha^{-1}).
- Du fait qu'il s'agit d'une enquête, plus axée sur la fertilité du sol que sur le transfert sol-plante du Cu et du Zn, de nombreux paramètres manquent. Il aurait au minimum fallu connaître :

- les teneurs en Cu et Zn du sol,
- les teneurs en Cu et Zn du lisier,
- le pH du sol (on sait seulement qu'il est acide),
- les méthodes d'échantillonnage des végétaux et des sols,
- les méthodes d'analyses des sols et des végétaux,
- la fertilisation,
- la variété des cultures.

5. Autres points abordés par l'étude

P_2O_5 et K_2O des sols et des cultures.

Comparaison de la biodisponibilité du cadmium contenu dans différentes matières fertilisantes

apport d'engrais, de boues de station d'épuration, de sel de Cd	serre	Cd
non conforme aux pratiques agricoles courantes, non conforme à la réglementation		ray-grass

1. Présentation du document**1.1. Référence bibliographique**

Juste C., Tauzin J. (1992). Comparaison de la biodisponibilité du cadmium contenu dans différentes matières fertilisantes. *C.R. Acad. Agric. Fr.*, 78, 71-79.

1.2. Adresse des auteurs

INRA de Bordeaux
Unité d'Agronomie
33883 Villenave-d'Ornon

1.3. Objectifs

Comparer le transfert de Cd contenu dans des engrais, des boues et du nitrate de Cd vers le ray-grass. Pour ce faire, on apporte la même quantité de Cd total, mais sous des formes différentes.

1.4. Mots clés

Cd, ray-grass, engrais, boue, sel de Cd.

2. Conditions expérimentales**2.1. Lieu de réalisation de l'essai**

Serre.

2.2. Date et durée de l'essai

4 mois environ.

2.3. Végétaux testés

Ray-grass d'Italie, variété Sabrina.

2.4. Source d'éléments-traces

Engrais phosphatés: le cadmium d'origine géologique est présent dans les phosphates et demeure en grande partie lié à l'acide phosphorique lors des traitements acides destinés à solubiliser le fertilisant :

- 2 triples superphosphates à 45 % de P_2O_5 (SP1 et SP2),
- un phosphate alumino-calcique à 35 % de P_2O_5 (PAC),
- un phosphate naturel tendre à 28 % de P_2O_5 (PN),
- des scories Thomas à 15 % de P_2O_5 (ST).

Boues de station d'épuration dopées en nitrate de Cd (B).

Nitrate de Cd (NC).

Quantités de produit apporté (g), concentration en Cd des produits (mg Cd.kg⁻¹ MS) et quantités de Cd apporté par les produits (mg).

	SP1	SP2	PAC	PN	ST	B	NC
quantité de produit	6,66	8,57	7,79	28,6	29,3	0,16	
concentration en Cd du produit	90	70	77	21	0,2	3777*	
quantité de Cd apporté	0,6	0,6	0,6	0,6	0,0057	0,6	0,6

* La boue testée a une teneur 378 fois supérieure à la teneur limite autorisée par l'Arrêté du 0/01/98.

2.5. Caractéristiques initiales du sol et du site

Le sol a été prélevé dans une parcelle située dans le secteur des sables fauves de Chalosse (Landes), portant depuis plusieurs décennies une monoculture de maïs.

Sol sableux acide (pH 5,5), pauvre en matière organique (0,9 %) et à 0,23 mg Cd.kg⁻¹ MS, teneur comprise dans celles couramment observées dans les sols français.

2.6. Conditions de culture

Le sol a été tamisé à 4 mm et mélangé aux produits de façon à obtenir un sol à 0,73 mg Cd.kg⁻¹ MS (sauf pour ST). En raison des faibles teneurs en Cd des scories, un équivalent de la dose moyenne de P₂O₅ apportés par les autres produits est apporté sous forme de scories dans le vase ST.

L'ajout de superphosphate en grande quantité acidifie le sol. Les vases SP1 et SP2 ont donc été chauffés de façon à maintenir le pH à 5,5.

Chaque vase a reçu une fertilisation comportant 150 mg de N, de K₂O et de MgO (soit environ 375 u).

Le mélange (1,2 kg) est introduit dans un vase en plastique, maintenu à 50 % de sa capacité maximum de teneur en eau, et placé dans une serre climatisée pendant 15 jours.

Le ray-grass a été semé ensuite.

2.7. Dispositif expérimental

Type bloc, avec 7 répétitions, et 8 traitements.

Traitements : SP1, SP2, PAC, PN, ST, B, NC, témoin

2.8. Paramètres suivis

Production de matière sèche pour les 3 coupes de ray-grass, concentration en Cd du ray-grass.

2.9. Méthode d'échantillonnage et de préparation des végétaux

Toute la production végétale est récoltée et séchée, puis broyée dans un broyeur à lames d'acier.

2.10. Méthode d'analyse des éléments-traces

La mise en solution est réalisée par voie sèche avec reprise des cendres à l'acide chlorhydrique. Le Cd est déterminé par spectrométrie d'absorption atomique au four graphite.

3. Résultats

3.1. Apports cumulés d'éléments-traces dans le système par les différents produits

Cf. 2.4.

3.2. Rendements

La masse sèche de ray-grass récoltée est un peu plus faible pour ST (75 % du témoin) et NC (79 % du témoin). Le Cd contenu dans le vase NC peut être à l'origine de l'effet dépressif observé. Par contre dans le cas des scories, l'effet négatif peut être vraisemblablement expliqué par la forte élévation du pH suite à l'incorporation de l'engrais, qui a perturbé la nutrition de la plante.

3.3. Qualité des récoltes : accumulation des éléments-traces et teneurs en éléments-traces

Rapports entre les quantités d'éléments-traces exportées par les végétaux récoltés sur vase avec produit et celles sur vase témoin.

	Coupe 1	Coupe 2	Coupe 3
SP1	4,1	6,0	3,2
SP1+CaCO ₃	3,5	7,2	3,6
SP2	1,7	3,2	0,7
SP2+CaCO ₃	1,1	3,0	1,2
PAC	1,0	2,7	1,1
PN	4,1	3,5	2,1
ST	0,5	0,9	0,2
B	4,2	7,1	5,7
NC	29	37	14

Concentrations en éléments-traces des végétaux (mg Cd.kg⁻¹ MS).

	Coupe 1	Coupe 2	Coupe 3
SP1	0,56	0,65	0,51
SP1+CaCO ₃	0,65	0,54	0,45
SP2	0,18	0,27	0,17
SP2+CaCO ₃	0,27	0,29	0,10
PAC	0,16	0,24	0,16
PN	0,66	0,32	0,30
ST	0,08	0,08	0,04
B	0,67	0,64	0,81
NC	4,7	3,3	2,0
témoin	0,16	0,09	0,14

- Le Cd provenant du nitrate est très disponible pour le ray-grass. Le Cd issu de la boue dopée au nitrate de Cd est moins disponible, tout en l'étant plus que les autres produits.

- Pour tous les produits, on observe une augmentation du transfert du Cd par rapport au témoin, sauf pour les scories. L'ajout des scories a augmenté le pH, donc a fait diminuer le transfert vers le ray-grass (explication des auteurs). Une autre explication est que l'apport de Cd est 100 fois plus faible dans le cas des scories (0,005 7 mg par pot) que pour les autres produits testés (0,6 mg).
- L'apport de chaux augmente le transfert au début (1^{re} coupe de ray-grass) puis l'amoin-drit (2^e et 3^e coupes).
- Les concentrations en Cd restent dans la fourchette des teneurs fréquentes observées, sauf pour les vases qui ont reçu du nitrate de Cd.

3.4. Expression du transfert du sol vers la plante des éléments-traces

Coefficients de répartition végétal récolté-sol.

	Coupe 1	Coupe 2	Coupe 3
SP1	0,77	0,89	0,70
SP1+CaCO ₃	0,89	0,74	0,62
SP2	0,25	0,37	0,23
SP2+CaCO ₃	0,37	0,40	0,14
PAC	0,22	0,33	0,22
PN	0,90	0,44	0,41
ST	0,35	0,35	0,17
B	0,92	0,88	1,11
NC	6,4	4,5	2,7
témoin	0,7	0,4	0,6

Pourcentage de Cd exportés par les 3 coupes de ray-grass par rapport au Cd présent dans le vase.

SP1	0,7
SP1+CaCO ₃	0,6
SP2	0,1
SP2+CaCO ₃	0,1
PAC	0,06
PN	0,3
ST	0,2
B	0,8
NC	3,5
témoin	0,6

On peut classer comme suit la disponibilité du Cd pour le ray-grass des sols amendés avec les produits testés :

$PAC < SP2 \text{ et } SP2 + CaCO_3 < ST < PN < SP1 + CaCO_3 < SP1 < B \lll NC$

3.5. Conclusion des auteurs

- La disponibilité du Cd de la plupart des phosphates expérimentés est inférieure d'un facteur 10 à celle du Cd du nitrate.
- Un apport massif de phosphate équivalant à plusieurs décennies de fertilisation conduit à des concentrations en Cd dans le ray-grass qui restent dans les fourchettes de teneurs fréquemment observées.
- Cette expérimentation montre que la teneur totale d'un sol, ou bien d'un intrant, ne suffit pas pour une prédiction réaliste de l'intensité du transfert du Cd vers une plante.

4. Commentaires

4.1. Interprétation de ces résultats

- Il est difficile d'interpréter le résultat concernant la boue dopée, puisqu'on ne dispose d'aucun renseignement sur cette boue (composition par exemple), ni sur son enrichissement avec du nitrate de Cd (dans quelle proportion?). On ne peut donc rien en déduire sur la disponibilité du Cd d'une boue par rapport à celle du Cd d'un engrais phosphaté. De plus, lorsque l'on considère que le dopage de la boue avec du nitrate de Cd induit généralement une mobilité du Cd plus grande que si la boue n'avait pas été dopée tout en contenant autant de Cd, le réalisme de l'expérimentation s'en trouve affecté.
- On notera tout de même qu'il semble que le fait d'apporter une boue avec un sel diminue la disponibilité du Cd par rapport au fait d'apporter un sel seul. Il s'agit peut-être d'un effet matière organique.
- La fertilisation en P_2O_5 n'est pas équilibrée entre les traitements. Or le P peut inhiber le transfert du Cd vers les plantes.

4.2. Réalisme de l'expérimentation

Par rapport aux pratiques agronomiques courantes : les quantités de phosphates apportées, de l'ordre de 8 200 à 25 000 u.ha⁻¹ correspondent à 70 ou 210 ans de fertilisation. La quantité de boue apportée correspond à 400 kg MS de boue par hectare, ce qui est un apport plus faible que ce qui est couramment apporté (2-3 t MS). La fertilisation N, K₂O et MgO (375 u) semble élevée, mais les cultures en pot ont besoin de plus d'éléments nutritifs que les cultures au champ.

Par rapport à la réglementation : la boue contient environ 378 fois plus de Cd que le maximum autorisé par l'Arrêté du 08/01/98.

4.3. Données manquantes

- Renseignements sur la boue.
- Degré d'enrichissement en nitrate de Cd de la boue.

5. Autres points abordés par l'étude

Extractibilité du Cd au DTPA et au CaCl₂.

FICHE N° 18

Essai de Grignon (France, 78) sur la valorisation raisonnée des boues: évolution des teneurs en éléments-traces métalliques des sols et des plantes (maïs grain).

apport de boues de station d'épuration et d'engrais minéraux	plein champ	Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg
apport conforme aux pratiques agricoles courantes mais non conforme à la réglementation		maïs

1. Présentation du document

1.1. Références bibliographiques

Rapports ADEPRINA n° 1 à 14 (1986 à 1998), Contrat ADEME/ADEPRINA.

(Essai de longue durée cofinancé par l'ADEME: 13 années d'expérimentation.)

Juste C., Mench M., 1992. Long-term application of sewage sludge and its effects on metal uptake by crops. In *Advances in Traces Substances Research, Biogeochemistry of Trace Metals* Edited by Domy C. Adriano, Lewis Publishers.

Michelin J., Bourgeois S., 1993. Étude de la pollution résiduelle éventuelle par les éléments-traces métalliques autour de l'usine d'incinération « TREDI » à Saint-Vulbas. Rapport ADEPRINA, 30 p. + annexes.

1.2. Adresse des auteurs

J. Michelin, S. Bourgeois (auteurs)

C. De Saint Steban, J.N. Rampon (collaborateurs techniques)

INA Paris-Grignon

Département Agronomie-Environnement – 78850 Thiverval-Grignon

J. Wiert (auteur)

ADEME

Département Agriculture et Alimentation – 49004 Angers Cedex 01

1.3. Objectifs

Évaluer l'efficacité des boues urbaines utilisées comme source d'éléments fertilisants pour une culture de maïs et les risques pour l'environnement liés à ces apports: migration des nitrates en profondeur, suivre l'accumulation éventuelle des éléments-traces métalliques dans le sol et le transfert dans les plantes après des apports réguliers de boues pendant 13 années.

1.4. Mots clés

Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg, boues de station d'épuration urbaine, maïs.

2. Conditions expérimentales

2.1. Lieu de réalisation de l'essai

Grignon – Ferme expérimentale de l'Institut national agronomique Paris-Grignon (France – 78).

2.2. Date et durée de l'essai

1985-1998 (13 années culturales); essai toujours en cours.

2.3. Végétaux testés

Maïs (variété DEA, puis Nobilis depuis 1992):

– Rotation maïs / blé de 1986 à 1993,

– Monoculture de maïs de 1994 à 1998.

2.4. Sources d'éléments-traces étudiées

Boues de station d'épuration urbaines liquides stabilisées anaérobies (ville de Plaisir, 78), titrant 2 à 3 % de matière sèche (MS) et contenant 5 à 7 % d'azote total sur MS.

Doses et composition des boues épandues de 1985 à 1998.

	nov-85	nov-87	nov-89	déc-91	avr-95	avr-96	avr-97	mai-98
t.ha⁻¹								
Dose de boues brutes	160	160	160	160	180	210	130	126
Dose de matière sèche	5,9*	6,1*	8,6*	3,5*	3,6*	3,6*	2,7	2,5
% sur boues brutes								
Matières sèches (MS)	3,7	3,8	5,4	2,2	2,0	1,7	2,1	2,0
% sur MS								
Corg (Anne)	29,1	31,2	31,4	31,9	36,5	38,0	35,8	39,6
Mat. organique (Corg. × 1,72)	50,1	53,7	54,0	54,9	62,8	65,4	61,6	68,1
N total (Kjeldahl)	5,5	5,6	4,5	4,8	5,4	7,6	7,1	7,3
N ammoniacal	1,6	1,8	1,7	3,2	4,0	4,3	3,8	3,3
Rapport C/N	8,0	5,5	7,0	6,7	6,7	4,0	5,4	5,4
pH eau	7,6	7,5	7,6	7,7	7,6	7,2	7,6	7,6
% sur MS								
C total HF (CaO)	7,0	9,1	9,7	8,1	9,3	8,4	10,5	8,0
Mg total HF (MgO)	0,8	0,8	0,8	0,8	0,9	0,8	0,8	0,8
P total HF (K ₂ O)	1,2	0,6	0,5	1,0	0,8	0,8	0,6	0,7
Na total HF (Na ₂ O)	1,1	0,8	0,5	1,3	1,8	2,2	2,1	2,1
P total HF (P ₂ O ₅)	5,4	6,9	6,4	4,9	5,6	6,3	7,3	5,6
mg.kg⁻¹ MS								
Cu HF	450	478	545	533	588	365	439	452
Zn HF	1027	855	852	872	1311	586	667	926
Cr total HF	1170*	735	1790*	938	977	888	900	188
Ni total HF	320*	295*	105	73	247*	71	61	75
Pb total HF	157	124	113	95	370	102	102	139
Cd total HF	4,2	2,1	3,1	6,0	37,5*	4,6	8,6	13,0*
Hg total	2,8	6,5	2,8	4,6	13,9*	1,8	6,0	3,4

* Supérieurs aux valeurs limites de l'Arrêté du 08/01/98.

La qualité des boues a varié au cours du temps. Le taux de matière sèche présente une certaine stabilité depuis 1991 (1,7 à 2,2 %). Ces boues sont riches en N total (« Kjeldahl » NtK = 4,5 à 7,6 % sur MS) et notamment en N ammoniacal (30 à 75 % de NtK).

Les teneurs en certains éléments-traces sont élevées, en raison du raccordement de certaines activités industrielles sur le réseau de la collectivité locale. En particulier les teneurs en Cr et en Ni ont dépassé à plusieurs reprises les limites données par l'Arrêté du 08/01/98. Pour les autres éléments-traces (Cu, Zn, Pb, Cd, Hg) les teneurs sont relativement stables, nettement inférieures aux valeurs limites de l'Arrêté, mais plus élevées que les valeurs moyennes des boues urbaines françaises. Toutefois, en avril 1995, les valeurs pour le Cd, le Pb et le Hg sont anormalement élevées. Le suivi régulier de la qualité des boues à la station a montré qu'il s'agissait d'une contamination ponctuelle.

2.5. Caractéristiques initiales du sol et du site

Le dispositif est implanté sur un plateau (altitude 130 mètres, pente 2 %).

Le sol a été décrit en détail dans une fosse pédologique et son homogénéité, au niveau du dispositif, a été vérifiée par des sondages à la tarière.

Le sol s'est développé à partir d'un loess carbonaté apparaissant entre 95 et 110 cm de profondeur, déposé au-dessus des calcaires du Lutétien. C'est donc un sol épais, limono-argileux et décarbonaté, présentant une bonne perméabilité malgré des horizons profonds faiblement enrichis en argile (Néoluvisol de loess – AFES 1995).

Les teneurs totales en éléments-traces des différents horizons sont comparables à celles observées dans d'autres sols cultivés du même type : Luvisols et Néoluvisols de loess du Bassin de Paris. Cependant des écarts apparaissent aléatoirement entre les valeurs des échantillons composites et celles du solum pour un même niveau. Les teneurs en Ni et en Cr sont plus faibles dans le niveau de surface que dans les niveaux inférieurs. Pour le Pb, le Cd et le Hg, c'est l'inverse ; le niveau labouré présente des teneurs sensiblement plus élevées, sans doute liées aux activités agricoles (engrais, amendements) et aux retombées atmosphériques. Les teneurs totales en éléments-traces de l'horizon travaillé sont inférieures aux valeurs limites définies par l'Arrêté du 08/01/98 relatif à l'épandage de boues urbaines.

Caractéristiques physico-chimiques du sol à la mise en place de l'essai (1985).

	Échantillon composite ¹			Solum ²		
	0-30 cm	30-60 cm	60-90 cm	0-30 cm	30-60 cm	60-90 cm
argile (%)	19	25	28	21	26	29
limons fins (%)	25	25	26	22	23	24
limons grossiers (%)	50	46	43	52	48	46
sables fins (%)	5	4	3	4	3	1
sables grossiers (%)	1	0	0	1	0	0
CaCO ₃ (%)	0	0	0	0	0	0
pH eau	6,6	7,2	8,0	6,9	7,6	7,8
C org. Anne (g.kg ⁻¹)	12,2	5,9	3,4	12,8	7,1	3,1
matière organique Anne (%)	2,1	1,0	0,6	2,2	1,2	0,5
N total (g.kg ⁻¹)	1,23	0,73	0,5	1,41	0,81	0,47
P ₂ O ₅ Joret Hebert (g.kg ⁻¹)	0,18	0,03		0,18	0,04	
CEC (cmol ⁺ .kg ⁻¹)	11,6			12,6		
Ca éch. (cmol ⁺ .kg ⁻¹)	11,5	12,6		14,2	12,6	
Densité apparente				1,5	1,6	1,6
Cu (mg.kg ⁻¹)	19,0	17,0	18,0	27,8	20,9	12,1
Zn (mg.kg ⁻¹)	62,0	61,0	61,0	90,0	67,0	67,0
Cr (mg.kg ⁻¹)	59,0	69,0	81,0	54,1	60,1	71,1
Ni (mg.kg ⁻¹)	30,0	33,0	39,0	28,5	32,4	46,4
Pb (mg.kg ⁻¹)	48,0	29,0	21,0	48,9	35,4	20,7
Cd (mg.kg ⁻¹)	0,14	0,05	0,01	0,22	0,10	0,05
Hg (mg.kg ⁻¹)				0,18	0,07	0,03

1 Échantillons composites constitués par le mélange de 24 sondages à la tarière (1 sondage par parcelle).

2 Échantillons prélevés dans une fosse pédologique ouverte dans le périmètre du dispositif.

2.6. Dispositif expérimental

Type bloc, avec 4 répétitions et 6 traitements.

Chaque parcelle fait 50 m × 12 m soit 600 m².

Traitements suivis au niveau des éléments-traces métalliques :

- traitement « Boues » : fertilisation par des boues (dose moyenne de 3 t MS.ha⁻¹.an⁻¹) avec complément minéral pour le potassium,
- traitement « Engrais » : fertilisation classique par des engrais minéraux (NPK),
- traitement « Témoin » : pas de fertilisation azotée.

2.7. Conditions de culture

À l'exception de l'apport différencié des engrais en fonction des traitements pour la culture du maïs, les interventions culturales sont pratiquées de manière uniforme sur l'ensemble des parcelles. L'essai est mené dans des conditions techniques les plus proches possibles des pratiques agricoles de l'exploitation. Les tiges de maïs sont enfouies, les pailles de blé sont enlevées.

2.8. Paramètres suivis

Une estimation des rendements (grains, tiges) est effectuée chaque année sur les différentes parcelles. La teneur en N, P, K et éléments-traces est déterminée après séchage à 80 °C des grains et des tiges (les éléments-traces ont été mesurés seulement à partir de 1995).

En 1989, 1993 et 1998, les caractéristiques physico-chimiques et la teneur totale (HF) en éléments-traces des échantillons du niveau 0-30 cm de chaque parcelle ont été mesurées. En 1998, les niveaux 30-60 cm et 60-90 cm ont aussi été analysés.

2.9. Méthode d'échantillonnage et de préparation des sols et des végétaux

Le sol est prélevé à la tarière à main. Un échantillon composite est obtenu à partir de 5 sondages aléatoires par parcelle. Les échantillons sont séchés à l'air, broyés et tamisés à 2 mm.

Les échantillons de maïs (1 kg de grains, 300 g de rafles et 5 tiges) sont obtenus à partir de prélèvements manuels :

- pour les grains et les rafles, récolte de tous les épis sur 30 mètres linéaires (10 m sur trois rangs différents), puis égrainage,
- pour les tiges, échantillonnage de 30 tiges coupées au ras du sol.

Les échantillons de végétaux sont séchés à 80 °C puis broyés.

2.10. Méthode d'analyse des éléments-traces

Toutes les déterminations sur les sols et les plantes sont réalisées au laboratoire d'analyse des sols de l'INRA à Arras (laboratoire accrédité COFRAC) : mise en solution HF pour la détermination des teneurs totales. Un problème analytique a néanmoins été rencontré au niveau de la détermination du Cd dans les sols : la comparaison des teneurs en Cd du sol (0-30 cm) des parcelles témoins prélevées en 1993 et 1998 a mis en évidence une augmentation anormale de celles-ci : + 50 % en moyenne. Une nouvelle analyse des échantillons de 1993, conservés au laboratoire, a montré que cet écart était dû uniquement au changement des techniques d'analyses du laboratoire en 1995 (utilisation du système de correction de fond à effet Zeeman). Cet artefact a montré l'importance de conserver sur le long terme des échantillons de sol pour d'éventuelles vérifications ultérieures.

Variations des teneurs en Cd des échantillons de terre prélevés en 1993 liées aux changements de techniques analytiques.

	Teneur en Cd (mg.kg ⁻¹) Analyse 1993	Teneur en Cd (mg.kg ⁻¹) Analyse 1998
Témoïn : bloc 1	0,21	0,33
Témoïn : bloc 2	0,27	0,43
Témoïn : bloc 3	0,23	0,32
Témoïn : bloc 4	0,25	0,25
Moyenne	0,24 ± 0,02	0,36 ± 0,04

3. Résultats

3.1. Apports cumulés d’éléments-traces dans le système par les boues

Les quantités cumulées d’éléments-traces, apportées par les boues au sol après 13 années d’expérimentation, sont inférieures ou proches du flux maximum cumulé autorisé pour la plupart des éléments-traces, à l’exception du Ni et du Cr où les quantités apportées sont deux fois supérieures à celles autorisées. En effet, pour ces deux éléments, les concentrations dans les boues sont élevées avec toutefois une grande variabilité selon les différents apports.

Quantités d’éléments-traces apportées au sol (g.ha⁻¹) par les différents épandages de boues : période 1985-98 (13 ans).

	Nov-85	Nov-87	Nov-89	Déc-91	Avr-95	Avr-96	Avr-97	Mai-98	Apports 1985-98 (13 ans)
boues (t MS.ha ⁻¹)	5,9*	6,1*	8,6*	3,5*	3,6*	3,6*	2,7	2,5	36,5
Cu (g.ha ⁻¹)	2655*	2916*	4687*	1866*	2117*	1315	1184	1130	17869
Zn (g.ha ⁻¹)	6059*	5216*	7327*	3052	4719*	2109	1802	2316	32600
Cr (g.ha ⁻¹)	6903*	4484*	15394*	3284*	3519*	3196*	2418*	469	39666*
Ni (g.ha ⁻¹)	1888*	1800*	903*	255	888*	254	164	188	6341*
Pb (g.ha ⁻¹)	926	756	972	333	1331	368	276	348	5311
Cd (g.ha ⁻¹)	25*	13	27*	21*	135*	17*	23*	33*	292,5*
Hg (g.ha ⁻¹)	16,5*	39,7*	24,1*	16,1*	50,0*	6,5	16,2*	8,5	177,6

* Supérieurs aux flux limites de l’Arrêté du 08/01/98.

Les flux d’éléments-traces, lorsqu’ils sont supérieurs aux limites, équivalent à 1,05 à 10 fois les flux limites autorisés par l’Arrêté du 08/01/98.

3.2. Évolution de la qualité du sol : aspect éléments-traces métalliques

Les teneurs moyennes du sol en éléments-traces des parcelles « Boues » sont presque systématiquement supérieures à celles des parcelles « Témoïn ». Toutefois l’analyse statistique des résultats ne permet

pas de mettre clairement en évidence cet enrichissement systématique : une différence significative n'apparaît que pour le Cu (89, 93, 98), le Cr et le Pb (93), le Cd (89, 98) et le Hg (98).

En 1998, les parcelles « Engrais » présentent des teneurs moyennes en éléments-traces comparables à celles des parcelles « Témoin ». Cependant, les valeurs obtenues pour les « Témoins » évoluent d'un prélèvement à l'autre, en particulier entre 1989 et 1998, où une augmentation significative est observée pour le Cu, le Cr et le Cd, et une diminution pour le Pb. Cette incertitude rend difficile la mise en évidence de façon significative des faibles augmentations des teneurs en éléments-traces.

Évolution des teneurs moyennes en éléments-traces de l'horizon labouré (0-30 cm) des sols (mg.kg⁻¹) après épannage de boues : période 1985-1998 (13 ans).

	1985	1989		1993		1998		
	Témoin	Témoin	Boues	Témoin	Boues	Témoin	Boues	Engrais
Cu	19,0	17,3 ± 0,6 a	23 ± 2,7 b	21,8 ± 1,9 b	30,3 ± 3,2 c	22,4 ± 2,0 b	29,5 ± 2,8 c	23,7 ± 1,8 b
Zn	62,0	69 ± 6 a	74,2 ± 3,5 a	78,0 ± 7,1 a	82,0 ± 2,1 a	72,0 ± 5,9 a	78,7 ± 4,0 a	74,2 ± 1,5 a
Cr	59,0	40,5 ± 3,5 a	45,5 ± 2,1 a	53,2 ± 4,6 b	59,4 ± 2,5 c	51,6 ± 4,3 b	56,8 ± 2,8 b c	49,9 ± 2,6 b
Ni	30,0	23,4 ± 3,1 a	23,3 ± 1,1 a	22,1 ± 1,6 a	21,3 ± 1,2 a	23,6 ± 1,9 a	24,2 ± 0,9 a	23,4 ± 0,9 a
Pb	48,0	56,2 ± 1,3 a	51 –	40,9 ± 2,5 b	45,2 ± 1,1 c	44,1 ± 2,0 c b	46,8 ± 3,2 c b	50,9 ± 6,6 c a
Cd (**)	0,14	0,17 ± 0,01 a	0,19 ± 0,01 b	0,36 ± 0,04 b	0,36 ± 0,01 b	0,37 ± 0,02 b	0,42 ± 0,02 c	0,38 ± 0,01 b
Hg	0,18	–	–	0,15 ± 0,02 a	0,18 ± 0,02 a	0,16 ± 0,02 a	0,22 ± 0,02 b	0,21 ± 0,03 b a

1 Les teneurs moyennes en éléments-traces affectées de la même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de 5 % (test de Bonferroni).
2 Cas du cadmium (**) cf. 2.9 : les teneurs 1993 indiquées pour le Cd correspondent aux analyses refaites en 1998 ; pour les échantillons de 1985 et de 1989, il n'a pas été possible de refaire l'analyse en 1998 (échantillons non disponibles).

L'analyse des teneurs en éléments-traces du niveau inférieur 30-60 cm, en 1998, ne montre aucun enrichissement significatif en ces éléments.

Teneurs en éléments-traces de l'horizon 30-60 cm (mg.kg⁻¹) : prélèvements de 1998 (moyennes et intervalles de confiance à 5 %).

	Cu	Zn	Cr	Ni	Pb	Cd	Hg
Témoin	15,3 ± 1,9	64,2 ± 3,2	60,8 ± 0,9	27,3 ± 0,3	25,6 ± 2,4	0,19 ± 0,03	0,08 ± 0,01
Engrais	15,6 ± 1,3	67,2 ± 2,6	62,7 ± 1,4	27,8 ± 0,6	25,8 ± 0,5	0,19 ± 0,01	0,10 ± 0,02
Boues	16,3 ± 0,3	68,7 ± 3,3	61,6 ± 2,7	28,2 ± 1,8	25,2 ± 0,2	0,18 ± 0,03	0,09 ± 0,03

3.3. Rendement

Les rendements en grains du maïs pour le traitement « boues » et le traitement « engrais » sont comparables. Le traitement « témoin » donne des rendements plus faibles.

3.4. Qualité des récoltes (maïs): aspect teneurs en éléments-traces

Les éléments-traces (Cu, Zn, Cr, Ni, Pb, Cd, Hg) ont été recherchés dans les grains, les tiges et les rafles de maïs récoltés sur les parcelles « Engrais » et « Boues » des blocs 1 et 3 (Engrais1, Engrais3, Boues1,

Boues3). Le Hg n'a pas été recherché dans les rafles. En 1995, seuls les échantillons de rafles des parcelles du bloc 3 ont été analysés.

Teneurs en éléments-traces des différentes parties aériennes du maïs (mg.kg⁻¹).

	Grains				Tiges				Rafles			
Année	1995	1996	1997	1998	1995	1996	1997	1998	1995	1996	1997	1998
Cuivre												
Engrais1	nd	1,3	1,3	1,7	5,9	8,0	8,4	4,5		6,3	3,8	3,6
Engrais3	nd	nd	1,2	1,6	5,3	7,0	6,0	4,7	3,2	4,4	3,5	3,0
Boues1	nd	nd	1,4	1,4	5,8	12,7	10,3	4,5		4,2	3,7	2,7
Boues3	nd	nd	1,2	1,5	6,1	7,1	8,3	3,6	3,1	3,6	3,4	2,9
Zinc												
Engrais1	27,8	27,9	22,1	18,9	20,9	23,7	21,0	12,2		27,7	21,3	20,6
Engrais3	23,8	22,6	21,8	18,9	22,0	20,8	15,0	12,9	27,0	24,6	23,6	18,1
Boues1	36,7	22,1	21,8	19,5	40,6	30,5	44,2	15,1		29,6	18,7	20,5
Boues3	25,9	26,3	20,1	17,6	20,9	32,0	26,8	13,7	39,3	35,8	23,3	17,9
Chrome												
Engrais1	1,5	1,4	nd	nd	2,0	1,0	nd	nd		0,6	nd	nd
Engrais3	1,7	nd	nd	nd	2,0	0,9	nd	0,6	2,2	0,5	nd	0,7
Boues1	1,9	nd	nd	nd	2,7	1,0	nd	0,6		nd	nd	0,6
Boues3	1,6	nd	nd	nd	2,2	1,0	nd	nd	2,8	0,7	nd	0,8
Nickel												
Engrais1	1,1	1,0	nd	nd	2,1	1,0	nd	nd		1,2	1,2	2,0
Engrais3	2,1	nd	nd	nd	1,9	0,9	nd	1,3	nd	0,8	1,2	2,0
Boues1	2,8	nd	nd	nd	3,2	0,7	nd	1,3		1,0	nd	2,0
Boues3	1,6	nd	nd	nd	1,8	0,9	nd	1,3	1,0	1,4	nd	2,1
Plomb												
Engrais1	nd	nd	nd	nd	2,51	1,91	2,16	0,75		nd	nd	0,53
Engrais3	nd	nd	nd	nd	2,41	2,24	1,40	0,96	nd	nd	nd	0,53
Boues1	nd	0,97	nd	nd	1,25	1,82	3,29	0,96		nd	0,32	0,21
Boues3	nd	nd	0,54	nd	1,99	2,35	2,05	0,74	nd	nd	nd	nd
Cadmium												
Engrais1	nd	nd	nd	nd	0,149	0,150	0,137	0,128		0,033	nd	nd
Engrais3	nd	nd	nd	nd	0,149	0,215	0,169	0,149	0,049	0,027	0,029	nd
Boues1	nd	nd	nd	nd	0,098	0,118	0,169	0,096		0,025	nd	nd
Boues3	0,024	nd	nd	nd	0,155	0,222	0,183	0,160	0,043	0,039	0,036	nd

nd : éléments non détectés. Les limites de détection données par le laboratoire sont: Cu: 0,5 mg.kg⁻¹; Cr: 0,5 mg.kg⁻¹; Ni: 1 mg.kg⁻¹; Pb: 0,2 mg.kg⁻¹; Cd: 0,02 mg.kg⁻¹; Hg: 0,05 mg.kg⁻¹. Les limites de détection du Pb et du Hg ont diminué au cours du temps (Pb: 1 mg.kg⁻¹ en 1995, 0,5 mg.kg⁻¹ en 1996, 0,2 mg.kg⁻¹ depuis 1997; Hg: 0,1 mg.kg⁻¹ jusqu'en 1997, 0,05 mg.kg⁻¹ en 1998). Le Hg et le Se ne sont pas présentés dans le tableau, car inférieurs aux limites de détection.

Aucune différence n'apparaît entre les traitements « Engrais » et « Boues ». Seules les teneurs en Zn des tiges sont supérieures dans les deux parcelles « Boues » par rapport aux deux parcelles « Engrais » depuis 1996. Les teneurs maximales observées pour les différents éléments-traces, notamment dans les tiges de maïs, sont semblables aux valeurs trouvées, pour cette culture, dans les parcelles témoins d'autres essais (Juste et Mench, 1992; Michelin et Bourgeois, 1993).

- Autres commentaires :
- Le Zn et le Cu sont les éléments les plus absorbés par le maïs. Le Zn se retrouve systématiquement dans toutes les parties aériennes de la plante, alors que le Cu est principalement présent dans les tiges et les rafles.
 - Le Cr, le Ni, le Pb et le Cd sont presque toujours présents dans les tiges; on les retrouve plus aléatoirement dans les rafles, et plus rarement dans les grains.
 - Le Hg ne dépasse la limite de détection (0,1 mg.kg⁻¹) que pour un seul échantillon (0,19 mg.kg⁻¹ dans les grains de la parcelle « Boues3 » en 1995).

3.5. Bilan Sol-Plante

Pour le traitement « Boues », les différents flux à l'échelle de la parcelle ont été évalués. Chaque élément du bilan a été estimé à partir des valeurs moyennes des différents paramètres. La variabilité des résultats est importante pour certains d'entre eux; les incertitudes peuvent se cumuler au niveau du calcul. L'établissement de tels bilans n'est donc qu'indicatif.

Estimation des flux d'éléments-traces à l'échelle de la parcelle avec une fertilisation par des boues de 1985 à 1998 (13 années culturales).

Élément	Apports boues	Exportations des grains	Restitution tiges + rafles	Stock du sol : couche 0-30 cm (g.ha ⁻¹)		
	Moyenne annuelle (g.ha ⁻¹ .an ⁻¹)			Évaluation à partir des analyses 1998		
				« Boues »	« Témoin »	« Engrais »
Cu	1375	5,5	45	132750	100800	106650
Zn	2508	197	187	354150	324000	333900
Cr	3051	4	6	255600	232200	224450
Ni	488	5	8	108900	106200	105300
Pb	408	1,5	11	210600	198450	229050
Cd	22,5	–	0,9	1890	1665	1710
Hg	13,7	–	–	990	720	945

Les quantités moyennes annuelles d'éléments-traces apportées par les boues sont faibles par rapport à ce qui est présent dans le sol: 0,2 à 1,4 % en fonction de l'élément considéré.

Les tiges et les rafles du maïs sont enfouies après la récolte, seuls les éléments transférés dans les grains sont exportés. Ces exportations ne représentent que 0 à 4 % des apports sauf pour le Zn (8 %); celui-ci est un oligo-élément indispensable à la croissance des végétaux, souvent apporté par des fertilisants classiques sur maïs ou sur lin.

Cette faible mobilisation des éléments-traces par la culture pose la question de leur accumulation dans le sol et exige un suivi régulier et rigoureux de la qualité des apports de boues et de la qualité des

sols. En particulier, dans le cas des boues de Plaisir, il est important d'améliorer leur qualité au niveau des teneurs en certains éléments-traces (Cr, Ni, Cd, Hg), par une maîtrise accrue des rejets contaminants dans le réseau d'assainissement (police des réseaux, police des installations classées). Le raisonnement des apports sur la base des besoins en P, induisant alors des quantités de boues plus faibles (environ 1,5 t MS.ha⁻¹.an⁻¹ au lieu de 2 ou 2,5 t), peut également contribuer à réduire les quantités d'éléments-traces apportées au sol, et donc leur accumulation.

3.6. Conclusion des auteurs

Le suivi des teneurs totales en éléments-traces métalliques des sols ayant reçu régulièrement, pendant 13 ans, des boues résiduelles urbaines à des doses raisonnées sur une base azote ne permet pas de mettre en évidence, dans le respect des tests statistiques, l'accumulation dans le sol des éléments-traces apportés. Les augmentations observées sont faibles et souvent peu significatives. La variabilité des mesures, tant au niveau des répétitions que de leur évolution incohérente dans le temps, en particulier pour les parcelles « Témoin », limite la mise en évidence des faibles augmentations des teneurs en éléments-traces des sols, attendues du fait de l'apport de boues.

L'absorption des éléments-traces par le maïs des parcelles « Boues » est très faible en regard des apports, elle ne se distingue pas de celle des parcelles « Engrais ». Dans le cas d'apports raisonnés de boues, la vitesse d'accumulation de ces éléments dans le sol est faible : à moyen terme, les risques pour la qualité des cultures sont maîtrisés. Néanmoins, à long terme, la question de leur accumulation dans les sols se pose, et les limites fixées par la réglementation ne sont peut-être pas suffisantes pour prévoir les risques liés à cette accumulation sur leur biodisponibilité.

Les essais de longue durée, avec des apports raisonnés (pratique agricole normale ou proche de la normale), constituent un outil intéressant pour préciser le seuil au-delà duquel l'accumulation d'éléments-traces aura des incidences sur la qualité du sol et des cultures.

4. Commentaires

4.1. Interprétation de ces résultats

Les incertitudes au niveau de la mesure de l'évolution des teneurs en éléments-traces dans le sol pourraient être réduites, d'une part, par une augmentation du nombre de prélèvements, d'autre part, par l'analyse d'échantillons antérieurs, comme référence, simultanément à chaque nouvelle série d'échantillons. Aussi, du sol doit être stocké en quantité suffisante lors de la mise en place d'essais au champ, surtout si le dispositif est de longue durée.

4.2. Réalisme de l'expérimentation

Par rapport aux pratiques agronomiques courantes : les doses de N sont conformes aux besoins des cultures pratiquées, par contre les doses de P total apporté par les boues sont quatre fois supérieures aux besoins des plantes. Une dose « raisonnée » serait donc à calculer sur les besoins en P.

Par rapport à la réglementation : Les doses de boues cumulées sur 13 ans sont conformes à la réglementation avec un apport moyen un peu inférieur à 3 t MS.ha⁻¹.an⁻¹. Néanmoins, les doses de boues apportées annuellement jusqu'en 1996 sont supérieures aux doses moyennes autorisées annuellement par l'Arrêté (3 t MS.ha⁻¹.an⁻¹).

Les teneurs en éléments-traces sont supérieures aux valeurs moyennes nationales. Avant 1996, les teneurs en Cr et en Ni des boues épandues ont dépassé à plusieurs reprises les limites données par l'Arrêté du 08/01/98, et celles en Cd et Hg les ont dépassées une fois. À partir de 1996, les teneurs en éléments-traces des boues sont en revanche conformes (sauf le Cd qui a dépassé une fois la teneur autorisée). Les flux moyens de Ni, Cr et Cd apportés sur 13 ans par les boues dépassent les flux limites actuels (Arrêté du 08/01/98). Enfin, les flux de Cu, Zn, Cr, Ni, Cd et Hg apportés annuellement sont souvent supérieurs aux flux limites autorisés annuellement par l'Arrêté.

4.3. Données manquantes

- Pour réaliser un bilan complet, il aurait été utile de disposer depuis le début de l'essai :
 - des mesures des quantités de métaux apportées par les engrais minéraux et par les retombées atmosphériques,
 - des teneurs en éléments-traces des plantes depuis le début de l'essai et sur les quatre répétitions,
 - des profils de teneurs en éléments-traces initiaux des différentes parcelles de chaque bloc.
- Les échantillons de sols prélevés en 1985 n'ont pas été stockés : ils manquent pour servir de contrôle à chaque nouveau prélèvement et ainsi avoir un suivi diachronique plus pertinent, car les techniques d'analyses des éléments-traces ont évolué depuis 1985.

5. Autres points abordés par l'étude

- Valeur azotée et phosphatée des boues.
- Pertes de nitrates vers la profondeur.

Évaluation des risques écotoxicologiques liés à la valorisation agricole des déchets et produits dérivés / Site des 40 parcelles du domaine expérimental de la Bouzule (54)

apport de boue de station d'épuration urbaine, de compost de boue, de compost de déchets ménagers, de boue de papeterie, de cendre de combustion de charbon et d'engrais minéral	plein champ réseau de parcelles	Cd, Cu, Ni, Pb, Zn
pratiques agricoles usuelles, doses non conformes à la réglementation, concentrations et flux en éléments-traces conformes ou non à la réglementation selon les déchets		colza de printemps, colza d'hiver, blé d'hiver, maïs

1. Présentation du document

1.1. Références bibliographiques

Bispo A., Jourdain M.J., 2001. Intérêt des tests d'écotoxicologie pour évaluer le danger des sols contaminés et/ou remédiés. *Environnement et Technique*, avril 2001, n° 205.

Bispo A., Schwartz C., Lévy A., Jourdain M.J., Morel J.L., 2001. Impact à long terme de l'épandage de boues urbaines et industrielles en agriculture. *L'Eau, l'Industrie, les Nuisances*, 247, 35-44.

Feix I., Morel J.L., Schwartz C., Bispo A., Jourdain M.J., Savanne D., 1998. Évaluation des risques écotoxicologiques liés à l'épandage des déchets en agriculture : premiers résultats. In : *Écotoxicologie des sols et des déchets : enjeux réglementaires, normalisation et recherches*, journée technique ADEME, Paris, 68-90.

Jauzein M., Jourdain M.J., Bispo A., Savanne D., 1999. Écotoxicité des sols et des déchets : extraction des polluants. ADEME. Paris, France, 138 p.

Morel J.L., 1996. Bioavailability of trace elements to terrestrial plants. In : *Soil Ecotoxicology*, J. Taradellas, G. Bitton and D. Rossel (eds.), Boca Raton, FL : Lewis Publishers.

Schwartz C., Florentin L., Guimont H.P., Morel J.L., 2000. Évaluation des risques écotoxicologiques liés à la valorisation agricole des déchets et produits dérivés – Expérimentation *in situ* au Domaine de la Bouzule (54), Rapport intermédiaire n° 3 d'avancement du Contrat ADEME n° 9775001, 31 p.

1.2. Adresse des auteurs

Christophe Schwartz, Louis Florentin, Jean-Louis Morel
ENSAIA-INPL/INRA
Laboratoire Sols et Environnement, UMR 1120 et Domaine Expérimental de la Bouzule
2, avenue de la Forêt-de-Haye, BP 172
54505 Vandœuvre-lès-Nancy
Tél. : 03 83 59 58 54 Fax : 03 83 59 57 91
e-mail : christophe.schwartz@ensaia.inpl-nancy.fr

Marie-José Jourdain
IRH Environnement – Service Impact sur les Milieux
11 bis, rue Gabriel-Péri, BP 286
54515 Vandœuvre-lès-Nancy
Tél. : 03 83 50 36 08 Fax : 03 83 50 36 99

1.3. Objectifs

Le dispositif des 40 parcelles du site expérimental de la Bouzule a été mis en place dans le cadre du programme de recherche VADETOX¹ initié par l'ADEME en 1996. L'objectif du programme est de mettre

¹ VADETOX : Évaluation des risques écotoxicologiques liés à la valorisation agricole des déchets.

au point une batterie d'outils de laboratoire et de terrain permettant d'évaluer les risques liés à l'épandage de déchets et de produits dérivés (risques écotoxicologiques, risques de transfert vers le sol, les eaux, les végétaux et la chaîne alimentaire) dans un cadre proche des pratiques réglementaires « actuelles » (ou du moins telles qu'elles étaient au moment de la mise en place du site). L'originalité du projet repose sur :

- l'approche prédictive du risque associant biotests, méthodes chimiques et méthodes isotopiques,
- la complémentarité des approches de laboratoire et de terrain à l'échelle du dispositif expérimental,
- les effets de l'épandage de déchets sur la contamination des végétaux et sur la qualité technique des produits transformés (ex. : rendement, qualité boulangère, etc.),
- la comparaison *in situ* et à long terme entre pratiques agricoles classiques et apports de déchets.

L'objectif général est de disposer d'un recul certain pour l'évaluation du risque des épandages de déchets et produits dérivés. Les résultats doivent permettre de développer une méthodologie de diagnostic et de répondre aux questions posées par les acteurs de la filière concernant l'impact à long terme de la valorisation agricole des déchets sur la qualité des sols et la dissémination des polluants vers la chaîne alimentaire.

1.4. Mots clés

Boue de station d'épuration urbaine, compost de boues urbaines, boue de papeterie, compost urbain, cendre de combustion de charbon, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, colza, blé.

2. Conditions expérimentales

2.1. Lieu de réalisation de l'essai

Le domaine expérimental de la Bouzule (ENSAIA-INPL), situé à 12 km au Nord-Est de Nancy (54), appartient à la partie occidentale du plateau lorrain.

2.2. Date et durée de l'essai

L'expérimentation a débuté en 1996 et se poursuit au moins jusqu'en 2004.

2.3. Végétaux testés

- colza de printemps cultivar Jaguar (récolte 08/1997)
- blé d'hiver cultivar Texel (PMG : 53-56 g) (récolte 07/1998)
- colza d'hiver cultivar Amber (PMG : 5,20 g) (récolte 07/1999)
- blé d'hiver cultivar Texel (récolte 07/2000)
- blé d'hiver cultivar Texel (récolte 07/2001)
- maïs cultivar Anjou 258 (récolte 09/2002)
- maïs cultivar Anjou 258 en 2003 et 2004

2.4. Sources d'éléments-traces étudiées : épandage de déchets et produits dérivés

- B1 : boue digérée liquide de station d'épuration urbaine,
- B2 : boue pâteuse obtenue en station par déshydratation de B1,
- B3 : boue B2 compostée,
- B31 : boue B2, dopée avant déshydratation par des polluants organiques, compostée,
- B32 : boue B2, dopée avant déshydratation par des éléments-traces, compostée,
- B4 : boue de papeterie,
- C1 : cendre de combustion de charbon,
- C2 : compost d'ordures ménagères.

Ces déchets et produits dérivés sont systématiquement caractérisés pour leurs propriétés agronomiques, toxiques et écotoxiques.

Composition en éléments-traces (mg.kg⁻¹ MS) des différentes matrices épandues sur l'expérimentation des 40 parcelles (livraisons 1, 2 et 3).

	Année	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
Composition moyenne des boues urbaines épandues en France(*)		2,5	330	40	90	800
B1	1	1,9	377	43	320	1008
	2	0,8	461	33	355	1107
	3	1,3	670	55	283	1690
B2	1	9,0	370	39	320	1166
	2	0,6	425	30	367	1230
	3	1,6	624	53	260	1736
B3	1	3,0	132	14	88	342
	2	1,5	211	17	185 **	551
	3	2,4	315 **	37	193 **	804 **
B3.1	1	3,0	66	14	46	196
	2	3,5 **	215	20	232 **	625 **
	3	2,3	303 **	47	200 **	826 **
B3.2	1	7,0 **	206	36	96	506
	2	11,5 (**)	746 **	109 **	425 **	1831 **
	3	9,6 **	419 **	127 **	389 **	1738 **
B4	1	0,6	174	12	31	199
	2	0,3	174	6	31	146
	3	< 0,1	140	11	21	141
C1	1	0,6	76	124	140	282
	2	1,5	95	123	115	255
	3	0,3	121	151	115	331
C2	1	1,8	204	19	501 *	673 *
	2	4,0 *	290	18	308 *	1136 *
	3	0,4	151	110 *	388 *	428

(*) Les boues d'épuration municipales et leur utilisation en agriculture. Dossier documentaire. ADEME Éditions. 2000.

* Supérieur aux valeurs limites du projet NF U 44-051.

** Supérieur aux valeurs limites de la norme NF U 44-095.

(**) Supérieur aux valeurs limites de la norme NF U 44-095 et aux valeurs limites de l'Arrêté du 08/01/98.

2.5. Caractéristiques initiales du sol et du site

Le sol de la Bouzule est un sol brun calcique marmorisé (calcisol rédoxique) sur placages limoneux peu épais (< 50 cm). Il présente des caractères de lessivage et d'hydromorphie. Il est naturellement mal drainé mais a fait l'objet d'un assainissement par drainage.

Caractérisation agronomique du profil de la fosse pédologique des 40 parcelles.

Prof. (cm)	Granulométrie			pH	MO	P _{Olsen}	CEC	Bases échangeables				Mn
	A	L	S					Ca	Mg	K	Na	
	(%)							(cmol.kg ⁻¹)				
0-25	30,5	57,5	12,0	7,5	2,9	0,131	14,6	15,2	0,91	0,61	0,05	46,6
25-35	34,4	54,3	11,3	7,6	1,1	0,021	12,9	12,9	1,12	0,36	0,07	34,4
35-60	59,0	39,1	1,9	7,4	0,5	0,013	18,9	20,6	2,34	0,45	0,14	7,0
60-85	55,9	42,7	1,4	7,6	0,4	0,015	19,1	26,9	3,00	0,38	0,14	18,9
85-100	52,9	45,5	1,6	8,1	0,4	0,003	17,9	34,5	3,09	0,33	0,16	11,4
100-135	42,1	42,8	15,1	8,4	0,4	0,003	12,8	46,5	2,56	0,25	0,15	5,1
135-155	42,3	42,5	15,2	8,5	0,3	0,002	12,2	46,7	2,52	0,25	0,16	5,4

A: argiles; L: limons; S: sables
CEC: capacité d'échange cationique

P_{Olsen}: phosphore assimilable (méthode Olsen)
DTPA: extraction au DTPA

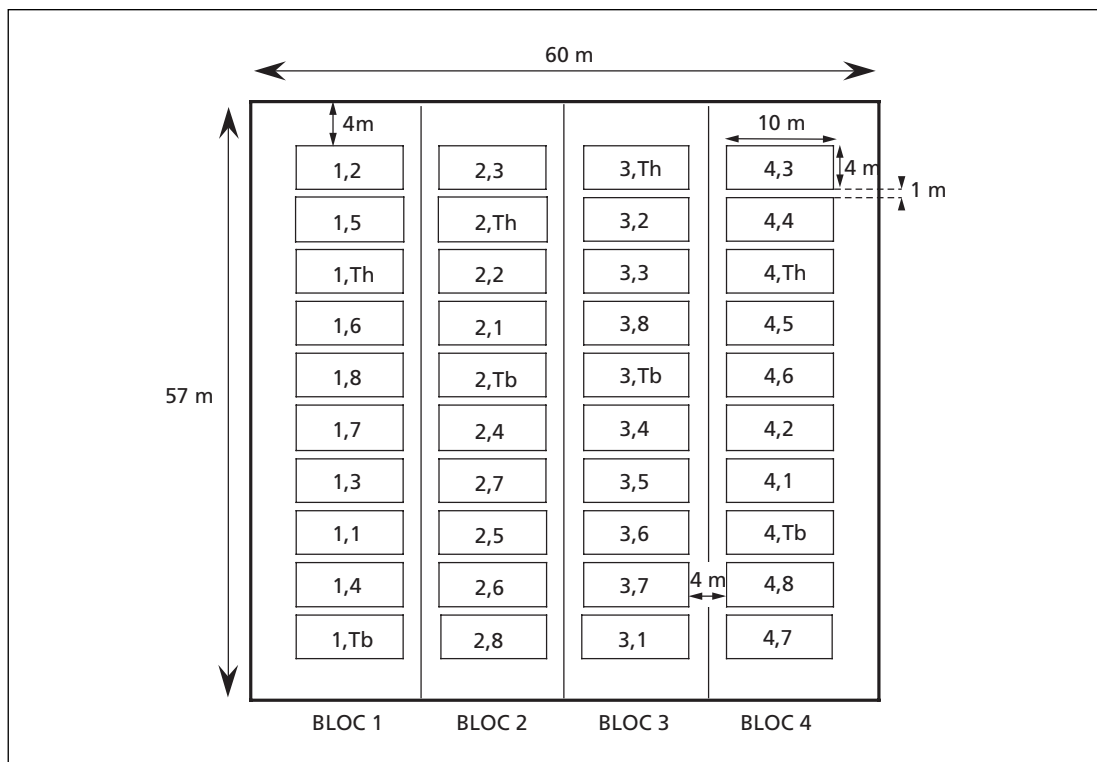
Caractérisation chimique de la fosse pédologique des 40 parcelles – teneurs totales en éléments-traces.

Profondeur (cm)	Éléments en traces (mg.kg ⁻¹ MS)				
	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
Fosse 0-25	0,08	22	56*	40	114
Fosse 25-35	0,08	22	56	46	118
Fosse 35-60	0,08	26	58	28	132
Fosse 60-85	0,08	24	140	26	182
Fosse 85-100	0,08	24	128	24	154
Fosse 100-135	< 0,05	18	130	36	294
Fosse 135-155	< 0,05	22	110	16	134

* Supérieur aux valeurs limites de l'Arrêté du 08/01/98.

2.6. Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental comporte 40 parcelles de 40 m² disposées en 4 blocs. Chaque bloc contient une parcelle par matrice épandue et deux parcelles témoin Tb et Th.



Les parcelles ont un code : numéro du bloc, numéro de la matrice

B1 : boue digérée de station urbaine liquide

B2 : boue urbaine déshydratée en station

B3 : boue urbaine après déshydratation en station et compostage

B3.1 : boue urbaine dopée en polluants organiques avant compostage

B3.2 : boue urbaine dopée en polluants métalliques avant compostage

B4 : boue de papeterie de type mélangé

C1 : cendre de combustion de charbon

C2 : compost d'ordures ménagères

Tb : référence basse, fertilisation minérale minimale

Th : référence haute, fertilisation minérale optimale

Schéma du dispositif expérimental.

Chaque déchet ou produit dérivé est appliqué manuellement à une dose uniforme de $10 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, soit 40 kg de MS par parcelle, avant chaque culture, pendant 3 années successives (les 04/1997, 09 et 10/1997, 09/1998). Néanmoins, au premier apport, les composts B3, B3.1 et B3.2 ont été apportés à la dose de 30 kg MS par parcelle, ce déficit ayant été compensé au deuxième apport. Aucun apport n'a été effectué les 2 années suivantes (1999, 2000).

Il y a deux témoins sans apport de déchet ou produit dérivé : le premier reçoit une fertilisation minérale minimale Tb, le second une fertilisation optimale pour la culture mise en place Th. La fertilisation haute correspond à la fertilisation optimale pour le couple sol-culture. La fertilisation basse est en limite de carence (teneur en éléments nutritifs).

Fertilisation minérale de l'essai (u.ha⁻¹).

	N		P		K		S	
	Tb	Th	Tb	Th	Tb	Th	Tb	Th
colza de printemps 25/04/1997	48	75	30	50	30	50	50	70
blé d'hiver 09/03/1998 24/04/1998	50	50	-	-	-	-	-	-
	50	100	-	-	-	-	-	-
colza d'hiver 12/10/1998 15/03/1999 02/04/1999 23/04/1999	-	-	50	100	50	90	-	-
	30	45	-	-	-	-	50	75
	50	75	-	-	-	-	-	-
	20	30	-	-	-	-	-	-
blé d'hiver 09/03/2000 20/04/2000	50	50	-	-	-	-	-	-
	50	100	-	-	-	-	-	-
blé d'hiver 27/03/2001 27/04/2001	50	50	-	-	-	-	-	-
	50	100	-	-	-	-	-	-

Quantités d'engrais apportés aux 40 parcelles (kg par parcelle).

	Super 46 P		Sulfate d'ammonium 21 N		Ammonitrate 33,5		Chlorure de potassium 60		Triple 15	
	Tb	Th	Tb	Th	Tb	Th	Tb	Th	Tb	Th
25/04/1997	-	-	0,326	0,455	-	-	-	-	0,800	1,330
09/03/1998 24/04/1998	-	-	-	-	0,600	0,600	-	-	-	-
	-	-	-	-	0,600	1,200	-	-	-	-
12/10/1998	0,425	0,850	-	-	-	-	0,337	0,600	-	-
15/03/1999	-	-	0,326	0,489	0,154	0,220	-	-	-	-
02/04/1999	-	-	-	-	0,600	0,900	-	-	-	-
23/04/1999	-	-	-	-	0,150	0,220	-	-	-	-
09/03/2000 20/04/2000	-	-	-	-	0,600	0,600	-	-	-	-
	-	-	-	-	0,600	1,200	-	-	-	-
27/03/2001 27/04/2001	-	-	-	-	0,600	0,600	-	-	-	-
	-	-	-	-	0,600	1,200	-	-	-	-

De plus, une fertilisation uniforme, correspondant aux doses de Tb, est effectuée sur toutes les parcelles recevant des déchets et produits dérivés.

Les engrais minéraux sont apportés manuellement et répartis de façon homogène sur chaque parcelle à des doses raisonnées par rapport à l'analyse de terre et conseillées par le CETIOM et la chambre régionale d'agriculture de Lorraine.

2.7. Conditions de culture

Les itinéraires culturaux sont proches de ceux mis en œuvre par les agriculteurs de la région. Le travail du sol consiste essentiellement en un labour à 20 cm de profondeur avec un outil du type motoculteur de gros gabarit simulant un labour avec tracteur. Le labour permet d'incorporer les déchets et produits dérivés. Il est suivi d'un passage de la fraise du motoculteur afin de préparer le lit de semis.

Traitements insecticides, herbicides, molluscicides et régulateurs de croissance :

– Pearl / Agril	05/1997
– Roundup	09/1997
– Quetzal	10/1997
– Mesurool	10/1997
– Bofix / Jadex	04/1998
– Treflon / Colzor	09/1998
– Mesurool	09/1998
– Decis	04/1999
– Decis	05/1999
– Buggy	09/1999
– Quetzal	10/1999
– Mesurool	10/1999
– Amistar et Epopée	05/2000
– Matra et Prowl	10/2002
– Mesurool	10/2002
– Mikado et Milagro	06/2002
– Mikado et Milagro	05/2003

Cultures :

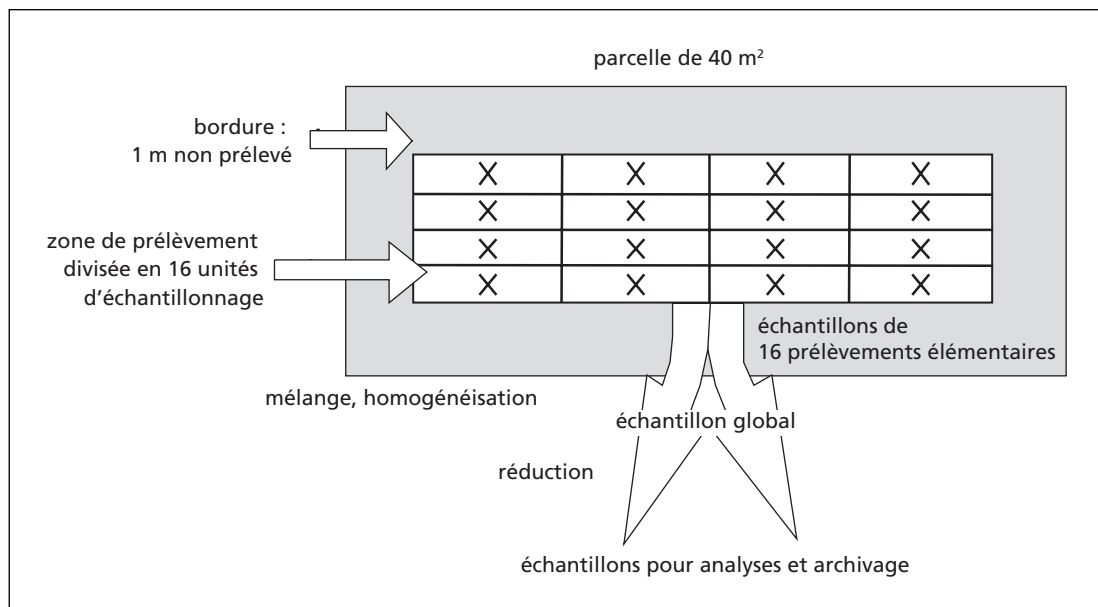
- Le cultivar de colza de printemps utilisé est Jaguar. Les semences sont traitées au thirame et au mercaptodiméthure. Le semis a été réalisé le 01/05/1997 à la dose de 5 kg ha⁻¹.
- Le cultivar de blé d'hiver utilisé est Texel (PMG : 53-56 g). Les semis ont été réalisés les 18/10/1997, 16/10/1999 et 18/10/2000 à la dose de 190 kg ha⁻¹.
- Le cultivar de colza d'hiver utilisé est Amber (PMG : 5,20 g). Les semences sont traitées au thirame et à l'isophenphos. Le semis a été réalisé le 08/09/1998 à la dose de 6 kg ha⁻¹.
- Le cultivar de maïs utilisé est Anjou 258. Les semis ont été réalisés le 08/05/2002, puis en mai 2002 et en avril 2003.

2.8. Paramètres suivis

- Analyse des éléments-traces totaux et extractibles (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) dans les sols, les déchets et produits dérivés et la végétation.
- Suivi agronomique de la qualité des sols au cours de la rotation.
- Rendement des cultures.
- Analyse des engrais apportés par le laboratoire d'analyse des matières fertilisantes de la station agronomique de l'Aisne, à Laon (l'objectif étant de vérifier leurs teneurs en éléments fertilisants – N, P, K, S – et en éléments-traces).

2.9. Méthode d'échantillonnage et de préparation des sols et des végétaux

Des échantillons moyens de terre sont régulièrement prélevés sur les parcelles après épandage des matrices et après récolte des végétaux. Les échantillonnages sont systématiquement effectués suivant le même plan.



Échantillonnage de sol.

Lors des prélèvements végétaux, une bordure de 1 m autour des parcelles est systématiquement mise à l'écart de l'échantillonnage.

- Le colza de printemps (1997) a été prélevé manuellement sur 3 placettes de 1 m² par parcelle pour obtenir des échantillons représentatifs. Les plantes entières ont été pesées et analysées.
- Le blé d'hiver (1998) a été récolté avec une moissonneuse-batteuse équipée d'une barre de coupe de 2 m. L'intégralité du blé de chaque parcelle a ainsi été récoltée. Les pailles ont systématiquement été exportées, sauf pour la culture de 1998-1999.
- Le colza d'hiver (1999) a été récolté avec une moissonneuse-batteuse adaptée pour la récupération de l'intégralité du grain récolté sur la parcelle. Pour cette dernière culture, un prélèvement de 10 pieds de colza a été réalisé par parcelle au stade de fin de floraison afin de déterminer des teneurs en métaux dans les feuilles. Cette détermination n'est plus possible à maturité, lors de la récolte.
- Les blés d'hiver (2000 et 2001) ont été récoltés avec une moissonneuse-batteuse équipée d'une barre de coupe de 2 m. L'intégralité du blé de chaque parcelle a ainsi été récoltée. De plus, 1 m² par parcelle a été récolté pour définir la répartition de la production de biomasse par organe (tige, feuille et épis).
- Le maïs (2002) a été récolté avec une ensileuse expérimentale à un rang. 10 pieds de maïs ont été prélevés par parcelle pour mesurer les rendements et les teneurs en polluants par organes. Le maïs a été ensilé.

2.10. Méthode d'analyse des éléments-traces

Les éléments-traces ont été extraits et dosés par des méthodes normalisées. Le dosage des éléments-traces totaux est réalisé par ICP-AES (NF EN ISO 11885) après minéralisation des matrices, des sols et des végétaux (normes NF ISO 11466, 1995 et NF X 31-151, 1993).

3. Résultats

3.1. Apports cumulés d'éléments-traces dans le système par les déchets et produits dérivés

Les épandages cumulés induisent une augmentation de 3 à 33 % des métaux totaux en fonction du déchet ou compost épandu (cf. exemple du Cd et du Zn pour 4 déchets et produits dérivés dans le

tableau ci-dessous). Il convient de signaler que l'apport d'engrais participe également à l'augmentation des stocks d'éléments-traces dans les sols.

Calcul des apports de Cd et de Zn après 5 ans (3 ans d'épandage + 2 ans sans épandage) – augmentations théoriques des concentrations.

		Apports liés aux épandages		Augmentation théorique de la concentration des terres	
		Cd (g.ha ⁻¹)	Zn (kg.ha ⁻¹)	Cd (mg.kg ⁻¹ sol sec)	Zn (mg.kg ⁻¹ sol sec)
Stock initial		330	390	0,11	130
Seuil réglementaire		–	–	2	300
Déchets	B1 boue urbaine liquide	40	38 *	0,010 (12 %)	12,6 (9,7 %)
	B2 boue urbaine déshydratée	112 *	41 *	0,040 (33 %)	13,6 (10,5 %)
	B3 boue urbaine compostée	70	17 **	0,020 (21 %)	5,7 (4,3 %)
	B4 boue de papeterie	10	4,9	0,003 (3 %)	1,6 (1,7 %)
Engrais		5	0,2	0,001 (1,5 %)	0,06 (0,05 %)

* Dépasse les flux limites de l'Arrêté du 08/01/98.

** Dépasse les flux limites de NF U 44-095.

Flux totaux d'éléments-traces apportés par les matrices épandues et les engrais.

	Polluants apportés par les matrices et les engrais (kg.ha ⁻¹ sur 5 ans) en 3 épandages successifs				
	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
B1	0,04	15,08 *	1,31	9,58 *	38,05 *
B2	0,112 *	14,19 *	1,22	9,47 *	41,32 *
B3	0,069	6,58 **	0,68	4,66 **	16,97 **
B3.1	0,088 (**)	5,84 **	0,81	4,78 **	16,47 **
B3.2	0,281 (**)	13,71 (**)	6,58 (**)	9,10 (**)	40,75 (**)
B4	0,009	4,88	0,29	0,83	4,86
C1	0,03	2,92	3,98 ***	3,70	8,68
C2	0,06	6,45 ****	1,47	12,97 ****	22,37 ****
Tb	0,003	0,09	0,014	0	0,11
Th	0,005	0,16	0,025	0	0,2

* Dépasse les flux limites de l'Arrêté du 08/01/98.

** Dépasse les flux limites de NF U 44-095.

*** Dépasse les flux limites de l'Arrêté du 17/08/98.

**** Dépasse les flux limites du projet NF U 44-051.

(**) Dépasse flux limites de l'Arrêté du 08/01/98 et de NF U 44-095.

Les flux d'éléments-traces apportés, lorsqu'ils dépassent les flux limites, équivalent à 1,04 à 4,4 les flux limites.

3.2. Évolution de la qualité du sol

Évolution des concentrations en éléments-traces (mg.kg^{-1} MS) des terres de surface – accumulation des éléments-traces en 5 ans.

		T0	T1	TII	TIII	TIV	TV	TVI	TVII	TVIII
Zn	B1	.	130 ± 8	144 ± 14	156 ± 14	188	146 ± 7	132 ± 14	144 ± 12	138 ± 44
	B2	.	127 ± 8	132 ± 15	137 ± 6	114	151 ± 12	140 ± 23	144 ± 15	141 ± 17
	B3	.	117 ± 11	134 ± 14	136 ± 6	117	148 ± 14	109 ± 15	128 ± 5	151 ± 39
	B3.1	.	126 ± 12	148 ± 23	144 ± 3	99	129 ± 5	138 ± 16	130 ± 9	149 ± 21
	B3.2	.	110 ± 6	147 ± 25	148 ± 4	119	143 ± 9	123 ± 3	141 ± 8	125 ± 20
	B4	113 ± 7	119 ± 11	135 ± 15	141 ± 9	103	158 ± 11	121 ± 17	136 ± 26	146 ± 15
	C1	.	122 ± 9	146 ± 35	175 ± 18	120	167 ± 8	119 ± 11	141 ± 24	114 ± 19
	C2	.	123 ± 3	140 ± 28	167 ± 16	164	142 ± 15	116 ± 14	133 ± 14	136 ± 32
	Tb	.	118 ± 12	132 ± 24	135 ± 13	100	128 ± 8	109 ± 7	123 ± 4	134 ± 16
	Th	.	109 ± 8	123 ± 16	132 ± 8	120	138 ± 5	102 ± 7	121 ± 7	139 ± 23

		T0	T1	TII	TIII	TIV	TV	TVI	TVII	TVIII
Pb	B1	.	45 ± 6	41 ± 7	46 ± 1	29	43 ± 4	29 ± 5	36 ± 2	31 ± 6
	B2	.	34 ± 4	34 ± 4	38 ± 2	34	44 ± 5	30 ± 4	36 ± 1	32 ± 3
	B3	.	37 ± 6	40 ± 7	38 ± 3	33	39 ± 5	35 ± 6	36 ± 2	31 ± 6
	B3.1	.	31 ± 4	38 ± 4	44 ± 1	26	38 ± 3	35 ± 3	31 ± 5	35 ± 6
	B3.2	.	33 ± 5	41 ± 7	41 ± 3	29	38 ± 5	36 ± 2	35 ± 4	31 ± 6
	B4	137 ± 4	36 ± 5	38 ± 4	38 ± 5	34	38 ± 3	34 ± 4	33 ± 2	33 ± 1
	C1	.	37 ± 3	39 ± 6	42 ± 3	30	37 ± 5	34 ± 3	32 ± 5	28 ± 3
	C2	.	38 ± 2	54 ± 18	46 ± 3	40	46 ± 3	36 ± 3	37 ± 5	32 ± 6
	Tb	.	38 ± 2	35 ± 2	38 ± 2	29	34 ± 4	32 ± 3	36 ± 3	32 ± 6
	Th	.	36 ± 2	48 ± 17	35 ± 3	33	36 ± 4	33 ± 6	34 ± 2	33 ± 5

		T0	T1	TII	TIII	TIV	TV	TVI	TVII	TVIII
Ni	B1	.	61 ± 7	66 ± 4	69 ± 4	44	58 ± 3	65 ± 8	58 ± 7	54 ± 25
	B2	.	54 ± 7	47 ± 6	55 ± 3	56	69 ± 4	55 ± 7	57 ± 11	59 ± 9
	B3	.	50 ± 4	54 ± 10	63 ± 5	58	54 ± 3	50 ± 4	55 ± 5	63 ± 33
	B3.1	.	54 ± 5	62 ± 21	61 ± 3	40	56 ± 7	61 ± 7	51 ± 9	67 ± 13
	B3.2	.	51 ± 4	61 ± 14	63 ± 3	52	58 ± 5	58 ± 8	62 ± 12	45 ± 14
	B4	56 ± 8	55 ± 4	57 ± 11	64 ± 5	47	60 ± 8	62 ± 3	60 ± 11	69 ± 6
	C1	.	59 ± 8	61 ± 19	69 ± 18	57	69 ± 2	65 ± 13	64 ± 18	40 ± 16
	C2	.	56 ± 6	64 ± 9	69 ± 12	58	62 ± 15	56 ± 10	56 ± 9	63 ± 25
	Tb	.	58 ± 7	56 ± 8	62 ± 9	42	59 ± 6	58 ± 6	59 ± 6	56 ± 7
	Th	.	53 ± 5	65 ± 10	58 ± 4	49	60 ± 3	52 ± 6	56 ± 8	62 ± 13

		T0	T1	TII	TIII	TIV	TV	TVI	TVII	TVIII
Cu	B1	.	25 ± 7	35 ± 3	33 ± 4	22	32 ± 5	43 ± 2	35 ± 6	31 ± 5
	B2	.	23 ± 2	44 ± 12	29 ± 3	24	37 ± 7	43 ± 6	42 ± 4	33 ± 5
	B3	.	22 ± 1	32 ± 5	27 ± 4	22	27 ± 2	38 ± 5	35 ± 2	32 ± 11
	B3.1	.	20 ± 0	29 ± 3	30 ± 2	24	29 ± 3	42 ± 9	35 ± 6	32 ± 7
	B3.2	28 ± 5	26 ± 5	36 ± 12	30 ± 2	33	29 ± 3	32 ± 3	37 ± 3	29 ± 7
	B4	.	30 ± 8	28 ± 2	35 ± 3	23	26 ± 8	33 ± 6	36 ± 5	33 ± 7
	C1	.	24 ± 2	33 ± 4	28 ± 2	23	30 ± 4	32 ± 4	31 ± 4	28 ± 4
	C2	.	25 ± 2	52 ± 20	25 ± 2	25	28 ± 3	30 ± 3	31 ± 4	30 ± 5
	Tb	.	21 ± 2	41 ± 27	28 ± 2	21	22 ± 4	26 ± 5	30 ± 3	28 ± 5
	Th	.	20 ± 2	33 ± 2	24 ± 3	22	24 ± 3	25 ± 2	31 ± 3	31 ± 4

		T0	T1	TII	TIII	TIV	TV	TVI	TVII	TVIII
Cd	B1	.	0,09 ± 0,04	0,10 ± 0,02	0,08 ± 0,02	0,12	0,17 ± 0,03	0,13 ± 0,03	0,16 ± 0,09	0,18 ± 0,03
	B2	.	0,09 ± 0,02	0,10 ± 0,02	0,11 ± 0,02	0,14	0,16 ± 0,03	0,12 ± 0,02	0,17 ± 0,06	0,20 ± 0,06
	B3	.	0,10 ± 0,02	0,12 ± 0,02	0,15 ± 0,03	0,16	0,17 ± 0,03	0,12 ± 0,02	0,17 ± 0,06	0,21 ± 0,03
	B3.1	.	0,09 ± 0,02	0,10 ± 0,02	0,10 ± 0,02	0,11	0,14 ± 0,03	0,06 ± 0,02	0,15 ± 0,06	0,19 ± 0,07
	B3.2	.	0,11 ± 0,02	0,14 ± 0,03	0,12 ± 0,02	0,08	0,14 ± 0,03	0,07 ± 0,02	0,17 ± 0,06	0,22 ± 0,04
	B4	0,07 ± 0,01	0,11 ± 0,02	0,14 ± 0,03	0,08 ± 0,02	0,11	0,12 ± 0,02	0,12 ± 0,02	0,14 ± 0,08	0,15 ± 0,02
	C1	.	0,10 ± 0,02	0,12 ± 0,02	0,09 ± 0,02	0,08	0,07 ± 0,01	0,10 ± 0,03	0,13 ± 0,01	0,15 ± 0,03
	C2	.	0,09 ± 0,02	0,10 ± 0,02	0,11 ± 0,02	0,12	0,09 ± 0,02	0,09 ± 0,02	0,12 ± 0,01	0,15 ± 0,04
	Tb	.	0,11 ± 0,02	0,14 ± 0,03	0,10 ± 0,02	0,07	0,06 ± 0,01	0,12 ± 0,02	0,14 ± 0,02	0,14 ± 0,05
	Th	.	0,11 ± 0,02	0,14 ± 0,03	0,12 ± 0,02	0,06	0,05 ± 0,01	0,10 ± 0,02	0,16 ± 0,01	0,21 ± 0,05

T0: point zéro. T1: après épandage, avant culture de colza de printemps. TII: après récolte du colza de printemps. TIII: après épandage, avant culture du blé d'hiver. TIV: après récolte du blé d'hiver. TV: après épandage, avant culture du colza d'hiver. TVI: après récolte du colza d'hiver. TVII: après récolte du blé d'hiver. TVIII: après récolte du blé d'hiver, avant épandage.

3.3. Rendement

Les effets agronomiques de l'apport des différents déchets et produits dérivés (fertilité des sols, rendements et qualité des cultures) sont suivis après chaque épandage et à chaque récolte. Aucune carence nutritive n'a été observée sur les plantes de grandes cultures. Pour certains déchets (boue urbaine liquide et déshydratée), il y a une accumulation d'azote et de phosphore assimilable dans la terre de surface. Dans ce cas, les rendements du colza et du blé sont, en tendance, supérieurs aux rendements obtenus avec une fertilisation minérale optimisée. Néanmoins, des effets ont été mesurés sur la qualité des récoltes et en particulier les teneurs en protéines, lipides et glucosinolates des graines de colza. Par exemple, la surfertilisation azotée induite par les apports de boues urbaines entraîne des phénomènes de verse et diminue la teneur en huile au profit de la teneur en protéine.

Le blé et le colza cultivés depuis 1996 se sont développés normalement sans présenter de symptômes de carence ou de toxicité. Les meilleurs rendements en grains ont été obtenus avec les apports de boue liquide B1 et de boue déshydratée B2. Ces rendements sont, pour des cultures pratiquées directement après épandages, significativement supérieurs à ceux mesurés pour d'autres déchets épandus (en particulier la boue de papeterie (B4), le compost d'ordures ménagères (C2)) et le témoin (Tb). Ces différences entre les rendements s'estompent progressivement après une ou deux années sans épandage. Ainsi, après deux années sans épandage, l'arrière effet fertilisant des déchets n'est pas mesurable et le rendement le plus élevé est obtenu avec la fertilisation minérale optimale. La tendance observée d'une diminution de rendement en grain de la boue liquide vers les composts de boue l'année de l'épandage peut s'expliquer par la baisse parallèle de la disponibilité de l'azote. En effet la part conforme de l'azote apporté par une boue liquide, une boue pâteuse ou un compost de boue est en moyenne de 50, 30 et 10 % du N total apporté

(ADEME, 2001). Des pertes de N vers les eaux dans le cas des apports de boue liquide peuvent certainement expliquer que, malgré les quantités importantes de N apportées par cette boue, aucun arrière n'est mesuré sur les rendements. Enfin, il faut noter qu'aucun traitement ne présente un rendement significativement différent de celui observé sur le témoin (Th), quelle que soit l'espèce végétale cultivée.

Les résultats concernant les 3 récoltes de maïs sont en cours de traitement et ne sont donc pas présentés.

3.4. Qualité des récoltes

Concentrations en éléments-traces mesurées dans les végétaux (en mg.kg⁻¹ MS).

Colza (1997) (plante)	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
B1	2	19	< 1	6	24
B2	2	12	3	8	33
B3	2	18	< 1	6	21
B3.1	3	16	< 1	5	21
B3.2	2	23	< 1	5	22
B4	2	11	< 1	4	19
C1	1	7	< 1	2	20
C2	2	5	< 1	4	14
Tb	2	14	2	3	20
Th	2	9,8	1	4	20

Blé (1998) (grain)	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
B1	< 0,1	10	2,4	< 0,4	28
B2	< 0,1	10	3,6	< 0,4	27
B3	< 0,1	8	0,7	< 0,4	22
B3.1	< 0,1	12	1,3	< 0,4	26
B3.2	< 0,1	10	1,3	< 0,4	24
B4	< 0,1	11	2,2	< 0,4	23
C1	< 0,1	9	0,95	< 0,4	24
C2	< 0,1	11	1,3	< 0,4	25
Tb	< 0,1	15	1,7	< 0,4	32
Th	< 0,1	10	1,3	< 0,4	13

Colza (1999) (grain)	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
B1	< 0,1	17	0,7	0,8	50
B2	< 0,1	13	0,9	0,7	50
B3	< 0,1	11	0,6	0,6	45
B3.1	< 0,1	10	0,9	0,9	46
B3.2	< 0,1	9	0,9	0,6	43
B4	< 0,1	12	0,6	0,6	50
C1	< 0,1	8	1,0	0,7	40
C2	< 0,1	12	0,6	0,7	45
Tb	< 0,1	9	0,8	0,3	40
Th	< 0,1	9	0,7	0,7	50

Blé (2000) (grain)	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
B1	< 0,1	3,3 ± 0,4	1,3 ± 1,2	< 0,5	15 ± 2,2
B2	< 0,1	3,6 ± 0,9	0,5 ± 0,7	< 0,5	15 ± 1,8
B3	< 0,1	3,4 ± 0,4	< 0,5	< 0,5	14 ± 2,0
B3.1	< 0,1	3,1 ± 0,8	0,6 ± 0,2	< 0,5	12 ± 2,5
B3.2	< 0,1	3,7 ± 0,6	1,5 ± 0,7	< 0,5	13 ± 1,3
B4	< 0,1	3,5 ± 1,0	1,0 ± 0,8	< 0,5	14 ± 2,4
C1	< 0,1	3,6 ± 1,3	2,0 ± 1,4	< 0,5	16 ± 1,1
C2	< 0,1	3,8 ± 1,5	< 0,5	< 0,5	14 ± 2,2
Tb	< 0,1	4,3 ± 1,1	0,9 ± 0,2	< 0,5	15 ± 1,8
Th	< 0,1	4,6 ± 1,1	0,9 ± 0,7	< 0,5	17 ± 2,7

Blé (2001) (grain)	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
B1	< 0,1	9,2 ± 1,4	1,4 ± 1,6	< 0,5	25 ± 2,1
B2	< 0,1	8,8 ± 0,6	1,0 ± 0,3	< 0,5	26 ± 2,6
B3	< 0,1	8,1 ± 1,0	1,0 ± 0,6	< 0,5	25 ± 3,8
B3.1	< 0,1	8,9 ± 1,1	1,4 ± 0,8	< 0,5	24 ± 1,6
B3.2	< 0,1	8,3 ± 0,9	1,1 ± 0,9	< 0,5	23 ± 1,8
B4	< 0,1	8,4 ± 0,3	1,1 ± 1,8	< 0,5	26 ± 6,1
C1	< 0,1	10,1 ± 2,7	1,6 ± 1,1	< 0,5	27 ± 5,4
C2	< 0,1	8,5 ± 1,0	0,5 ± 0,5	< 0,5	23 ± 1,1
Tb	< 0,1	7,5 ± 1,1	0,5 ± 0,0	< 0,5	23 ± 1,0
Th	< 0,1	7,6 ± 1,0	0,6 ± 0,3	< 0,5	26 ± 2,4

Les résultats concernant les 3 récoltes de maïs (2002, 2003 et 2004) sont en cours d'acquisition ou de traitement et ne sont donc pas présentés.

3.5. Expression du transfert du sol vers la plante des éléments-traces

Les résultats exprimés ici reprennent le flux total d'éléments-traces apportés par les matrices épan- dues et les engrais pendant les cinq premières années de l'expérimentation. Les flux cumulés des éléments-traces mesurés dans les cinq récoltes sont également présentés. Le rapport de ces deux valeurs permet de donner une estimation des transferts sol-plante lors de l'expérimentation.

Flux totaux d'éléments-traces exportés par les végétaux sur 5 saisons culturales (en kg.ha⁻¹ sur 5 ans).

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
B1	0,00	0,20	0,04	0,01	0,56
B2	0,00	0,19	0,04	0,02	0,57
B3	0,00	0,15	0,01	0,01	0,46
B3.1	0,00	0,18	0,02	0,01	0,47
B3.2	0,00	0,18	0,03	0,01	0,46
B4	0,00	0,16	0,03	0,01	0,46
C1	0,00	0,15	0,03	0,00	0,49
C2	0,00	0,16	0,01	0,01	0,46
Tb	0,00	0,20	0,02	0,00	0,50
Th	0,00	0,17	0,02	0,01	0,45

Rapport [flux de polluants sur 5 ans / apport par les déchets, produits dérivés et engrais].

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
B1	10 %	1 %	3 %	0 %	1 %
B2	4 %	1 %	4 %	0 %	1 %
B3	4 %	2 %	1 %	0 %	3 %
B3.1	5 %	3 %	2 %	0 %	3 %
B3.2	1 %	1 %	0 %	0 %	1 %
B4	33 %	3 %	9 %	1 %	10 %
C1	3 %	5 %	1 %	0 %	6 %
C2	3 %	2 %	1 %	0 %	2 %
Tb	100 %	226 %	168 %	–	453 %
Th	60 %	107 %	84 %	–	225 %

Coefficients de répartition végétal-sol.

Colza (1997) plante	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
B1	22,22	0,76	–	0,13	0,18
B2	22,22	0,52	0,06	0,24	0,26
B3	20,00	0,82	–	0,16	0,18
B3.1	33,33	0,80	–	0,16	0,17
B3.2	18,18	0,88	–	0,15	0,20
B4	18,18	0,37	–	0,11	0,16
C1	10,00	0,29	–	0,05	0,16
C2	22,22	0,20	–	0,11	0,11
Tb	18,18	0,67	0,03	0,08	0,17
Th	18,18	0,49	0,02	0,11	0,18

Coefficients de répartition végétal-sol.

Blé (1998) grain	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
B1	–	0,30	0,03	–	0,18
B2	–	0,38	0,07	–	0,20
B3	–	0,30	0,01	–	0,16
B3.1	–	0,40	0,02	–	0,18
B3.2	–	0,33	0,02	–	0,16
B4	–	0,31	0,03	–	0,16
C1	–	0,32	0,01	–	0,14
C2	–	0,44	0,02	–	0,15
Tb	–	0,54	0,03	–	0,24
Th	–	0,42	0,02	–	0,10

Coefficients de répartition végétal-sol.

Colza (1999) (grain)	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
B1	–	0,53	0,01	0,02	0,34
B2	–	0,35	0,01	0,02	0,33
B3	–	0,41	0,01	0,02	0,30
B3.1	–	0,34	0,02	0,02	0,36
B3.2	–	0,31	0,02	0,02	0,30
B4	–	0,46	0,01	0,02	0,32
C1	–	0,27	0,01	0,02	0,24
C2	–	0,43	0,01	0,02	0,32
Tb	–	0,41	0,01	0,01	0,31
Th	–	0,38	0,01	0,02	0,36

Coefficients de répartition végétal-sol.

Blé (2000) (grain)	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
B1	–	0,08	0,02	–	0,11
B2	–	0,08	0,01	–	0,11
B3	–	0,09	–	–	0,13
B3.1	–	0,07	0,01	–	0,09
B3.2	–	0,12	0,03	–	0,11
B4	–	0,11	0,02	–	0,12
C1	–	0,11	0,03	–	0,13
C2	–	0,13	–	–	0,12
Tb	–	0,17	0,02	–	0,14
Th	–	0,18	0,02	–	0,17

Coefficients de répartition végétal-sol.

Blé (2001) (grain)	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
B1	–	0,26	0,02	–	0,17
B2	–	0,21	0,02	–	0,18
B3	–	0,23	0,02	–	0,20
B3.1	–	0,25	0,03	–	0,18
B3.2	–	0,22	0,02	–	0,16
B4	–	0,23	0,02	–	0,19
C1	–	0,33	0,03	–	0,19
C2	–	0,27	0,01	–	0,17
Tb	–	0,25	0,01	–	0,19
Th	–	0,25	0,01	–	0,21

3.6. Conclusion des auteurs

Si un cadre réglementaire strict accompagne l'épandage agricole des boues urbaines, cette pratique doit encore faire l'objet de vigilance et d'un effort de recherche à long terme sur les risques de dissémination des polluants.

Qualité des sols et des récoltes. Les essais de plein champ menés depuis 1996 au domaine expérimental de la Bouzule avec des apports de déchets et produits dérivés pas toujours conformes à la réglementation actuelle (mais proches de celle-ci) n'ont pas augmenté la concentration des éléments-traces dans les organes consommés des plantes récoltées. Si des apports de boues peuvent provoquer une légère augmentation des teneurs en éléments-traces dans les sols, une utilisation dans le cadre de la réglementation actuelle ne paraît pas s'accompagner d'augmentation notable des transferts vers les végétaux. Ceci est notamment vérifié *in situ* pour le Cd, élément particulièrement mobile dans le système sol-plante. Il a été identifié, au laboratoire, des niveaux de toxicité différents en fonction des boues et composts. Après épandage sur les sols et compte tenu des doses d'apports, ces effets toxiques ne sont plus mesurables au terrain. L'évaluation prédictive de l'exposition de différents compartiments de l'agrosystème (sols, végétaux, eau, etc.) implique le choix de valeurs seuils relatives aux outils prédictifs de laboratoire par rapport aux réponses du terrain. En l'absence d'impacts environnementaux observés à court terme, il ne faut pas croire que la dissémination de polluants ne posera pas des problèmes de qualité des eaux et des aliments à long terme. Une poursuite des travaux de recherche s'impose, afin de valider les conclusions actuelles sur le long terme tout en tenant compte des différentes sources de polluants dans les agrosystèmes.

Flux de polluants dans le système sol-eau-plante. La concentration en polluants dans les déchets et composts ne renseigne pas à elle seule sur les quantités apportées aux sols. Les flux de polluants dans le système sol-plante sont obtenus en multipliant leurs concentrations par les quantités apportées. Les épandages réalisés de manière uniforme et non raisonnée en fonction de la fertilisation azotée correspondent à un apport sur 3 ans de 30 t MS.ha⁻¹ soit l'équivalent de la dose réglementairement tolérée sur 10 ans. Par exemple et dans ces conditions, les flux de Cd et de Zn ainsi que leur augmentation théorique en concentration dans l'horizon de surface ont été calculés. Dans ces conditions, les épandages cumulés de boue liquide ou de boue pâteuse apportent 40 et 112 g de Cd.ha⁻¹ (B3 70 g.ha⁻¹; B4 10 g.ha⁻¹; engrais 5 g.ha⁻¹). La teneur moyenne du sol en Cd étant de 0,11 mg.kg⁻¹, le stock initial de Cd total avant épandages est de 330 g.ha⁻¹. L'augmentation théorique de ce stock varie de 3 à 33 % en fonction du déchet ou compost épandu. Dans ces conditions d'apports annuels, il faudrait attendre plus de cent ans pour atteindre la valeur limite de 2 mg.kg⁻¹ fixée par la réglementation pour les sols. Il convient de signaler que l'apport d'engrais participe également à l'augmentation des stocks d'éléments-traces dans les sols.

Le calcul des intrants peut également être complété par celui des exportations. Cependant, de tels bilans sont actuellement incomplets compte tenu du fait que les exportations par les eaux de drainage

et par la plante entière (seul l'organe consommé a été analysé) ne sont pas connues. Ces éléments font actuellement l'objet d'investigations complémentaires.

4. Commentaires

4.1. Interprétation de ces résultats

En posant l'hypothèse (improbable) que les cultures ne prélèvent les éléments-traces que dans le stock d'éléments-traces apporté par les déchets et produits dérivés, alors la part prélevée représenterait moins de 1 à 10 % (sauf exception à 33 % pour B4) des éléments-traces apportés par les déchets et produits dérivés (cf. 2^e tableau au 3.5). Dans le cas des témoins, ces pourcentages sont très nettement supérieurs (60 à 453 %). Lorsqu'ils sont supérieurs à 100 % (cas du témoin basse fertilisation Tb), cela signifierait que les cultures consomment tous les éléments-traces apportés par les engrais minéraux et qu'elles puisent également dans le stock préexistant du sol, ce qui tendrait à montrer que les doses d'engrais apportées à Tb ne sont pas suffisantes pour couvrir les besoins en oligo-éléments des plantes (Cu, Zn notamment).

On notera que les quantités d'éléments-traces exportées par les cultures après 5 ans sont équivalentes quel que soit le traitement (cf. 1^{er} tableau au 3.5) et donc quel que soient les quantités et la biodisponibilité des éléments-traces apportés. Il en est de même des concentrations en éléments-traces dans les organes récoltés. On peut donc considérer que, dans ces conditions d'épandage de déchets et produits dérivés conformes ou proches de la conformité vis-à-vis de la réglementation, il n'y a pas de risques de contamination des cultures à moyen terme.

Lorsque l'on compare les coefficients de répartition (cf. 3.5.) et les concentrations (cf. 3.4.) dans les grains de blé (même variété Texel) sur 3 années de culture (1998, 2000 et 2001), on observe un effet « année » très net et beaucoup plus important que l'effet « traitement », notamment pour Cu et Zn :

$$\text{Cu } 1998 > \text{Cu } 2001 > \text{Cu } 2000$$
$$\text{Zn } 1998 = \text{Zn } 2001 > \text{Zn } 2000$$

Enfin, on notera des coefficients de répartition végétal-sol pour le colza 1997 (plante entière) très élevés pour le Cd (10 à 33), lui conférant un caractère d'(hyper)accumulateur.

4.2. Réalisme de l'expérimentation

Par rapport aux pratiques agronomiques courantes : L'expérimentation est réalisée suivant des pratiques agricoles similaires à celles mises en œuvre par un agriculteur. Néanmoins, les doses d'apport des déchets et produits dérivés sont supérieures aux doses habituellement pratiquées par les agriculteurs (cas des boues urbaines notamment) et les apports de N et de P n'ont pas été raisonnés par rapport aux besoins des cultures. Ce choix était justifié par la très forte variabilité de leur fertilité (ex. : cendres intéressantes pour leur valeur K, mais boues liquides intéressantes pour leur valeur P et N), qui aurait entraîné des doses d'apport très contrastées. Pour éviter les carences nutritives, qui auraient pu être confondues avec des effets phytotoxiques et qui auraient influencé de façon artificielle les prélèvements d'éléments-traces par les plantes, une fertilisation minérale minimale (équivalente à la fertilisation basse) a été apportée de façon uniforme à toutes les parcelles. Dans le cas des boues B1 et B2, cela a entraîné une surfertilisation.

Par rapport aux seuils réglementaires : Le sol présente avant et après épandage une teneur en Ni un peu au-dessus de la valeur limite de l'Arrêté du 08/01/98. Il s'agit d'un sol naturellement riche en Ni, comme on en rencontre couramment dans plusieurs régions françaises (en Lorraine notamment).

Les doses de déchets et produits dérivés sont supérieures à ce qui est préconisé par la réglementation (notamment pour les boues urbaines). En effet, les doses (10 t.ha⁻¹.an⁻¹ pendant 3 années successives) apportées sur une période de 5 ans (3 ans d'apports plus 2 ans sans apport) sont équivalentes aux doses maximales tolérées par la réglementation sur 10 ans pour les boues urbaines, soit le double des doses réglementaires.

- Boues urbaines liquides et déshydratées (B1 et B2) : les concentrations en éléments-traces sont conformes à l'Arrêté du 08/01/98, mais pas les flux d'éléments-traces (sur 5 ans) (pour Cd, Cu, Pb et

Zn). L'emploi de doses de boues raisonnées sur une base agronomique (N et P) aurait probablement évité ces dépassements.

- Boues compostées non dopées en éléments-traces (B3 et B3.1): les concentrations en éléments-traces sont conformes à l'Arrêté du 08/01/98 (seule réglementation connue au moment de l'installation du site), mais non conformes à la norme NF U 44-095 (élaborée et parue depuis). Pour ces boues, les flux d'éléments-traces (sur 5 ans) ne sont conformes, ni à l'Arrêté (uniquement pour Cd), ni à la norme NF U 44-095 (pour Cd, Cu, Pb et Zn).
- Boues compostées dopées en éléments-traces (B3.2): les concentrations et les flux en éléments-traces ne sont conformes, ni à l'Arrêté du 08/01/98 (concentrations pour Cd uniquement), ni à la norme NF U 44-095 (pour tous les éléments-traces). Ceci est normal puisque les boues ont été dopées; il était souhaité, au moment de l'installation du site, de doper les boues à des teneurs proches des seuils réglementaires (seul l'Arrêté était connu).
- Boues de papeterie (B4) et cendres (C1): les concentrations en éléments-traces sont conformes à l'Arrêté du 17/08/98, mais les flux d'éléments-traces (sur 5 ans) ne le sont pas pour les cendres (Ni). Par contre ces flux sont conformes pour B4.
- Composts urbains (C2): les concentrations en éléments-traces (pour Cd, Ni, Pb et Zn) et les flux d'éléments-traces (sur 5 ans) (pour Cu, Pb et Zn) ne sont pas conformes au projet de norme NF U 44-051.

4.3. Données manquantes

Teneurs en éléments-traces dans les eaux de précipitation.

5. Autres points abordés par l'étude

- Analyses de micro-polluants organiques (HAP, PCB, chlorobenzène et pesticides organochlorés) dans les déchets et produits dérivés épandus, dans les sols et/ou dans les végétaux.
- Analyse des éléments-traces totaux (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) dans les eaux de percolation recueillies par des plaques lysimétriques.
- Mesure de critères de qualité technique des organes consommés des cultures, notamment: teneur en huile, en protéine et en glucosinolate des colzas et valeur nutritionnelle humaine des farines de blé.
- Relevés réguliers des données météorologiques (températures minimales et maximales, précipitations).
- Tests écotoxicologiques de laboratoire pour caractériser les déchets et produits dérivés, ainsi que les sols avant et après épandage: Daphnies, Algues, Microtox®, etc. (plusieurs tests biologiques de toxicité aiguë, de toxicité chronique, de mutagénicité et de génotoxicité sur organismes terrestres et aquatiques, après ou sans lixiviation) dans le cadre du programme VADETOX.
- Essais de terrain et en semi-grandeur dans le cadre du programme VADETOX (bio-indicateurs microbiens et lombriciens, écosystème simplifié et reconstitué et colonnes lysimétriques)
- Étude des interactions entre matière organique, éléments-traces et activités biologiques dans les sols.



Annexe 2

Teneurs naturelles dans les plantes cultivées et dans les aliments à base de végétaux I

Les concentrations qui suivent sont issues de la compilation de données issues de la littérature et de données individuelles. Les références bibliographiques utilisées sont précédées d'un astérisque. Elles sont en grande majorité françaises. Quand elles ne le sont pas, elles proviennent de pays dont les sols, le climat et les pratiques culturales sont similaires à ceux de la France.

Elles ne sont pas issues de sols pollués ou contaminés.

Les teneurs indiquées comme des « moyennes » peuvent être considérées comme les concentrations les plus fréquentes (« naturelles ») pour l'espèce végétale considérée.

Les teneurs issues de la moyenne de plus de 50 échantillons également.

Par contre les autres concentrations ($n < 50$), ne sont qu'indicatives et ne doivent en aucun cas être considérées comme les teneurs fréquentes.

A2.1. Classement par élément-trace

Arsenic.

ε à 1,57 mg.kg⁻¹ MS

les plus fortes teneurs : oignon, blé, pois protéagineux, chou, luzerne, fétuque élevée

Espèce	Organe	n	mg.kg ⁻¹ MS
artichaut		1	0,15
aubergine		1	0,15
avoine	paille	1	0,15
betterave rouge		1	0,28
betterave sucrière	racine décollétée	1	ε
betterave sucrière	pulpes	2	0,20
betterave sucrière	pulpes	21	0,43
blé	grain	moyenne	0,1-0,25
blé	paille	4	0,17
blé tendre	grain	56	1,04 MB
blé tendre	grain	78	0,01 MB
blé dur	grain	18	1,04 MB
blé dur	grain	21	0,01 MB
carotte		2	0,19
céleri à côtes		1	0,15
céleri-rave		1	0,11
chou		1	0,58
chou blanc		1	0,09
chou-fleur		1	0,05
chou vert		1	0,10
concombre		3	0,64
courgette		1	0,08
endive		2	0,27
épinard		3	0,32
fétuque élevée		1	0,53
fève		1	0,01
laitue		5	0,39
luzerne		6	0,53
maïs	tige	1	0,05
oignon		1	1,43
orge	grain	6	0,27
petit pois		2	0,09
pois protéagineux	grain	30	1,57 MB
pois protéagineux	grain	42	0,01 MB
poireau		2	0,24
pomme		1	0,03
pomme de terre		1	0,15
pomme de terre	tubercule	85	0,12 MB
riz	grain	moyenne	0,08-0,94
seigle d'hiver		1	0,12
tomate	fruit	1	0,02

Cadmium.ε à 0,93 mg.kg⁻¹ MS

les plus fortes teneurs : céleri branches, endive, batavia, épinard, poireau

Espèce	Organe	n	mg.kg ⁻¹ MS
artichaut		1	0,04
aubergine		2	0,49
avoine	grain	4	0,14
avoine	paille	1	0,18
banane		1	0,01
batavia		1	0,80
bette		4	0,47
betterave rouge		2	0,24
betterave sucrière	racine décollée	6	0,05
betterave sucrière	pulpes	2	0,36
betterave sucrière	pulpes	21	0,45
betterave sucrière	racines (râpures)	31	0,14
blé	grain	1 800	0,04
blé	parties aériennes	14	0,25
blé tendre	grain	56	0,07 MB
blé tendre	grain	78	0,05 MB
blé dur	grain	18	0,07 MB
blé dur	grain	21	0,07 MB
brocoli		1	0,12
carotte		5	0,20
céleri branches		5	0,93
céleri-rave		2	0,59
chou		1	0,22
chou blanc		2	0,08
chou chinois		1	0,57
chou de Milan		2	0,26
chou-fleur		1	0,09
chou pommé		1	0,08
chou vert		1	0,10
colza	grain	2	0,12
concombre		6	0,05
courgette		1	0,03
dactyle		4	0,09
endive		3	0,82
épinard		37	0,74
escourgeon	grain	1	0,33
fenouil		1	0,09
fétuque		2	0,22
fève		1	0,01
fruits		15	0,04
haricot vert		1	0,01
laitue		19	0,56

Espèce	Organe	<i>n</i>	mg.kg ⁻¹ MS
légumes feuilles		31	0,27
légumes racines		11	0,15
luzerne		7	0,20
mâche		1	0,04
maïs	parties aériennes	10	0,13
maïs	grain	12	0,03
navet rond		1	0,06
oignon		2	0,08
orge		5	0,14
orge	grain	12	0,03
pêche	fruit	4	ε
petit pois		4	0,02
pois protéagineux	grain	30	0,05 MB
pois protéagineux	grain	42	0,02 MB
poireau		5	0,65
pomme		14	ε
pomme de terre	tubercule	21	0,20
pomme de terre	tubercule	85	0,03 MB
raisin		21	0,09
rhubarbe		1	0,09
riz	grain	1	0,03
seigle	graine	3	0,01
seigle	paille	1	0,03
sorgho	grain	1	0,17
tomate	fruit	1	0,15
trèfle		3	0,04

Cobalt.0,01 à 1,50 mg.kg⁻¹ MS

les plus fortes teneurs : poire, oignon, chou de Bruxelles, pomme, chou blanc, chou rouge

Espèce	Organe	n	mg.kg ⁻¹ MS
abricot		moyenne	0,19
artichaut		1	0,11
aubergine		2	0,05
avoine	grain	moyenne	0,09
banane		1	0,01
betterave rouge		moyenne	0,07
betterave sucrière	pulpes	2	0,18
blé	grain	moyenne	0,02
blé	paille	3	0,07
brocoli		moyenne	0,50
carotte		moyenne	0,20
cassis		moyenne	0,02
céleri branches		3	0,21
céleri-rave		1	0,06
cèpe		moyenne	0,05
cerise		moyenne	0,16
chanterelle girolle		moyenne	0,30
chou		1	0,12
chou-rave		moyenne	0,35
chou blanc		moyenne	0,80
chou chinois		1	0,07
chou de Bruxelles		moyenne	1,20
chou de Milan		2	0,17
chou-fleur		1	0,05
chou frisé		moyenne	0,11
chou rouge		moyenne	0,70
chou vert		1	0,15
concombre		6	0,05
courgette		1	0,07
endive		3	0,13
épinard		moyenne	0,19
fenouil		1	0,03
fétuque		1	0,46
fève		1	0,14
fraise		moyenne	0,23
haricot blanc	grain sec	moyenne	0,16
haricot vert		moyenne	0,08
laitue		moyenne	0,54
lentille	grain sec	moyenne	0,70
luzerne		7	0,31
maïs	grain	2	0,05
maïs	parties aériennes	2	0,08

Espèce	Organe	n	mg.kg ⁻¹ MS
noisette		moyenne	0,24
noix		moyenne	0,19
oignon		moyenne	1,30
orge	grain	moyenne	0,07
orge	paille	1	0,07
persil		moyenne	0,10
petit pois	grain	moyenne	0,30
poire		moyenne	1,50
poireau		moyenne	0,02
pois jaune	grain sec	moyenne	0,08
pomme		moyenne	1,00
pomme de terre		moyenne	0,13
prune		moyenne	0,09
raifort		moyenne	0,10
raisin		moyenne	0,14
rhubarbe		moyenne	0,05
riz	grain	1	0,05
seigle	grain	2	0,06
tomate		moyenne	0,90

Chrome.ε à 8,60 mg.kg⁻¹ MS

les plus fortes teneurs : fêtuque, pomme de terre, poireau, céleri-branch, betterave sucrière

Espèce	Organe	n	mg.kg ⁻¹ MS
airelle rouge		moyenne	0,10
artichaut		1	0,50
aubergine		1	1,60
avoine	grain	moyenne	0,14
avoine	paille	1	0,80
banane		1	0,85
betterave rouge		moyenne	0,10
betterave sucrière	racine	5	2,50
betterave sucrière	feuille	1	0,52
betterave sucrière	pulpes	2	2,10
betterave sucrière	racine (râpures)	31	0,65
blé	grain	moyenne	0,03
blé	son	moyenne	0,05
blé	paille	11	0,63
blé tendre	grain	56	0,16 MB
blé tendre	grain	78	0,20 MB
blé dur	grain	18	0,10 MB
blé dur	grain	21	0,05 MB
brocoli		moyenne	0,10
carotte		moyenne	0,50
cassis		moyenne	0,30
céleri branches		3	2,74
céleri-rave		moyenne	0,05
cèpe		moyenne	0,05
céréales		moyenne	ε
cerise		moyenne	0,30
champignon cultivé		moyenne	0,70
chanterelle girolle		moyenne	0,40
chou		1	1,13
chou-fleur		moyenne	0,20
chou-rave		moyenne	ε
chou blanc		moyenne	0,05
chou blanc		2	1,00
chou de Milan		1	0,80
chou rouge		moyenne	0,05
chou vert		moyenne	1,00
citrouille		moyenne	0,20
colza	grain	2	0,67
colza	paille	1	0,66
concombre		moyenne	0,30
courgette		1	1,24
endive		2	1,80

Espèce	Organe	n	mg.kg ⁻¹ MS
épinard	grain	moyenne	0,50
escourgeon		1	0,27
fenouil		1	0,59
fétuque		2	8,60
fève		1	0,18
fraise		moyenne	0,10
fruits		moyenne	ε
groseille à maquereau		moyenne	0,10
laitue		moyenne	1,40
luzerne		7	1,25
mâche		1	0,33
maïs		moyenne	0,36
maïs		9	1,82
myrtille		moyenne	1,00
navet	parties aériennes	moyenne	0,05
noisette		moyenne	0,28
oignon		moyenne	1,55
orge		moyenne	0,14
orge		2	1,59
pêche		moyenne	0,20
persil		moyenne	0,70
petit pois		moyenne	0,20
pois protéagineux		30	0,33 MB
pois protéagineux		42	0,82 MB
poire		moyenne	0,20
poireau		moyenne	3,00
pois jaune		moyenne	0,08
pomme	grain et cosse	1	0,14
pomme de terre		moyenne	3,30
pomme de terre		85	0,01 MB
prune		moyenne	0,20
radis noir		moyenne	0,10
raifort		moyenne	0,30
raisin		moyenne	0,20
rhubarbe		moyenne	0,20
seigle		2	0,39
sorgho		1	0,83
tomate		moyenne	0,50

Cuivre.1 à 50 mg.kg⁻¹ MS

les plus fortes teneurs : persil, champignons, tournesol, artichaut, salsifis

Espèce	Organe	n	mg.kg ⁻¹ MS
abricot		moyenne	14
ail		moyenne	24
airelle rouge		moyenne	26
amande		8	18,6
artichaut		moyenne	30
asperge		moyenne	15
aubergine		moyenne	8
avoine	grain	moyenne	5
avoine	paille	2	2,4
batavia		1	6,3
bette		moyenne	8
betterave rouge		moyenne	19
betterave sucrière	racine	7	4,93
betterave sucrière	pulpes	2	9
betterave sucrière	racine (râpures)	31	5
blé	grain	moyenne	7
blé	son	moyenne	17
blé	paille	17	3,43
blé tendre	grain	56	3,26 MB
blé tendre	grain	78	3,89 MB
blé dur	grain	18	4,91MB
blé dur	grain	21	5,06 MB
brocoli		moyenne	20
brome		1	9,5
carotte		moyenne	13
cassis		1	11
céleri-rave		moyenne	3
céleri branche		moyenne	3
cèpe		moyenne	23
céréales	paille	moyenne	3 à 6
céréales	grain	moyenne	4 à 8
cerise		moyenne	9
champignon cultivé		moyenne	40
châtaigne		moyenne	23
chicorée		moyenne	14
chou		1	2,78
chou-fleur		moyenne	14
chou-navet		moyenne	8
chou-rave		moyenne	12
chou blanc		moyenne	6
chou chinois		moyenne	2
chou de Bruxelles		moyenne	8

Espèce	Organe	n	mg.kg ⁻¹ MS
chou de Milan		2	5
chou frisé		moyenne	7
chou pommé		1	1,2
chou rouge		moyenne	6
chou vert		moyenne	9
citrouille		moyenne	8
colza	grain	moyenne	3 à 6
colza	paille	1	2,9
concombre		moyenne	6
courge, courgette		moyenne	8
cresson		8	6
dactyle	2 ^e coupe	4	6,97
endive		moyenne	9
épinard		moyenne	12
fenouil		moyenne	6
fétuque		1	8
fève		1	12
figue		moyenne	7
fraise		moyenne	6
framboise		moyenne	12
graminées prairiales		moyenne	5 à 10
groseille à maquereau		moyenne	9
groseille blanche		moyenne	14
groseille rouge		moyenne	10
haricot blanc	grain sec	moyenne	16
haricot vert		moyenne	11
kiwi épluché		8	14
laitue		moyenne	5 à 10
légumes		moyenne	6
légumineuses prairiales		moyenne	10
lentille	grain sec	moyenne	14
luzerne		14	5,02
mâche		moyenne	11
maïs	grain	moyenne	1 à 6
maïs	feuille	moyenne	1 à 20
melon épluché		8	4
millet	grain	moyenne	9
mûre		moyenne	12
myrtille		moyenne	11
navet		moyenne	7
nectarine		8	7
noisette		moyenne	26
noix		moyenne	18
oignon		moyenne	8
orge	grain	moyenne	4

Espèce	Organe	n	mg.kg ⁻¹ MS
orge	paille	6	3,53
pêche		moyenne	7
persil	feuille	moyenne	50
petit pois		8	18
pissenlit	feuille	moyenne	17
poire		moyenne	9
poireau		moyenne	5
pois jaune	grain sec	moyenne	15
pois protéagineux	grain	30	6,47 MB
pois protéagineux	grain	42	6,94 MB
poivron rouge		8	8
poivron vert		8	6
pomme		moyenne	10
pomme de terre		moyenne	8
pomme de terre	tubercule	85	0,82 MB
prune		moyenne	8
radis		moyenne	10
radis noir		moyenne	13
raifort		moyenne	14
raisin		moyenne	6
ray-grass d'Italie		4	8
rhubarbe		moyenne	5
riz		moyenne	24
salsifis noir		moyenne	30
seigle	grain	4	4,3
seigle	paille	2	2,2
sorgho		moyenne	4
tomate		moyenne	9
tournesol	grain sec	moyenne	31
trèfle		3	9

Mercure.ε à 2,46 mg.kg⁻¹ MS

les plus fortes teneurs : pulpes de betteraves, épinard, chou pommé

Espèce	Organe	n	mg.kg ⁻¹ MS
artichaut		1	0,0045
aubergine		1	0,1
betterave rouge		1	ε
betterave sucrière	racine	3	0,0266
betterave sucrière	pulpes	1	2,46
betterave sucrière	pulpes	21	0,008
betterave sucrière	racine (râpures)	31	0,052
blé	grain	7	0,008
blé	paille	2	0,061
blé tendre	grain	56	0,0009 MB
blé tendre	grain	78	0,0012 MB
blé dur	grain	18	0,0014 MB
blé dur	grain	21	0,0011 MB
carotte		1	0,023
céleri à côtes		1	0,0305
céleri-rave		2	0,013
chou		1	0,033
chou blanc		1	0,006
chou de Milan		1	0
chou-fleur		1	0,0075
chou pommé		1	0,2
chou vert		1	0,067
colza	grain	1	0,0088
concombre		2	0,004
courgette		1	0,01
endive		1	0,015
épinard		3	0,461
fêtuque		2	0,06
fruits		15	0,076
laitue		7	0,043
légumes feuilles		31	0,0675
légumes racines		11	0,061
luzerne		6	0,041
maïs	grain	11	0,013
maïs	parties aériennes	7	0,031
orge	grain	3	0,036
orge	paille	1	0,1
pêche	fruit	2	0,116
petit pois		2	0,007
pois protéagineux	grain	30	0,0032 MB
pois protéagineux	grain	42	0,0002 MB
poireau		2	0,116
pomme de terre		16	0,08
pomme de terre	tubercule	85	0,0001 MB
seigle d'hiver	grain	1	0,005
sorgho	grain	1	0,0074
tomate	fruit	1	0,03

Molybdène.0,02 à 12 mg.kg⁻¹ MS

les plus fortes teneurs : chou rouge, ail, fève, sarrazin, chou chinois, haricot vert, petit pois

Espèce	Organe	n	mg.kg ⁻¹ MS
abricot		moyenne	1,40
ail		moyenne	7,00
airelle rouge		moyenne	1,00
artichaut		1	0,18
aubergine		2	1,19
avoine	grain	moyenne	0,78
avoine	paille	2	0,23
betterave rouge		2	0,35
betterave sucrière	racine	2	0,02
betterave sucrière	pulpes	2	0,34
blé	grain	moyenne	0,32
blé	paille	6	0,48
blé tendre	grain	56	0,19 MB
blé tendre	grain	78	0,35 MB
blé dur	grain	18	0,43 MB
blé dur	grain	21	0,40 MB
brocoli		1	0,37
carotte		moyenne	0,80
céleri-rave		moyenne	0,20
céleri branches		2	1,36
céréales	paille	moyenne	0,2 à 0,4
céréales	grain	moyenne	0,2 à 0,5
chou		1	1,98
chou-fleur		8	0,31
chou blanc		2	1,63
chou chinois		1	4,66
chou de Bruxelles		moyenne	0,70
chou de Milan		2	0,39
chou rouge		moyenne	12,00
chou vert		moyenne	0,40
concombre		moyenne	0,10
courge, courgette		moyenne	1,20
cresson alénois		moyenne	1,00
endive		moyenne	0,40
épinard		5	0,47
escourgeon	grain	1	0,12
escourgeon	paille	1	0,16
fenouil		1	0,11
fétuque		1	0,60
fève		1	6,36
fraise		moyenne	0,90
graminées prairiales		moyenne	0,5 à 3

Espèce	Organe	n	mg.kg ⁻¹ MS
groseille rouge		moyenne	1,00
haricot vert		moyenne	4,30
laitue		moyenne	0,60
légumineuses prairiales		moyenne	0,7 à 3
luzerne		13	0,40
maïs	grain	moyenne	0,2 à 0,6
maïs	parties aériennes	moyenne	0,20
navet		moyenne	1,00
oignon		1	0,67
orge	grain	moyenne	0,48
orge	paille	2	0,24
petit pois		3	2,41
poireau		moyenne	1,00
pois jaune	grain sec	moyenne	1,40
pois protéagineux	grain	30	1,67MB
pois protéagineux	grain	42	1,25 MB
pomme		moyenne	0,02
pomme de terre	tubercule	moyenne	0,1 à 0,4
pomme de terre	tubercule	85	0,06 MB
prune		moyenne	0,60
rhubarbe		1	0,08
riz	grain	1	0,71
sarrasin	grain décortiqué	moyenne	5,33
seigle	grain	3	0,42
seigle	paille	1	0,23
sorgho		moyenne	1,89
tomate	fruit	1	0,81
tournesol	graine	2	0,43

Nickel.0,06 à 16 mg.kg⁻¹ MS

les plus fortes teneurs : chou frisé, persil, lentille, cerise, dactyle, trèfle blanc, haricot blanc

Espèce	Organe	n	mg.kg ⁻¹ MS
abricot		moyenne	1,7
ail		moyenne	1
airelle rouge		moyenne	0,5
artichaut		1	1,058
aubergine		moyenne	1,1
avoine	grain	moyenne	2,33
avoine	paille	1	0,485
batavia		1	3
bette	nervures 2 ^e récolte	4	5,5
betterave rouge		moyenne	1
betterave sucrière	racines	6	0,7
betterave sucrière	pulpes	2	1,715
betterave sucrière	racine (râpures)	30	1,1
blé	grain	moyenne	0,38
blé	paille	15	0,8
blé tendre	grain	56	0,17 MB
blé tendre	grain	78	0,18 MB
blé dur	grain	18	0,06 MB
blé dur	grain	21	0,06 MB
brocoli		moyenne	5
carotte		moyenne	2,5
cassis		moyenne	1
céleri-rave		moyenne	0,5
céleri branches		2	0,78
cèpe		moyenne	1
cerise		moyenne	6
champignon cultivé		moyenne	0,2
chanterelle girolle		moyenne	1
chou		1	0,37
chou-fleur		moyenne	3
chou blanc		moyenne	2,3
chou de Milan		1	1,106
chou frisé		moyenne	16
chou rouge		moyenne	2,4
chou vert		moyenne	3
colza	grain	1	0,86
colza	paille	1	1,015
concombre		moyenne	2,3
courgette		1	0,472
dactyle		4	5,725
endive		2	0,705
épinard		moyenne	2,3

Espèce	Organe	n	mg.kg ⁻¹ MS
escourgeon	grain	1	0,42
fenouil		1	0,643
fétuque		1	2,63
fève		1	2,06
fraise		moyenne	0,6
groseille à maquereau		moyenne	0,3
groseille rouge		moyenne	0,5
haricot blanc	grain sec	moyenne	5,6
haricot vert		moyenne	1
laitue		moyenne	1,15
lentille	grain sec	moyenne	6,2
luzerne		7	1,68
maïs	grain entier	moyenne	1,33
maïs	parties aériennes	14	1,09
myrtille		moyenne	1
navet		moyenne	0,1
noisette		moyenne	2,4
noix		moyenne	2,6
oignon		moyenne	2,1
oignon		2	3,06
orge	grain	moyenne	0,56
orge	paille	5	0,4698
pêche		moyenne	4
persil	feuille	moyenne	7,5
petit pois		4	2,14
pois protéagineux	grain	30	1,87 MB
pois protéagineux	grain	42	1,89 MB
poire		moyenne	1,6
poireau		moyenne	1
pois jaune	grain sec	moyenne	3,6
pomme		moyenne	1,1
pomme de terre		moyenne	2,6
pomme de terre	tubercule	85	0,08 MB
prune		moyenne	1,7
radis		moyenne	0,8
radis noir		moyenne	0,8
raifort		moyenne	3
raisin		moyenne	0,8
rhubarbe		moyenne	1
sarrasin	grain décortiqué	moyenne	1,11
seigle	grain	3	0,656
seigle	paille	1	0,3
sorgho		moyenne	1,89
tomate		moyenne	2,3
trèfle blanc		1	5,63

Plomb.0,01 à 4,37 mg.kg⁻¹ MS

les plus fortes teneurs : fêtuque, poireau, chou chinois, colza, laitue

Espèce	Organe	n	mg.kg ⁻¹ MS
artichaut		1	0,19
aubergine		2	1,35
avoine	grain	4	0,54
avoine	paille	1	2,60
batavia		1	0,20
betterave rouge		2	0,50
betterave sucrière	racines	6	1,03
betterave sucrière	pulpes	2	1,03
betterave sucrière	pulpes	21	1,81
betterave sucrière	racine (râpures)	31	0,6
blé	grain	1800	0,05
blé	paille	13	1,43
blé tendre	grain	56	0,28 MB
blé tendre	grain	78	0,12 MB
blé dur	grain	18	0,08 MB
blé dur	grain	21	0,02 MB
brocoli		1	0,24
carotte		6	0,31
céleri branches		5	1,53
céleri-rave		2	1,64
chou		1	0,88
chou blanc		2	0,54
chou chinois		1	3,81
chou-fleur		1	0,34
chou pommé		1	2,90
chou vert		1	2,83
colza	grain	2	0,48
colza	paille	1	3,62
concombre		6	0,24
courgette		1	0,49
dactyle		1	0,30
endive		3	2,89
épinard		5	2,36
escourgeon	grain	1	1,56
fenouil		1	0,33
fêtuque		2	4,37
fève		1	0,08
fruits		15	0,20
haricot vert		1	0,01
laitue		19	3,41
légumes-feuilles		31	1,00
légumes-racines		11	0,89

Espèce	Organe	<i>n</i>	mg.kg ⁻¹ MS
luzerne		7	2,88
mâche		1	0,82
maïs	grain	13	0,89
maïs ensilage	parties aériennes	10	0,80
oignon		1	1,04
orge	grain	10	0,33
orge	paille	2	2,15
pêche	fruit	3	1,00
petit pois		4	0,08
poireau		3	4,02
pois protéagineux	grain	30	0,18 MB
pois protéagineux	grain	42	0,17 MB
pomme		14	0,19
pomme de terre		16	0,42
pomme de terre	tubercule	85	0,02 MB
rhubarbe		1	0,64
riz	grain	1	0,15
seigle	grain	3	0,54
sorgho	grain	1	0,25
tomate	fruit	1	0,35
trèfle blanc		1	0,20

Sélénium.ε à 10 mg.kg⁻¹ MS

les plus fortes concentrations: cèpe, ail, chou blanc, poivron rouge

Espèce	Organe	n	mg.kg ⁻¹ MS
abricot		8	0,06
ail		moyenne	2,00
amande		8	0,08
artichaut		1	0,03
artichaut		8	ε
aubergine		moyenne	0,01
avoine	paille	1	0,05
avoine	grain	3	0,01
betterave rouge		moyenne	0,08
betterave sucrière	racine	1	ε
betterave sucrière	pulpes	2	0,04
blé	paille	4	0,03
blé	grain	138	0,04
blé tendre	grain	56	0,57 MB
blé tendre	grain	78	0,01 MB
blé dur	grain	18	0,67 MB
blé dur	grain	21	0,01 MB
brocoli		8	0,05
carotte		1	0,13
carotte		8	0,06
céleri-rave		moyenne	0,11
céleri branche		8	0,20
cèpe		moyenne	10,00
cerise		1	ε
cerise		8	0,03
champignon cultivé		moyenne	0,70
chanterelle girolle		moyenne	0,04
chou		1	0,04
chou-fleur		moyenne	0,32
chou blanc		moyenne	1,80
chou chinois		1	0,03
chou de Bruxelles		8	0,50
chou de Milan		2	0,13
chou frisé		moyenne	0,25
chou rouge		moyenne	0,18
chou vert		moyenne	0,20
ciboulette		1	ε
concombre		15	0,02
courgette		8	0,09
endive		8	0,02
épinard		moyenne	0,17
fétuque élevée		1	0,01

Espèce	Organe	n	mg.kg ⁻¹ MS
fraise		9	ε
framboise		8	0,07
fruits		moyenne	0,01
groseille rouge		moyenne	0,01
haricot blanc	grain sec	moyenne	0,44
haricot vert		8	0,10
laitue		moyenne	0,08
légumes		moyenne	0,06
lentille	grain sec	moyenne	0,22
luzerne		7	0,13
maïs	parties aériennes	7	0,05
maïs	grain	8	0,02
melon épluché		8	0,01
myrtille		moyenne	ε
navet pelé		8	0,07
nectarine		8	0,10
noisette		moyenne	0,04
oignon		moyenne	0,12
orge	paille	1	0,04
orge	grain	8	0,02
oseille		1	0,08
pêche		moyenne	0,04
persil		8	0,06
petit pois		8	0,08
poire		moyenne	0,12
poireau		8	0,07
pois protéagineux	grain	30	1,58 MB
pois protéagineux	grain	42	0,01 MB
poivron rouge		8	1,00
poivron vert		8	ε
pomme		moyenne	0,09
pomme de terre		8	0,06
pomme de terre	tubercule	85	0,29 MB
prune		moyenne	0,02
radis		8	0,20
radis noir		moyenne	0,19
raifort		moyenne	0,02
raisin		moyenne	0,28
rhubarbe		1	0,04
riz		moyenne	0,04
salade		1	ε
sarrasin	grain décortiqué	moyenne	0,20
seigle	grain	2	0,02
tomate		moyenne	0,06

Thallium.
0 à 20 mg.kg⁻¹ MS
les plus fortes teneurs : colza

Espèce	Organe	n	mg.kg ⁻¹ MS
blé	grain	1	ε
blé	graine	1	ε
blé	paille	1	0,004
chou pommé		1	ε
colza	parties aériennes	1	20,000
colza	graine	21	0,900
maïs	graine	1	ε
maïs	tige	1	0,343
poireau		1	0,006

Zinc.

2 à 147,8 mg.kg⁻¹ MS

les plus fortes teneurs : son de blé, oignon, raifort, pissenlit, ail, lentille

Espèce	Organe	n	mg.kg ⁻¹ MS
abricot		moyenne	7,0
ail		moyenne	100,0
airelle rouge		moyenne	25,0
amande		8	58,0
artichaut		8	50,0
asperge		moyenne	45,0
aubergine		moyenne	28,0
avoine	paille	1	16,0
avoine	grain	moyenne	50,0
batavia		1	29,0
bette		moyenne	35,0
betterave	racine	moyenne	5 à 10
betterave	pulpes	2	32,0
betterave sucrière	racine (râpures)	31	13
betterave rouge		moyenne	59,0
blé	paille	16	13,3
blé	grain	moyenne	45,6
blé	son	moyenne	147,8
blé tendre	grain	56	20,33 MB
blé tendre	grain	78	17,19 MB
blé dur	grain	18	25,86 MB
blé dur	grain	21	21,95 MB
brocoli		moyenne	94,0
brome		1	25,0
carotte		moyenne	64,0
cassis		moyenne	18,0
céleri-rave		moyenne	31,0
céleri branche		moyenne	37,0
cèpe		moyenne	70,0
céréales	grain	moyenne	20 à 50
céréales	paille	moyenne	30 à 50
cerise		moyenne	15,0
champignon cultivé		moyenne	39,0
chanterelle girolle		moyenne	65,0
chicorée		moyenne	19,0
chou		1	17,2
chou-fleur		moyenne	23,0
chou-navet		moyenne	8,0
chou-rave		moyenne	26,0
chou blanc		moyenne	21,0
chou de Bruxelles		moyenne	87,0
chou de Chine		moyenne	34,0

Espèce	Organe	n	mg.kg ⁻¹ MS
chou frisé		moyenne	30,0
chou pommé		1	5,0
chou rouge		moyenne	22,0
chou vert		moyenne	33,0
citrouille		moyenne	20,0
colza	paille	1	26,1
colza	grain	moyenne	35 à 40
concombre		moyenne	20,0
courgette		moyenne	26,0
cresson		8	40,0
dactyle		5	21,8
endive		moyenne	34,0
épinard		moyenne	50,0
escourgeon	grain	1	35,0
fenouil		moyenne	25,0
fétuque élevée		2	21,5
fève		1	47,2
figue		moyenne	25,0
fraise		moyenne	12,0
framboise		moyenne	36,0
fruits		moyenne	16,0
graminées prairiales		moyenne	20,0
groseille à maquereau		moyenne	10,0
groseille rouge		moyenne	20,0
haricot vert		moyenne	18,0
kiwi		8	12,0
laitue		moyenne	22,0
légumes		moyenne	27,0
légumineuses prairiales		moyenne	20,0
lentille	grain sec	moyenne	100,0
luzerne		7	30,6
mâche		moyenne	54,0
maïs	grain	moyenne	20 à 50
maïs	parties aériennes	moyenne	30 à 60
melon épluché		8	16,0
millet	grain décortiqué	moyenne	20,0
mûre		moyenne	19,0
myrtille		moyenne	10,0
navet		moyenne	23,0
nectarine		8	11,0
noisette		moyenne	37,0
noix		moyenne	54,0
oignon		moyenne	140,0
orge	paille	5	18,7
orge	grain	moyenne	34,0

Espèce	Organe	n	mg.kg ⁻¹ MS
pêche		moyenne	2,0
persil	feuille	moyenne	90,0
petit pois		12	80,0
pissenlit	feuille	moyenne	120,0
poire		moyenne	23,0
poireau		moyenne	31,0
pois jaune	grain sec	moyenne	76,0
pois protéagineux	grain	30	27,50 MB
pois protéagineux	grain	42	26,07 MB
poivron rouge		8	15,0
poivron vert		8	13,0
pomme		moyenne	12,0
pomme pelée		8	8,0
pomme de terre		moyenne	27,0
pomme de terre	tubercule	85	2,87 MB
prune		moyenne	7,0
radis		moyenne	16,0
radis noir		moyenne	20,0
raifort		moyenne	140,0
raisin		moyenne	8,2
ray-grass d'Italie		2	28,5
rhubarbe		moyenne	13,0
riz	grain	1	26,5
salsifis noir		moyenne	22,0
seigle	paille	1	8,2
seigle	grain	3	31,7
sorgho		moyenne	22,0
tomate		moyenne	24,0
tournesol	grain sec	moyenne	58,0
trèfle blanc	2 ^e coupe	3	21,0

A2.2. Classement par culture

Seules les cultures pour lesquelles on dispose de données en nombre suffisant sont reportées ici.

A2.2.1. Céréales

Blé dur.

Organe	Élément	<i>n</i>	mg.kg ⁻¹ MS
grain	As	18	1,04 MB
	As	21	0,01 MB
	Cd	18	0,07 MB
	Cd	21	0,07 MB
	Cr	18	0,10 MB
	Cr	21	0,05 MB
	Cu	18	4,91 MB
	Cu	21	5,06 MB
	Hg	18	0,0014 MB
	Hg	21	0,0011 MB
	Mo	18	0,43 MB
	Mo	21	0,40 MB
	Ni	18	0,06 MB
	Ni	21	0,06 MB
	Pb	18	0,08 MB
	Pb	21	0,02 MB
	Se	18	0,67 MB
	Se	21	0,01 MB
	Zn	18	25,86 MB
	Zn	21	21,95 MB

Blé tendre.

Organe	Élément	n	mg.kg ⁻¹ MS
grain	As	moyenne	0,1-0,25
	As	56	1,04 MB
	As	78	0,01 MB
	Cd	1 800	0,04
	Cd	56	0,07 MB
	Cd	78	0,05 MB
	Co	moyenne	0,02
	Cr	moyenne	0,03
	Cr	56	0,16 MB
	Cr	78	0,20 MB
	Cu	moyenne	7
	Cu	56	3,26 MB
	Cu	78	3,89 MB
	Hg	7	0,008
	Hg	56	0,0009 MB
	Hg	78	0,0012 MB
	Mo	moyenne	0,32
	Mo	56	0,19 MB
	Mo	78	0,35 MB
	Ni	moyenne	0,38
	Ni	56	0,17 MB
	Ni	78	0,18 MB
	Pb	1 800	0,05
	Pb	56	0,28 MB
	Pb	78	0,12 MB
	Se	138	0,04
	Se	56	0,57 MB
	Se	78	0,01 MB
	Zn	moyenne	45,6
	Zn	56	20,33 MB
	Zn	78	17,19 MB
paille	As	4	0,17
	Cd	14	0,25
	Co	3	0,07
	Cr	11	0,63
	Cu	17	3,43
	Hg	2	0,061
	Mo	6	0,48
	Ni	15	0,8
	Pb	13	1,43
	Se	4	0,03
	Tl	1	0,004
	Zn	16	13,3

Organe	Élément	n	mg.kg ⁻¹ MS
son	Cr	moyenne	0,05
	Cu	moyenne	17
	Zn	moyenne	147,8

Maïs.

Organe	Élément	n	mg.kg ⁻¹ MS
grain	Cd	12	0,03
	Co	2	0,05
	Cr	moyenne	0,36
	Cu	moyenne	1 à 6
	Hg	11	0,013
	Mo	moyenne	0,2 à 0,6
	Ni	moyenne	1,33
	Pb	13	0,89
	Se	8	0,02
	Zn	moyenne	20 à 50
feuilles, tiges	As	1	0,05
	Cd	10	0,13
	Co	2	0,08
	Cr	9	1,82
	Cu	moyenne	1 à 20
	Hg	7	0,031
	Mo	moyenne	0,2
	Ni	14	1,09
	Pb	10	0,8
	Se	7	0,05
	Tl	1	0,343
	Zn	moyenne	30 à 60

Orge.

Organe	Élément	n	mg.kg ⁻¹ MS
grain	As	6	0,27
	Cd	12	0,03
	Co	moyenne	0,07
	Cr	moyenne	0,14
	Cu	moyenne	4
	Hg	3	0,036
	Mo	moyenne	0,48
	Ni	moyenne	0,56
	Pb	10	0,33
	Se	8	0,02
	Zn	moyenne	34
paille	Co	1	0,07
	Cr	2	1,59
	Cu	6	3,53
	Hg	1	0,1
	Mo	2	0,24
	Ni	5	0,47
	Pb	2	2,15
	Se	1	0,04
	Zn	5	18,7

A2.2.2. Plantes industrielles

Betterave sucrière.

Organe	Élément	n	mg.kg ⁻¹ MS
racine	Cd	6	0,05
	Cr	5	2,5
	Cu	7	4,93
	Hg	3	0,027
	Mo	2	0,02
	Ni	6	0,7
	Pb	6	1,03
	Zn	moyenne	5 à 10
racine (râpures)	Cd	31	0,14
	Cr	31	0,65
	Cu	31	5
	Hg	31	0,052
	Ni	30	1,1
	Pb	31	0,6
	Zn	31	13
pulpe	As	21	0,43
	Cd	21	0,45
	Hg	21	0,008
	Pb	21	1,81

Colza.

Organe	Élément	n	mg.kg ⁻¹ MS
grain	Cd	2	0,12
	Cr	2	0,67
	Cu	moyenne	3 à 6
	Hg	1	0,0088
	Ni	1	0,86
	Pb	2	0,48
	Tl	21	0,9
	Zn	moyenne	35 à 40
feuilles, tiges	Cr	1	0,66
	Cu	1	2,9
	Ni	1	1,01
	Pb	1	3,62
	Tl	1	20
	Zn	1	26,1

Pois protéagineux.

Organe	Élément	n	mg.kg ⁻¹ MS
grain	As	30	1,57 MB
	As	42	0,01 MB
	Cd	30	0,05 MB
	Cd	42	0,02 MB
	Cr	30	0,33 MB
	Cr	42	0,82 MB
	Cu	30	6,47 MB
	Cu	42	6,94 MB
	Hg	30	0,0032 MB
	Hg	42	0,0002 MB
	Mo	30	1,67 MB
	Mo	42	1,25 MB
	Ni	30	1,87 MB
	Ni	42	1,89 MB
	Pb	30	0,18 MB
	Pb	42	0,17 MB
	Se	30	1,58 MB
	Se	42	0,01 MB
	Zn	30	27,50 MB
	Zn	42	26,07 MB

A2.2.3. Plantes fourragères

Luzerne.

Organe	Élément	n	mg.kg ⁻¹ MS
tiges, feuilles	As	6	0,53
	Cd	7	0,2
	Co	7	0,31
	Cr	7	1,25
	Cu	14	5,02
	Hg	6	0,041
	Mo	13	0,4
	Ni	7	1,68
	Pb	7	2,88
	Se	7	0,13
	Zn	7	30,6

A2.2.4. Légumes

Carotte.

Organe	Élément	<i>n</i>	mg.kg ⁻¹ MS
racine	As	2	0,19
	Cd	5	0,2
	Co	moyenne	0,2
	Cr	moyenne	0,5
	Cu	moyenne	13
	Hg	1	0,023
	Mo	moyenne	0,8
	Ni	moyenne	2,5
	Pb	6	0,31
	Se	8	0,06
	Zn	moyenne	64

Chou-fleur.

Organe	Élément	<i>n</i>	mg.kg ⁻¹ MS
pomme	As	1	0,05
	Cd	1	0,09
	Co	1	0,05
	Cr	moyenne	0,2
	Cu	moyenne	14
	Hg	1	0,0075
	Mo	8	0,31
	Ni	moyenne	3
	Pb	1	0,34
	Se	moyenne	0,32
	Zn	moyenne	23

Concombre.

Organe	Élément	<i>n</i>	mg.kg ⁻¹ MS
fruit	As	3	0,64
	Cd	6	0,05
	Co	6	0,05
	Cr	moyenne	0,3
	Cu	moyenne	6
	Hg	2	0,004
	Mo	moyenne	0,1
	Ni	moyenne	2,3
	Pb	6	0,24
	Se	15	0,02
	Zn	moyenne	20

Courgette.

Organe	Élément	n	mg.kg ⁻¹ MS
fruit	As	1	0,08
	Cd	1	0,03
	Co	1	0,07
	Cr	1	1,24
	Cu	moyenne	8
	Hg	1	0,01
	Mo	moyenne	1,2
	Ni	1	0,47
	Pb	1	0,49
	Se	8	0,09
	Zn	moyenne	26

Endive.

Organe	Élément	n	mg.kg ⁻¹ MS
feuilles	As	2	0,27
	Cd	3	0,82
	Co	3	0,13
	Cr	2	1,8
	Cu	moyenne	9
	Hg	1	0,015
	Mo	moyenne	0,4
	Ni	2	0,705
	Pb	3	2,89
	Se	8	0,02
	Zn	moyenne	34

Épinard.

Organe	Élément	n	mg.kg ⁻¹ MS
feuilles	As	3	0,32
	Cd	37	0,74
	Co	moyenne	0,19
	Cr	moyenne	0,5
	Cu	moyenne	12
	Hg	3	0,461
	Mo	5	0,47
	Ni	moyenne	2,3
	Pb	5	2,36
	Se	moyenne	0,17
	Zn	moyenne	50

Haricot vert.

Organe	Élément	<i>n</i>	mg.kg ⁻¹ MS
fruit	Cd	1	0,01
	Co	moyenne	0,08
	Cu	moyenne	11
	Mo	moyenne	4,3
	Ni	moyenne	1
	Pb	1	0,01
	Se	8	0,1
	Zn	moyenne	18

Laitue.

Organe	Élément	<i>n</i>	mg.kg ⁻¹ MS
feuilles	As	5	0,39
	Cd	19	0,56
	Co	moyenne	0,54
	Cr	moyenne	1,4
	Cu	moyenne	5 à 10
	Hg	7	0,043
	Mo	moyenne	0,6
	Ni	moyenne	1,15
	Pb	19	3,41
	Se	moyenne	0,08
	Zn	moyenne	22

Oignon

Organe	Élément	<i>n</i>	mg.kg ⁻¹ MS
bulbe	As	1	1,43
	Cd	2	0,08
	Co	moyenne	1,3
	Cr	moyenne	1,55
	Cu	moyenne	8
	Mo	1	0,67
	Ni	moyenne	2,1
	Pb	1	1,04
	Se	moyenne	0,12
	Zn	moyenne	140

Poireau.

Organe	Élément	n	mg.kg ⁻¹ MS
tiges, feuilles	As	2	0,24
	Cd	5	0,65
	Co	moyenne	0,02
	Cr	moyenne	3
	Cu	moyenne	5
	Hg	2	0,006
	Mo	moyenne	1
	Ni	moyenne	1
	Pb	3	4,02
	Se	8	0,07
	Tl	1	0,006
	Zn	moyenne	31

Pomme de terre.

Organe	Élément	n	mg.kg ⁻¹ MS
tubercule	As	1	0,15
	As	85	0,12 MB
	Cd	21	0,2
	Cd	85	0,03 MB
	Co	moyenne	0,13
	Cr	moyenne	3,3
	Cr	85	0,01 MB
	Cu	moyenne	8
	Cu	85	0,82 MB
	Hg	16	0,08
	Hg	85	0,0001 MB
	Mo	moyenne	0,1 à 0,4
	Mo	85	0,06 MB
	Ni	moyenne	2,6
	Ni	85	0,08 MB
	Pb	16	0,42
	Pb	85	0,02 MB
	Se	8	0,06
	Se	85	0,29 MB
	Zn	moyenne	27
	Zn	85	2,87 MB

Tomate.

Organe	Élément	<i>n</i>	mg.kg ⁻¹ MS
fruit	As	1	0,02
	Cd	1	0,15
	Co	moyenne	0,9
	Cr	moyenne	0,5
	Cu	moyenne	9
	Hg	1	0,03
	Mo	1	0,81
	Ni	moyenne	2,3
	Pb	1	0,35
	Se	moyenne	0,06
	Zn	moyenne	24

A2.2.5. Fruits

Pêche.

Organe	Élément	<i>n</i>	mg.kg ⁻¹ MS
fruit	Cd	4	0
	Cr	moyenne	0,2
	Cu	moyenne	7
	Hg	2	0,116
	Ni	moyenne	4
	Pb	3	1
	Se	moyenne	0,04
	Zn	moyenne	2

Poire.

Organe	Élément	<i>n</i>	mg.kg ⁻¹ MS
fruit	Co	moyenne	1,5
	Cr	moyenne	0,2
	Cu	moyenne	9
	Ni	moyenne	1,6
	Se	moyenne	0,12
	Zn	moyenne	23

Pomme.

Organe	Élément	<i>n</i>	mg.kg ⁻¹ MS
fruit	As	1	0,03
	Co	moyenne	1
	Cr	1	0,14
	Cu	moyenne	10
	Mo	moyenne	0,02
	Ni	moyenne	1,1
	Pb	14	0,19
	Se	moyenne	0,09
	Zn	moyenne	12

Prune.

Organe	Élément	<i>n</i>	mg.kg ⁻¹ MS
fruit	Co	moyenne	0,09
	Cr	moyenne	0,2
	Cu	moyenne	8
	Mo	moyenne	0,6
	Ni	moyenne	1,7
	Se	moyenne	0,02
	Zn	moyenne	7

Raisin

Organe	Élément	<i>n</i>	mg.kg ⁻¹ MS
fruit	Cd	21	0,09
	Co	moyenne	0,14
	Cr	moyenne	0,2
	Cu	moyenne	6
	Ni	moyenne	0,8
	Se	moyenne	0,28
	Zn	moyenne	8,2



Annexe 3

Seuils nationaux et internationaux dans les aliments d'origine végétale I

Les concentrations sont exprimées sur la base du produit brut, sauf indication contraire.
La liste des seuils en éléments-traces dans les aliments n'est pas exhaustive.

A3.1. Seuils dans l'alimentation pour les humains

A3.1.1. France

■ *Seuils réglementaires*

Inexistants.

■ Seuils non réglementaires

CSHPP – 1996.

Pb	Céréales et dérivés Fruits et légumes sauf * * salades, céleris, épinards, choux Vins, bières, cidres Jus de fruits et nectars Conserves de concentré de tomates	0,5 mg.kg ⁻¹ 0,3 mg.kg ⁻¹ 0,5 mg.kg ⁻¹ 0,25 mg.L ⁻¹ 0,1 mg.L ⁻¹ 1,5 mg.kg ⁻¹
Cd	Céréales et dérivés sauf sons Légumes sauf * * salades, céleris, épinards Boissons aux fruits Jus de fruits et nectars, vins, bières et cidres	0,1 mg.kg ⁻¹ 0,1 mg.kg ⁻¹ 0,2 mg.kg ⁻¹ 0,01 mg.L ⁻¹ 0,02 mg.L ⁻¹
Hg	Légumes et fruits, céréales et dérivés Champignons Vins, bières et cidres, jus de fruits et nectars	0,03 mg.kg ⁻¹ 0,05 mg.kg ⁻¹ 0,01 mg.L ⁻¹

A3.1.2. Union européenne

■ Seuils réglementaires

Règlement (CE) n° 466/2001 – du 8 mars 2001 (unité : poids à l'état frais).

Pb	Céréales (yc sarrasin), légumineuses et légumes à cosse Légumes (yc pommes de terre, pour lesquelles on considère les produits pelés) sauf fines herbes et * * brassicacées, légumes-feuilles et tous champignons cultivés Fruits, sauf ** ** baies et petits fruits Jus de fruits et nectars Vins (yc vins mousseux, mais à l'exclusion des vins de liqueur), vins aromatisés, boissons aromatisées à base de vin, cocktails aromatisés de produits vitivinicoles, cidres, poiré et vins de fruit Huile et matière grasse	0,2 mg.kg ⁻¹ 0,1 mg.kg ⁻¹ 0,3 mg.kg ⁻¹ 0,1 mg.kg ⁻¹ 0,2 mg.kg ⁻¹ 0,05 mg.L ⁻¹ 0,2 mg.L ⁻¹ 0,1 mg.kg ⁻¹
Cd	Céréales et dérivés sauf * * son, germe, grain de blé et riz Graines de soja Légumes et fruits sauf ** et *** ** légumes feuilles, fines herbes, céleri-rave et tous champignons cultivés *** légumes tiges (sauf céleri), légumes racines, pommes de terre (pour lesquelles on considère les produits pelés)	0,1 mg.kg ⁻¹ 0,2 mg.kg ⁻¹ 0,2 mg.kg ⁻¹ 0,05 mg.kg ⁻¹ 0,2 mg.kg ⁻¹ 0,1 mg.kg ⁻¹

■ Seuils non réglementaires

Inexistants.

A3.1.3. International

■ Seuils réglementaires

Inexistants.

■ Seuils non réglementaires

Codex Alimentarius – 1990.

Pb	Fruits et légumes, céréales et dérivés	0,5 mg.kg ⁻¹
	Boissons (sauf café et thé)	0,3 mg.L ⁻¹
	Conserves sauf boissons	1 mg.kg ⁻¹

Codex Alimentarius – 1992.

As	Huiles	0,1 mg.L ⁻¹
	Jus et nectars de fruits	0,2 mg.L ⁻¹
	Sucres	1,0-2,0 mg.kg ⁻¹
Cu	Huiles non vierges	0,1 mg.L ⁻¹
	Huiles vierges	0,4 mg.L ⁻¹
	Sucres	1,0-2,0 mg.kg ⁻¹
	Jus et nectars de fruits	5,0 mg.L ⁻¹
Pb	Huiles	0,1 mg.L ⁻¹
	Jus et nectars de fruits	0,2-0,3 mg.L ⁻¹
	Sucres	1,0 mg.kg ⁻¹
Zn	Jus et nectars de fruits	5,0 mg.L ⁻¹
Zn+Fe+Cu	Jus et nectars de fruits	20 mg.L ⁻¹

A3.1.4. Autres pays européens

■ Seuils réglementaires

Royaume-Uni (Regulation 1959/831 et Regulation 1979/1254).

Pb	Tout aliment d'origine végétale sauf *	1 mg.kg ⁻¹
	* angélique	2 mg.kg ⁻¹
	* bière	0,2 mg.L ⁻¹
	* boissons non alcoolisées prêtes à boire, sauf **	0,2 mg.L ⁻¹
	** jus de fruits prêts à boire sauf ****	0,5 mg.L ⁻¹
	**** jus de fruits au citron des Antilles et au citron concentrés	2 mg.L ⁻¹
	** jus de tomate, cocktails de jus de tomate prêts à boire, jus de légumes prêts à boire	0,5 mg.L ⁻¹
	Produits chimiques sauf ***	10 mg.kg ⁻¹
	*** produits dont les seuils sont cités dans <i>European Pharmacopoeia</i> , <i>British Pharmacopoeia</i> et <i>British Pharmaceutical Codex</i>	cf. <i>Eur. Pharm.</i> , <i>British Pharm.</i> et <i>British Pharm. Codex</i>
	* cidre	0,2 mg.L ⁻¹
	* poudre de cacao	2 mg.kg ⁻¹
	* corned beef	2 mg.kg ⁻¹

	<ul style="list-style-type: none"> * poudre de curry * café de pissenlit, dont composés de café soluble de pissenlit * graisses * assaisonnement * fruits secs ou déshydratés * gin * herbes sèches * houblon * aliments pour bébé sauf aliments concentrés, séchés ou déshydratés * moutarde * huiles * poiré * épices * sucre à cendres sulfatées < 0,25 % * sucre à cendres sulfatées 0,25-1 % * sucre à cendres sulfatées > 1 % pas destiné à raffinage ultérieur * sucre à cendres sulfatées > 1 % destiné à raffinage ultérieur * thé * sauce, purée ou poudre de tomate à 15-25 % MS * sauce, purée ou poudre de tomate à plus de 25 % MS * légumes déshydratés ou secs, sauf oignon * vodka, whisky * sorbets * levure sauf ***** *****extraits de levure 	<ul style="list-style-type: none"> 10 mg.kg⁻¹ 5 mg.kg⁻¹ 0,5 mg.kg⁻¹ 10 mg.kg⁻¹ 2 mg.kg⁻¹ 0,2 mg.L⁻¹ 10 mg.kg⁻¹ 10 mg.kg⁻¹ 0,2 mg.kg⁻¹ 10 mg.kg⁻¹ 0,5 mg.L⁻¹ 0,2 mg.L⁻¹ 10 mg.kg⁻¹ 0,5 mg.kg⁻¹ 1 mg.kg⁻¹ 5 mg.kg⁻¹ 10 mg.kg⁻¹ 5 mg.kg⁻¹ 2 mg.kg⁻¹ 3 mg.kg⁻¹ 2 mg.kg⁻¹ 0,2 mg.L⁻¹ 0,2 mg.kg⁻¹ 5 mg.kg⁻¹ MS 2 mg.kg⁻¹
As	<ul style="list-style-type: none"> Tout aliment d'origine végétale sauf * * boissons alcoolisées sauf ** ** bière brune ou mélange de bière brune et de rhum * boissons non alcoolisées prêtes à boire sauf *** *** jus de fruits non dilués * produits chimiques * chicorée sèche et grillée * assaisonnement * plats surgelés * jus de fruits concentrés à consommer après dilution (max 10:1) pour la fabrication industrielle de boissons non alcoolisées * gélatine * herbes sèches * houblon concentré, sauf celui pour brasserie commerciale * houblon sec sauf celui pour brasserie commerciale * crème glacée * poudre de fer pour la fabrication de farine * extrait sec de réglisse * moutarde * oignons déshydratés * concentrés de boissons non alcoolisées * épices * levure et produits à base de levure sauf **** **** levure de brasserie pour la fabrication industrielle de produits à base de levure 	<ul style="list-style-type: none"> 1 mg.kg⁻¹ 0,2 mg.L⁻¹ 0,5 mg.L⁻¹ 0,1 mg.L⁻¹ 0,5 mg.L⁻¹ 2 mg.kg⁻¹ 4 mg.kg⁻¹ 3 mg.kg⁻¹ 0,5 mg.kg⁻¹ 0,5 mg.L⁻¹ 2 mg.kg⁻¹ 5 mg.kg⁻¹ 5 mg.kg⁻¹ 2 mg.kg⁻¹ 0,5 mg.kg⁻¹ 10 mg.kg⁻¹ 2 mg.kg⁻¹ 5 mg.kg⁻¹ 2 mg.kg⁻¹ 0,5 mg.L⁻¹ 5 mg.kg⁻¹ 2 mg.kg⁻¹ MS 5 mg.kg⁻¹ MS

Belgique (Arrêté Royal – 1991).

Cd	Grains de céréales	0,15 mg.kg ⁻¹
	Pomme de terre, choux, légumes à gousse, tomate, poivron, céleri-rave, betterave rouge, échalote, oignon, champignons	0,1 mg.kg ⁻¹
	Laitue pommée, mâche, endive, céleri branche, épinard, poireau, carotte, scorsonère	0,2 mg.kg ⁻¹
	Concombre, cornichon, fruits	0,03 mg.kg ⁻¹
	Bière, vin	0,05 mg.L ⁻¹
Pb	Grains de céréales, laitue pommée, mâche, endive, céleri branche, épinard	0,5 mg.kg ⁻¹
	Pomme de terre	0,2 mg.kg ⁻¹
	Choux sauf *	0,3 mg.kg ⁻¹
	* chou frisé d'Écosse	2,5 mg.kg ⁻¹
	Légumes à gousse, carotte, scorsonère, tomate, poivron, concombre, cornichon, céleri-rave, betterave rouge, échalote, oignon, poireau, champignons, fruits	0,3 mg.kg ⁻¹
Hg	Grains de céréales, choux, légumes à gousse, laitue pommée, mâche, endive, céleri branche, épinard, carotte, scorsonère, tomate, poivron, concombre, cornichon, céleri-rave, betterave rouge, échalote, oignon, poireau	0,03 mg.kg ⁻¹
	Pomme de terre	0,02 mg.kg ⁻¹
	Champignons	0,1 mg.kg ⁻¹
	Fruits	0,01 mg.kg ⁻¹

Pays-Bas (Regeling van 14/2/85, 13/12/85, 9/7/86).

Cd	Grains de céréales	0,15 mg.kg ⁻¹
	Pomme de terre, betterave, chou de Bruxelles, chou-fleur, chou pommé, tomate, poivron, oignon, légumes à gousse, chou frisé d'Écosse, champignons	0,1 mg.kg ⁻¹
	Endive, épinard, poireau, carotte	0,2 mg.kg ⁻¹
	Concombre, cornichon, fruits	0,03 mg.kg ⁻¹
Pb	Grains de céréales, poireau, carotte	0,5 mg.kg ⁻¹
	Pomme de terre	0,2 mg.kg ⁻¹
	Endive, épinard, betterave, chou de Bruxelles, chou-fleur, chou pommé, tomate, poivron, oignon, légumes à gousse, champignons, concombre, cornichon, fruits	0,3 mg.kg ⁻¹
	Chou frisé d'Écosse	2,5 mg.kg ⁻¹
Hg	Grains de céréales, endive, épinard, poireau, carotte, betterave, chou de Bruxelles, chou-fleur, chou pommé, tomate, poivron, oignon, légumes à gousse, chou frisé d'Écosse, champignons, concombre, cornichon	0,03 mg.kg ⁻¹
	Pomme de terre	0,02 mg.kg ⁻¹
	Fruits	0,01 mg.kg ⁻¹

Espagne (in Conseil de l'Europe, 1994).

Hg	Blé, farine, gruau, riz, maïs, pain, pâtisserie Pomme de terre	1 mg.kg ⁻¹ 0,5 mg.kg ⁻¹
Pb	Blé, farine, gruau, riz, maïs, pain, pâtisserie Bière Jus de fruit Pomme de terre	1 mg.kg ⁻¹ 0,2 mg.L ⁻¹ 0,5 mg.L ⁻¹ 1 mg.kg ⁻¹

Finlande (ministère du Commerce et de l'Industrie, n° 134 – 1996).

Cd	Pomme de terre Autres légumes Grains de céréales bruts et produits dérivés sauf * * son, germe, blé dur	0,05 mg.kg ⁻¹ 0,1 mg.kg ⁻¹ 0,1 mg.kg ⁻¹ 0,15 mg.kg ⁻¹
Cu	Fruits Huiles Légumes	10 mg.kg ⁻¹ 0,4 mg.L ⁻¹ 10 mg.kg ⁻¹
Pb	Huiles Aliments pour enfants Fruits, légumes à gousses, légumes sauf * * légumes-feuilles Pommes de terre Boissons à base de fruits ou légumes Boissons non alcoolisées Grains de céréales bruts Conserves sauf boissons, viande et aliments pour bébés	0,1 mg.L ⁻¹ 0,05 mg.kg ⁻¹ 0,1 mg.kg ⁻¹ 0,3 mg.kg ⁻¹ 0,1 mg.kg ⁻¹ 0,1 mg.L ⁻¹ 0,05 mg.L ⁻¹ 0,1 mg.kg ⁻¹ 0,3 mg.kg ⁻¹

Italie (in Conseil de l'Europe, 1994 et CEN, 1995).

Pb	Boissons en canette Bière Jus de fruit sauf * * jus de citron Fruits en boîte Légumes en boîte Produits à base de tomate Vin et vinaigre Champignons	0,2 mg.L ⁻¹ 0,2-0,3 mg.L ⁻¹ 0,4 mg.L ⁻¹ 1 mg.L ⁻¹ 1 mg.kg ⁻¹ 1,2 mg.kg ⁻¹ 1 mg.kg ⁻¹ 0,3 mg.L ⁻¹ 1-1,2 mg.kg ⁻¹
----	--	--

Italie (in Merian, 1991).

Cu	Vin	1 mg.L ⁻¹
Zn	Vin	5 mg.L ⁻¹

Allemagne (in Merian, 1991).

As	Vin	0,1 mg.L ⁻¹
Cd	Vin	0,01 mg.L ⁻¹
Cu	Vin	5 mg.L ⁻¹
Pb	Vin	0,3 mg.L ⁻¹
Zn	Vin	5 mg.L ⁻¹

Suisse (OSEC – 1995, mise à jour : 1998).

As	Boissons sans alcool sauf * * bitter sans alcool, cidre sans alcool, jus de fruits, nectar de fruits, sirop de fruits, vermouth sans alcool Vin Huiles Margarine	0,1 mg.L ⁻¹ 0,2 mg.L ⁻¹ 0,2 mg.L ⁻¹ 0,1 mg.L ⁻¹ 0,1 mg.kg ⁻¹
Cd	Boissons sans alcool sauf * *bitter sans alcool, cidre sans alcool, jus de fruits, nectars de fruits, sirop de fruits, vermouth sans alcool Vin Grains de blé, grains d'orge, grains de riz, grains de seigle Graines oléagineuses sauf arachide et graines pour huiles comestibles	0,01 mg.L ⁻¹ 0,03 mg.L ⁻¹ 0,01 mg.L ⁻¹ 0,3 mg.kg ⁻¹ 1,6 mg.kg ⁻¹
Co	Bières, bières sans alcool	0,2 mg.L ⁻¹
Hg	Boissons sans alcool sauf * * bitter sans alcool, cidre sans alcool, jus de fruits, nectar de fruits, sirop de fruits, vermouth sans alcool	0,005 mg.L ⁻¹ 0,01 mg.L ⁻¹
Pb	Boissons sans alcool sauf * * bitter sans alcool, cidre sans alcool, jus de fruits, nectars de fruits, sirop de fruits, vermouth sans alcool Vin Huiles Margarine	0,1 mg.L ⁻¹ 0,2 mg.L ⁻¹ 0,3 mg.L ⁻¹ 0,1 mg.L ⁻¹ 0,1 mg.kg ⁻¹

■ Seuils non réglementaires

Allemagne (Bundesgesundhbl. 5/93 – 1993).

Pb	Grains de blé Grains de seigle, grains de riz Pomme de terre Légumes feuille sauf * * chou vert, chou Légumes tige Légumes-fruits, légumes-racines Baies, fruits à pépin, fruits à noyau, agrumes, autres fruits Fruits à écorce Boissons rafraîchissantes, bière Vin	0,3 mg.kg ⁻¹ 0,4 mg.kg ⁻¹ 0,25 mg.kg ⁻¹ 0,8 mg.kg ⁻¹ 2,0 mg.kg ⁻¹ 0,5 mg.kg ⁻¹ 0,25 mg.kg ⁻¹ 0,5 mg.kg ⁻¹ 0,5 mg.kg ⁻¹ 0,2 mg.L ⁻¹ 0,3 mg.L ⁻¹
Cd	Grains de blé, grains de seigle, grains de riz Graines de pavot, sésame Graines de lin Graines de tournesol Pomme de terre Légumes feuille sauf * * épinard Légumes tige, légumes fruits Légumes racines sauf * * céleri Fruits à écorce, baies, fruits à pépin, fruits à noyau, agrumes, autres fruits Boissons rafraîchissantes Vin Bière	0,1 mg.kg ⁻¹ 0,8 mg.kg ⁻¹ 0,3 mg.kg ⁻¹ 0,6 mg.kg ⁻¹ 0,1 mg.kg ⁻¹ 0,1 mg.kg ⁻¹ 0,5 mg.kg ⁻¹ 0,1 mg.kg ⁻¹ 0,1 mg.kg ⁻¹ 0,2 mg.kg ⁻¹ 0,05 mg.kg ⁻¹ 0,05 mg.L ⁻¹ 0,01 mg.L ⁻¹ 0,03 mg.L ⁻¹
Hg	Grains de blé, grains de seigle, grains de riz Pomme de terre Légumes feuille, légumes tige, légumes fruits, légumes racines Fruits à écorce, baies, fruits à pépin, fruits à noyau, agrumes, autres fruits Boissons rafraîchissantes, vin, bière	0,03 mg.kg ⁻¹ 0,02 mg.kg ⁻¹ 0,05 mg.kg ⁻¹ 0,03 mg.kg ⁻¹ 0,01 mg.L ⁻¹
Tl	Fruits Légumes	0,1 mg.kg ⁻¹ 0,1 mg.kg ⁻¹

Suisse (OSEC – 1995, mise à jour: 1998).

Cd	Vinaigre Arachides Baies Céleri-rave, épinards Champignons autres que sauvages sauf * *champignons de Paris, de culture Fruits à noyaux, fruits à pépins Légumes sauf mentionnés	0,02 mg.L ⁻¹ 0,2 mg.kg ⁻¹ 0,05 mg.kg ⁻¹ 0,2 mg.kg ⁻¹ 5 mg.kg ⁻¹ MS 0,5 mg.kg ⁻¹ MS 0,05 mg.kg ⁻¹ 0,1 mg.kg ⁻¹
Cu	Boissons sans alcool sauf * * bières sans alcool * bitter sans alcool; cidre sans alcool; jus, sirops et nectars de fruits; vermouth sans alcool Bière Boissons spiritueuses Vin bourru Graisses, margarines, minarines Huiles Vin	2 mg.L ⁻¹ 0,2 mg.L ⁻¹ 5 mg.L ⁻¹ 0,2 mg.L ⁻¹ 25 mg.L ⁻¹ 5 mg.L ⁻¹ 0,1 mg.kg ⁻¹ 0,1 mg.L ⁻¹ 1 mg.L ⁻¹
Hg	Champignons autres que sauvages	0,5 mg.kg ⁻¹ MS
Ni	Bières, bières sans alcool Graisses, margarines, minarines	0,1 mg.L ⁻¹ 0,2 mg.kg ⁻¹
Pb	Vinaigre Légumes en conserves Légumes Fruits en conserve Fruits sauf * *agrumes et fruits exotiques Fines herbes Blé, orge, riz, seigle Champignons en conserves Champignons autres que sauvages	0,2 mg.L ⁻¹ 0,5 mg.kg ⁻¹ 0,2 mg.kg ⁻¹ 0,5 mg.kg ⁻¹ 0,2 mg.kg ⁻¹ 0,5 mg.kg ⁻¹ 0,5 mg.kg ⁻¹ 0,3 mg.kg ⁻¹ 0,5 mg.kg ⁻¹ 1 mg.kg ⁻¹ MS
Tl	Baies, fruits à noyau, fruits à pépins, légumes	0,1 mg.kg ⁻¹
Zn	Boissons sans alcool sauf * *bitter sans alcool, cidre sans alcool, jus de fruits, nectars de fruits, sirops de fruits, vermouth sans alcool Boissons spiritueuses Vin	2 mg.L ⁻¹ 5 mg.L ⁻¹ 25 mg.L ⁻¹ 5 mg.L ⁻¹

Danemark (in Conseil de l'Europe, 1994).

Cd	Grains de blé et son de blé	0,2 mg.kg ⁻¹
	Blé, farine, gruau, riz, maïs, pain, pâtisserie	0,1 mg.kg ⁻¹
	Jus de fruit	0,06 mg.L ⁻¹
	Légumes sauf *	0,1 mg.kg ⁻¹
	* pomme de terre	0,06 mg.kg ⁻¹
	Fruits	0,03 mg.kg ⁻¹
Hg	Fruits et légumes	0,1 mg.kg ⁻¹
Pb	Grains de blé et son de blé	0,5 mg.kg ⁻¹
	Blé, farine, gruau, riz, maïs, pain, pâtisserie	0,3 mg.kg ⁻¹
	Jus de fruit	0,1 mg.L ⁻¹
	Vin	0,6 mg.L ⁻¹

A3.1.5. Autres pays

■ **Seuils réglementaires**

Nouvelle-Zélande (Regulation 257).

As	Nourriture pour enfant	1 mg.kg ⁻¹
	Boissons	0,2 mg.L ⁻¹
	Autres aliments d'origine végétale	2 mg.kg ⁻¹
Cd	Tout aliment d'origine végétale	1 mg.kg ⁻¹
Cu	Boissons	2 mg.L ⁻¹
	Autres aliments d'origine végétale	30 mg.kg ⁻¹
Pb	Boissons	0,2 mg.L ⁻¹
	Nourriture en boîte autre que boissons	2 mg.kg ⁻¹
	Nourriture pour enfant	0,3 mg.kg ⁻¹
	Levure	10 mg.kg ⁻¹
	Autres aliments d'origine végétale	2 mg.kg ⁻¹
Hg	Tout aliment d'origine végétale	0,03 mg.kg ⁻¹
Se	Tout aliment d'origine végétale	2 mg.kg ⁻¹
Zn	Boissons	5 mg.L ⁻¹
	Autres aliments d'origine végétale	40 mg.kg ⁻¹

Australie (Standard A12 – 1996).

As	Boissons Autres aliments d'origine végétale	0,1 mg.L ⁻¹ 1 mg.kg ⁻¹
Cd	Boissons Son Cacao Pâte de cacao Chocolat et poudre de chocolat Germe de blé Autres aliments d'origine végétale	0,05 mg.L ⁻¹ 0,2 mg.kg ⁻¹ 0,5 mg.kg ⁻¹ 0,35 mg.kg ⁻¹ 0,25 mg.kg ⁻¹ 0,2 mg.kg ⁻¹ 0,05 mg.kg ⁻¹
Cu	Boissons Cacao et chocolat ; noix Autres aliments d'origine végétale	5 mg.L ⁻¹ 50 mg.kg ⁻¹ 10 mg.kg ⁻¹
Pb	Boissons Nourriture pour enfant Autres aliments d'origine végétale	0,2 mg.L ⁻¹ 0,3 mg.kg ⁻¹ 0,5 mg.kg ⁻¹
Hg	Tout aliment d'origine végétale	0,03 mg.kg ⁻¹
Se	Boissons Noix du Brésil Autres aliments d'origine végétale	0,2 mg.L ⁻¹ 10 mg.kg ⁻¹ 0,01 mg.kg ⁻¹
Zn	Boissons Autres aliments d'origine végétale	5 mg.L ⁻¹ 150 mg.kg ⁻¹

A3.2. Seuils dans les fourrages et aliments pour animaux

A3.2.1. France

■ Seuils réglementaires

Arrêté du 12/01/2001 (issu de la Directive européenne 1999/29/CE du 22/04/1999).

As	Matières premières pour aliments des animaux sauf *	2 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	* farines d'herbes, de luzerne et de trèfle déshydraté ainsi que la pulpe séchée de betteraves sucrières et la pulpe séchée, mélasse de betteraves sucrières	4 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	Aliments complets pour animaux sauf *	2 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	* aliments pour poissons	4 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	Aliments complémentaires pour animaux	4 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
Pb	Matières premières pour aliments des animaux sauf *	10 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	* fourrages verts	40 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	* levures	5 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	Aliments complets pour animaux	5 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	Aliments complémentaires pour animaux	10 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
Hg	Matières premières pour aliments des animaux	0,1 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	Aliments complets	0,1 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
Cd	Matières premières pour aliments des animaux d'origine végétale	1 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	Aliments complets pour bovins, ovins et caprins, à l'exception des veaux, agneaux et chevreaux	1 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	Autres aliments complets	0,5 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	Autres aliments complémentaires pour bovins, ovins et caprins	0,5 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)

■ Seuils non réglementaires

Inexistants.

A3.2.2. Union européenne

■ Seuils réglementaires

Directive du Conseil 1999/29/CE du 22/04/1999 (traduite en droit français par l'Arrêté du 12/01/2001) sur les substances et produits indésirables dans l'alimentation des animaux (JO n° L115, 04/05/1999, p. 32).

Directive du Conseil 70/524/CEE sur les additifs en alimentation animale (JO n° L270, 14/12/70, p. 11).

■ Seuils réglementaires

Inexistants.

A3.2.3. International

■ Seuils réglementaires

Inexistants.

■ Seuils non réglementaires

Inexistants.

A3.2.4. Autres pays européens

■ Seuils réglementaires

Allemagne (*Bundesgesundhbl. – 1992*) (issu de la Directive Européenne 74/63/CEE).

As	Aliment complémentaire pour porc et volaille Farines d'herbes, de luzerne et de trèfle déshydratées, pulpes de betteraves sucrières déshydratées et mélasses Aliment simple à P > 8 % Autres aliments simples Aliment complet Aliment minéral Autres aliments complémentaires	0,03 mg.kg ⁻¹ 88 % MS 4 mg.kg ⁻¹ 88 % MS 10 mg.kg ⁻¹ 88 % MS 2 mg.kg ⁻¹ 88 % MS 2 mg.kg ⁻¹ 88 % MS 8 mg.kg ⁻¹ 88 % MS 4 mg.kg ⁻¹ 88 % MS
Pb	Aliment simple à P > 8 % Fourrages verts dont foin et feuilles de betteraves, ensilage de fourrages verts Levures Autres aliments simples Aliments complets pour veaux, agneaux et chevreaux Aliments complets pour vaches, brebis et chèvres en lactation Autres aliments complets pour bovins, ovins et caprins Autres aliments complets Aliments minéraux Autres aliments complémentaires	30 mg.kg ⁻¹ 88 % MS 40 mg.kg ⁻¹ 88 % MS 5 mg.kg ⁻¹ 88 % MS 10 mg.kg ⁻¹ 88 % MS 20 mg.kg ⁻¹ 88 % MS 40 mg.kg ⁻¹ 88 % MS 30 mg.kg ⁻¹ 88 % MS 5 mg.kg ⁻¹ 88 % MS 30 mg.kg ⁻¹ 88 % MS 10 mg.kg ⁻¹ 88 % MS
Cd	Aliments simples d'origine végétale Aliments simples à P > 8 % Aliments complets pour bovins, ovins et caprins adultes Autres aliments complets sauf pour les animaux domestiques Aliments minéraux Autres aliments complémentaires pour bovins, ovins et caprins	1 mg.kg ⁻¹ 88 % MS 0,5 mg.kg ⁻¹ 88 % MS 1 mg.kg ⁻¹ 88 % MS 0,5 mg.kg ⁻¹ 88 % MS 0,75 mg.kg ⁻¹ 88 % MS 0,5 mg.kg ⁻¹ 88 % MS
Hg	Aliments simples d'origine végétale Aliments complets pour chiens et chats Autres aliments complets Aliments minéraux	0,1 mg.kg ⁻¹ 88 % MS 0,4 mg.kg ⁻¹ 88 % MS 0,1 mg.kg ⁻¹ 88 % MS 0,2 mg.kg ⁻¹ 88 % MS

Allemagne (Bundesgesundhbl. – 1992) (issu de la Directive européenne 70/524/CEE).

Co	Aliments complets	10 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
Cu	Aliments complets sauf *	35 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	* aliments complets pour porcs d'engraissement de moins de 16 semaines	175 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	* aliments complets pour ovins	15 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
Zn	Aliments complets	250 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
Mo	Aliments complets	2,5 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
Se	Aliments complets	0,5 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)

Finlande (ministère de l'Agriculture et de la Forêt, n° 180 – 1994) (issu de la Directive européenne 74/63/CEE).

As	Aliments simples sauf *	2 mg.kg ⁻¹ 88 % MS
	* farines d'herbes, de luzerne, de trèfle, pulpes de betteraves déshydratées et pulpes de betteraves déshydratées et mélasses	4 mg.kg ⁻¹ 88 % MS
	Aliments complets	2 mg.kg ⁻¹ 88 % MS
	Aliments complémentaires sauf *	4 mg.kg ⁻¹ 88 % MS
	* aliments minéraux	12 mg.kg ⁻¹ 88 % MS
Hg	Aliments simples	0,1 mg.kg ⁻¹ 88 % MS
	Aliments complets	0,1 mg.kg ⁻¹ 88 % MS
	Aliments complémentaires	0,2 mg.kg ⁻¹ 88 % MS
Cd	Aliments simples	1 mg.kg ⁻¹ 88 % MS
	Aliments complets pour bovin, ovin, caprin sauf jeunes animaux	1 mg.kg ⁻¹ 88 % MS
	Autres aliments complets	0,5 mg.kg ⁻¹ 88 % MS
	Aliments minéraux	5 mg.kg ⁻¹ 88 % MS
	Autres concentrés pour bovin, ovin, caprin	0,5 mg.kg ⁻¹ 88 % MS
Pb	Aliments simples sauf *	10 mg.kg ⁻¹ 88 % MS
	* fourrage vert	40 mg.kg ⁻¹ 88 % MS
	* phosphates	30 mg.kg ⁻¹ 88 % MS
	* levure de brasserie	5 mg.kg ⁻¹ 88 % MS
	Aliments complets	5 mg.kg ⁻¹ 88 % MS
	Aliments complémentaires sauf *	10 mg.kg ⁻¹ 88 % MS
	* aliment minéral	30 mg.kg ⁻¹ 88 % MS

Grande-Bretagne (Feeding Stuffs Regulations 1995, Schedule 5) (issu de la Directive européenne 74/63/CEE).

As	Aliments simples pour animaux sauf *	2 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	* farines d'herbes, de luzerne et de trèfles déshydratés ainsi que pulpes de betteraves sucrières déshydratées et de pulpes de betteraves sucrières déshydratées et mélasses	4 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	Aliments complets pour animaux sauf *	2 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	* aliments pour poissons	4 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	Aliments complémentaires pour animaux	4 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
Pb	Aliments simples pour animaux sauf *	10 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	* farine d'herbe, de luzerne, de trèfle	40 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	* levures	5 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	Aliments complets pour animaux	5 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	Aliments complémentaires pour animaux	10 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
Hg	Aliments simples pour animaux	0,1 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	Aliments complets	0,1 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	Aliments complémentaires	0,2 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
Cd	Aliments simples	1 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	Aliments complets pour bovins, ovins et caprins, à l'exception des veaux, agneaux et chevreaux	1 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	Autres aliments complets	0,5 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	Autres aliments complémentaires pour bovins, ovins et caprins	0,5 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)

Grande-Bretagne (Feeding Stuffs Regulations 1995, Schedule 4) (issu de la Directive européenne 70/524/CEE).

Co	Aliments complets	10 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
Cu	Aliments complets sauf *	35 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
	*aliments complets pour ovins	15 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
Zn	Aliments complets	250 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
Mo	Aliments complets	2,5 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)
Se	Aliments complets	0,5 mg.kg ⁻¹ (12 % humidité)

■ Seuils non réglementaires

Suisse (FMBV – 1995).

Zn	Tout aliment d'origine végétale	250 mg.kg ⁻¹ MS
Co	Tout aliment d'origine végétale	10 mg.kg ⁻¹ MS
Mo	Tout aliment d'origine végétale	2,5 mg.kg ⁻¹ MS
Cu	Fourrage pour porc d'engraissement jusqu'à 16 semaines	175 mg.kg ⁻¹ MS
	Fourrage pour porc d'engraissement de 17 semaines à 6 mois	100 mg.kg ⁻¹ MS
	Fourrage pour porc d'engraissement de plus de 6 mois	35 mg.kg ⁻¹ MS
	Porc reproducteur	35 mg.kg ⁻¹ MS
	Veaux (sauf lait)	50 mg.kg ⁻¹ MS
	Ovins	15 mg.kg ⁻¹ MS
	Autres animaux	35 mg.kg ⁻¹ MS
Pb	Fourrages verts, ensilage de fourrages verts, foin	40 mg.kg ⁻¹ MS
	Autres aliments simples à P < 8 %	10 mg.kg ⁻¹ MS
Cd	Aliments simples	1 mg.kg ⁻¹ MS
Hg	Aliments simples	0,1 mg.kg ⁻¹ MS

Allemagne (VDI – 1992).

Tl	Fourrage pour bœuf	1 mg.kg ⁻¹ (88 % MS)
	Fourrage pour porc	0,5 mg.kg ⁻¹ (88 % MS)
	Fourrage pour mouton	0,5 mg.kg ⁻¹ (88 % MS)
	Fourrage pour poulet (viande)	0,2 mg.kg ⁻¹ (88 % MS)
	Fourrage pour poule pondeuse	0,4 mg.kg ⁻¹ (88 % MS)



Annexe 4

Effets toxiques des éléments-traces en excès sur l'homme I

Annexe réalisée à partir des fiches toxicologiques de l'INRS, complétées par Boudène, 2000; Viala, 1998 et Merian, 1991.

A4.1. Arsenic (As)

L'As n'est pas un élément essentiel pour l'homme.

L'intensité des troubles est variable en fonction du composé incriminé et de sa nature. Les dérivés organiques de l'As, tels que les arsénophospholipides et les arsénobétaïnes, peuvent être retrouvés en quantités importantes dans les organismes aquatiques. Ces formes sont non cumulatives chez l'homme et y sont facilement éliminées. L'As inorganique peut, quant à lui, être métaboliquement transformé chez l'homme par méthylation. Ceci montre combien il est important de connaître la spéciation de l'As afin d'en déterminer sa toxicité.

A4.1.1. Toxicité aiguë

■ *Exposition par ingestion*

L'ingestion d'une dose massive d'As se traduit d'abord par de graves troubles digestifs: vomissements, douleurs abdominales, diarrhées souvent hémorragiques, entraînant une déshydratation importante. Les pertes digestives peuvent se compliquer d'une chute de tension et d'un état de choc avec anurie (absence d'urine dans la vessie).

Dans les formes de toxicité suraiguës, la mort survient rapidement (12 à 48 h) sans que d'autres symptômes puissent apparaître.

Dans les formes de toxicité moins importantes, on peut noter en plus une encéphalopathie (affection non inflammatoire du cerveau) parfois convulsive, des troubles cardio-vasculaires, une hépatonéphrite (inflammation du rein et du foie) et des anomalies de la coagulation. Puis, il se produit une dépilation et une alopecie (chute temporaire des cheveux et des poils) associée à une polynévrite (lésion inflammatoire de plusieurs nerfs périphériques).

Dans les formes les moins intenses, on peut noter une atteinte hépatique, rénale, une polynévrite et des troubles cutanés (dermite et mélanose: accumulation anormale de mélanine dans les tissus, hyperpigmentation).

■ *Exposition par inhalation*

Après inhalation, les sujets présentent une irritation du tractus respiratoire (nez, trachée, bronches) qui se traduit par une toux, une dyspnée (difficulté de la respiration) et des douleurs thoraciques. Une irritation des conjonctives est également notée.

■ *Exposition cutanée*

Des intoxications subaiguës peuvent survenir après expositions cutanées. Elles se manifestent essentiellement par des signes neurologiques.

Certains sels de l'arsenic peuvent provoquer de graves brûlures oculaires.

Une action irritante (dermite) est constatée après contact cutané.

A4.1.2. Toxicité chronique

L'arsenic agit sur de multiples organes. En milieu industriel, on constate :

- Une atteinte cutanée avant tout de mécanisme irritatif (dermites et plaies), des mélanodermies (pigmentations excessives de la peau), kératodermies (épaississement de la couche cornée de l'épiderme) et tumeurs bénignes ou malignes, et enfin de très rares réactions allergiques. Ces atteintes cutanées sont multiples et prédominent dans les zones non découvertes.
- Une atteinte des muqueuses (rhinite, perforation de la cloison nasale, gingivite, stomatite, laryngite).
- Une chute des cheveux.
- Une apparition de bandes blanches et grises transversales sur les ongles (stries de Mees).
- Une polynévrite sensitivomotrice débutant aux membres inférieurs, accompagnés de douleurs dans les membres.
- Une atteinte sanguine: anémie et neutropénie ou thrombocytopénie.
- Enfin, moins fréquemment, des atteintes digestives (gastroentérite), hépatiques évoluant éventuellement vers la cirrhose, rénales et des troubles cardiovasculaires (troubles circulatoires périphériques désignés sous le nom de « *black foot disease* » parce que caractérisés par une gangrène des extrémités et plus spécialement du pied).

A4.1.3. Mutagenèse (production de modifications brusques et permanentes de caractères héréditaires)

Une augmentation du nombre d'aberrations chromosomiques a été retrouvée dans les lymphocytes d'ouvriers exposés à l'As.

■ *Cancérogenèse (production de cancers)*

Plusieurs études épidémiologiques ont révélé une élévation du nombre de cancers du poumon et de la peau chez les personnes exposées à l'As et il est connu depuis longtemps que l'ingestion à long terme d'une eau de boisson naturellement riche en As minéral peut induire un cancer de la peau, principalement des tumeurs de faible malignité. L'action cancérogène de l'anhydride arsénieux sur le poumon fut

incriminée chez des ouvriers exposés à des atmosphères de fonderie. Le rôle de facteurs adjuvants, tels que le tabac et le dioxyde de soufre, serait important dans la fréquence de ces cancers. D'autres localisations tumorales sont suspectées (foie, sang), mais non prouvées.

■ *Tératogenèse (formation et développement in utero d'anomalies aboutissant à des malformations)*

Une étude effectuée chez des employés exposés à l'As, mais aussi à d'autres toxiques, a mis en évidence des effets tératogènes et embryotoxiques : augmentation des avortements spontanés, petits poids à la naissance, malformations.

A4.2. Cadmium (Cd)

Le Cd n'est pas un élément essentiel pour l'homme.

Les intoxications par le Cd et ses composés sont le plus souvent dues à l'ingestion d'aliments contaminés, mais l'inhalation de vapeurs peut provoquer, dans l'industrie, des troubles de gravité variable. La pénétration cutanée a un rôle plus limité. Parmi ses propriétés physico-chimiques intéressant le toxicologue, il faut citer le faible point d'ébullition (778 °C) du Cd conditionnant sa volatilité particulière, qui explique que la fumée de tabac constitue un apport de Cd non négligeable à l'organisme humain (50 % du Cd des cigarettes se retrouvent résorbés au niveau de l'alvéole pulmonaire).

A4.2.1. Intoxication aiguë professionnelle

En raison de sa volatilité, le Cd a été, il y a quelques années responsable d'un cas d'intoxication collectif grave dans un atelier où étaient entreposées des tôles cadmiées ; sous l'effet de la chaleur dégagée par l'incendie de cet atelier, le Cd préalablement déposé par galvanoplastie sur les tôles s'est volatilisé dans l'atmosphère sous forme de fumées métalliques et de poussières de CdO qui ont été inhalées par les ouvriers. La symptomatologie observée, appelée « pneumonie chimique », a consisté en toux, dyspnée, manifestations d'emphysème pouvant même conduire pour de fortes concentrations à de l'œdème. Dans un second temps, en cas de survie, le Cd absorbé par voie pulmonaire entraîne progressivement une symptomatologie rénale en deux phases successives distinctes, qui se retrouve dans l'intoxication aiguë par voie alimentaire cette fois.

L'intoxication aiguë est essentiellement caractérisée par des troubles respiratoires avec toux et foyers broncho-pneumoniques. Des atteintes hépato-digestives avec vomissements, douleurs abdominales et diarrhées ont été observées. Des troubles rénaux avec albuminurie (présence d'albumine dans les urines) ont été également signalés.

Nous citerons pour illustrer l'intoxication aiguë par voie alimentaire deux épisodes dramatiques. Le premier aux États-Unis en 1944 à la suite de la consommation de jus de fruit souillés par 200 mg de Cd par litre et l'autre en Algérie en 1946 où 946 cas d'intoxication furent observés dans une cantine après ingestion de vin ayant séjourné, pendant 4 à 6 h seulement, dans des brocs en métal cadmié. Dans les deux cas furent observés d'abord des signes digestifs bruyants avec vomissements, douleurs abdominales et diarrhée auxquels succédèrent des troubles cardiaques parfois responsables d'un collapsus cardiovasculaire, puis *in fine*, des troubles rénaux qui restent la signature finale et spécifique de l'intoxication cadmique.

A4.2.2. Intoxication chronique

Elle est précédée d'une période d'imprégnation, où l'on constate souvent l'apparition d'une bague jaune cadmique dentaire. Cette pigmentation de l'émail débute au collet et peut recouvrir la moitié de la dent.

Les manifestations pathologiques se groupent en syndromes plus ou moins intriqués. Les plus caractéristiques sont d'ordre respiratoire et rénal :

- Troubles respiratoires avec ulcérations nasales, laryngites, bronchites, emphysème (gonflement produit par une infiltration gazeuse dans le tissu cellulaire).

- Troubles hépato-digestifs avec nausées, vomissements, alternance de constipation et de diarrhées.
- Troubles rénaux avec albuminurie et risque de répercussions cardio-vasculaire avec hypertension.
- Troubles sanguins caractérisés par une anémie avec chute de l'hémoglobine (moins fréquents mais expérimentalement démontrés).
- Troubles osseux : ils ont été discutés et leur interprétation est assez délicate. Habituellement précédés de douleurs violentes, ils s'objectivent par la constatation radiologique de fissurations osseuses symétriques connues sous le nom de « stries de Milkma-Looser » (surtout col du fémur, omoplate, bassin). Ces fissures peuvent être découvertes à l'occasion d'un examen systématique du thorax (atteinte costale) chez les sujets exposés au risque depuis au moins dix ans. Il s'agit d'une pseudo-ostéomalacie. Cette forme de toxicité osseuse paraît liée à un trouble du métabolisme du Ca car elle touche notamment les femmes après la ménopause chez qui elle entraîne des douleurs violentes qui ont justifié, à la suite de nombreux cas observés au Japon, la désignation, par onomatopées de cette maladie : *Itai-Itai Bio* et *Ouch-Ouch disease* pour les Américains.
- Troubles nerveux avec possibilité de paralysie. Ils n'ont été observés qu'à titre exceptionnel.
- Troubles de l'odorat : une certaine fréquence de troubles olfactifs, voire d'anosmie (perte de l'odorat), a été constatée, peut-être en rapport avec l'irritation des muqueuses nasales.
- Effets sur les gonades : ils ont été observés expérimentalement sur l'animal. Toutefois, quelques publications mentionnent chez l'homme des atteintes de la fonction testiculaire et incitent à protéger tout particulièrement les femmes enceintes.

A4.2.3. Cancérogenèse, mutagenèse

Expérimentalement, le Cd a provoqué des cancers chez des espèces animales. Chez l'homme, les enquêtes épidémiologiques tendent à mettre en évidence une augmentation du risque de cancer, notamment le cancer de la prostate et le cancer pulmonaire. Bien que la preuve formelle n'ait pas été apportée, le Cd doit être actuellement considéré en pratique comme une substance cancérogène.

Le Cd est un inhibiteur du cytochrome P450 et il est donc à l'origine de la formation de radicaux libres pouvant être impliqués dans les mécanismes de mutagenèse et de cancérogenèse (stress oxydatif). Bien que le Cd ne soit généralement pas considéré comme un mutagène direct (génétoxique), son affinité pour les acides nucléiques est cependant à l'origine d'un certain nombre de tests de mutagenèse positifs.

A4.3. Cobalt (Co)

Le Co est un élément essentiel en tant que composant de la vitamine B12 indispensable à la production de globules rouges et à la prévention de l'anémie pernicieuse. Néanmoins, la possibilité d'une telle carence est très rare (possible lors de régime végétarien strict) car les besoins sont largement couverts. Il est également toxique à fortes doses. La toxicité du Co est relativement indépendante de sa forme chimique et peut être induite aussi bien par le métal ou par ses oxydes. Comparativement, la toxicité du carbonyle de Co est moins connue.

A4.3.1. Intoxication aiguë

Les sels inorganiques du Co présentent généralement une toxicité modérée pour l'homme. Expérimentalement, à très fortes doses, le Co et ses composés minéraux peuvent néanmoins provoquer des intoxications graves, avec atteinte des reins, du système nerveux et du système cardio-vasculaire. Chez des travailleurs exposés de façon aiguë aux vapeurs de carbonyle de Co, ont été observés : maux de tête, fatigue, irritabilité, changement dans les réflexes et dans l'activité électrique du cerveau.

A4.3.2. Intoxication chronique

Lors d'intoxication chronique on observe un effet goïtrogène qui a été signalé dans les régions contenant des concentrations plus élevées de Co dans l'eau et le sol.

Le Co a été exceptionnellement utilisé dans les années 1960 en technologie alimentaire dans la bière pour améliorer ses qualités moussantes et il en a résulté des cardiomyopathies chez de gros buveurs de bière (plus de 12 L) qui ont présenté une détresse cardiaque avec congestion de l'organe dont l'autopsie a révélé une concentration dix fois supérieure à la normale. Des centaines de cas furent décrits au Canada, aux États-Unis et en Belgique. Les effets cardiotoxiques du Co augmentent lorsqu'il existe une carence en thiamine et protéine ou en présence d'alcool éthylique. Chez les consommateurs modérés de bière, ont été constatés des dysfonctionnements de la thyroïde et une congestion du cœur sans que cette dernière soit fatale.

Des symptômes de toxicité chronique du Co chez l'homme ont été révélés chez des personnes anémiques qui recevaient des suppléments de Fe auxquels était ajouté du Co afin d'en améliorer l'efficacité. Ces symptômes incluaient : anorexie, nausées, vomissements, diarrhées, douleurs sous-sternales, érythème, éruptions cutanées, tintements et surdité neurologique. Dans certains cas, ont pu être également observés : engourdissement et autres signes neurologiques, ou atteinte du nerf optique. Néanmoins on notera que la toxicité du Co est diminuée quand les doses de Fe ingérés augmentent.

Par ingestion, des troubles gastro-intestinaux ont été observés.

L'inhalation de fines particules de Co métallique provoque une irritation sévère des voies respiratoires, avec risque de fibrose pulmonaire (augmentation anormale de la quantité de tissu conjonctif fibreux) et d'autres formes d'atteintes chroniques de la langue. En plus, on peut observer une perte totale ou partielle des fonctions olfactives, des troubles gastro-intestinaux, dyspnée et une perte de poids, voire des atteintes cardiaques.

On suspecte le Co de provoquer des polyglobulies (excès de globules rouges) et, par atteinte pancréatique, une hyperglycémie.

Chez les travailleurs exposés au Co et à ses composés minéraux, deux types de manifestations pathologiques ont été observés :

- des manifestations cutanées eczématiformes de mécanisme allergique,
- des atteintes respiratoires à type irritatif.

Il semble que le Co joue un rôle important dans l'apparition des syndromes respiratoires de type bronchitique avec risque de fibrose pulmonaire provoquée par des métaux frittés.

A4.3.3. Cancérogenèse, mutagenèse, tératogenèse

Certaines recherches ont soulevé la question d'un pouvoir cancérogène, mais aucune confirmation n'a été apportée. Le Co n'est pas tératogène pour l'homme. Le pouvoir mutagène du Co n'a pas pu être démontré de façon formelle.

A4.4. Chrome (Cr) et trioxyde de chrome (CrO₃)

Le Cr peut être considéré comme un oligo-élément essentiel au métabolisme des hydrates de carbone. C'est un composant du facteur de tolérance au glucose et un co-facteur de l'action de l'insuline. Le Cr est également toxique. L'absorption de Cr III est très faible chez l'homme, alors que le Cr VI, capable de franchir les membranes cellulaires, est plus facilement absorbé.

A4.4.1. Toxicité aiguë

■ Toxicité par contact

Par contact avec la peau, le trioxyde de Cr provoque des brûlures sévères. L'atteinte oculaire, dans les atmosphères chargées d'aérosols, se traduit habituellement par des conjonctivites, mais les projections de poussières ou de solutions concentrées peuvent entraîner des lésions sévères de la cornée (infiltration, vascularisation, opacification).

■ Toxicité par inhalation

L'inhalation d'aérosols détermine une irritation des muqueuses respiratoires, notamment de la muqueuse nasale, où peuvent apparaître des ulcérations. Elle peut parfois entraîner un syndrome asthmatiforme.

■ Toxicité par ingestion

L'ingestion accidentelle est responsable de lésions caustiques du tube digestif, pouvant se traduire par des brûlures bucco-œsophagiennes avec parfois œdème de la glotte, des vomissements sanglants, de violentes douleurs épigastriques et un syndrome dysentérique. Ce dernier, entraînant d'importants désordres hydroélectriques, est la cause principale d'un collapsus cardio-vasculaire (malaise cardiaque). Dans les jours qui suivent, on peut observer une insuffisance rénale par atteinte tubulaire, ainsi que, dans quelques cas, une hépatite cytolytique (destruction de cellules du foie) et une hémolyse (destruction des globules rouges).

A4.4.2. Toxicité chronique

■ Toxicité par contact

Au niveau de la peau, on observe des ulcérations caractéristiques (pigeonneaux), peu étendues, mais profondes, qui siègent surtout sur la face dorsale des mains ou sur la face latérale des doigts. Leur guérison est lente et laisse souvent des cicatrices. On note également des dermites eczématiformes. Le Cr donne dans l'industrie des réactions de sensibilisation de la peau connues en maçonnerie sous le nom de « gale du ciment ». Cette allergie est due au Cr hexavalent qui peut pénétrer dans la peau où il est réduit en Cr trivalent. Ce dernier joue le rôle d'haptène, donnant naissance à un antigène complet par fixation sur une protéine.

■ Toxicité par inhalation

Au niveau des voies respiratoires, les ulcérations de la muqueuse nasale sont fréquentes, surtout en cas d'hygiène personnelle insuffisante, et elles aboutissent souvent à des perforations de la cloison nasale.

On peut également observer des rhinites chroniques avec saignement de nez, des laryngites et des pharyngites, ainsi que des ulcérations bronchiques et des bronchites rebelles.

■ Toxicité par ingestion

Il est possible de rencontrer des effets digestifs (œsophagites, gastro-entérites, ulcères gastro-duodénaux) et des néphrites tubulaires (inflammation des tubules rénaux).

A4.4.3. Mutagenèse, cancérogenèse, génotoxicité

On observe une fréquence accrue des aberrations chromosomiques chez les travailleurs exposés à inhaler des aérosols de composés du chrome hexavalent.

Plusieurs études épidémiologiques, menées dans l'industrie de la production des chromates, ont démontré que celle-ci comporte un risque accru de cancer pulmonaire. L'une des études a précisé que les postes les plus exposés se trouvaient dans les ateliers où l'on fabriquait le dichromate, le trioxyde de Cr et des produits spéciaux, mais où les composés responsables n'ont pas pu être identifiés.

Dans l'industrie du chromage électrolytique, où les travailleurs sont exposés essentiellement à des aérosols de trioxyde de Cr, les études épidémiologiques réalisées ont donné des résultats contradictoires, qui ne permettent pas de conclure avec certitude sur un éventuel effet du produit sur la fréquence des cancers pulmonaires. Le Cr VI est considéré comme cancérogène par inhalation et il est génotoxique.

A4.5. Cuivre (Cu)

Sur le plan biologique, on a présenté longtemps le Cu comme un oligo-élément dénué de toxicité. Effectivement, il est indispensable à la biosynthèse de l'hémoglobine et sa carence provoque une anémie hypochrome et microcytaire. Le Cu joue également un rôle important dans la prévention de l'ostéochondrose. Néanmoins il peut présenter une toxicité à hautes doses.

A4.5.1. Toxicité aiguë

L'intoxication au Cu est rarement décrite et elle est souvent en relation avec l'eau de boisson (plaintes intestinales et vomissements) (Houot et Tarallo, 1991). La toxicité par ingestion du Cu est considérée comme essentiellement aiguë, avec une symptomatologie assez bruyante caractérisée par des vomissements violents qui éliminent rapidement le sel de Cu ingéré. C'est pourquoi l'empoisonnement aigu n'a été que très rarement suivi de mort.

A4.5.2. Toxicité chronique

Le Cu est un stimulant du système nerveux. En excès, il provoquerait un syndrome schizophrénique. L'insomnie des adultes et le sommeil léger des personnes âgées sont probablement induits par une hypercuprémie (Houot et Tarallo, 1991).

Bien que la plus grande partie du Cu soit éliminée par voie biliaire, une surcharge en Cu entraîne une fuite rénale augmentée du Cu ultra-filtrable. Il s'en suit une nécrose des cellules rénales (Houot et Tarallo, 1991).

Les maladies du foie sont également corrélées à une surcharge hépatique en Cu (Houot et Tarallo, 1991).

Le Cu peut présenter une toxicité chronique, comme l'illustre le syndrome ICC (*Indian Childhood Cirrhosis*) décrit sur les jeunes enfants en Inde. Il s'agit d'une dégénérescence hépatolenticulaire du foie. Le Cu ne serait pas le seul responsable de l'ICC et la plupart des auteurs s'accordent à envisager le rôle d'une déficience génétique. Quoi qu'il en soit, l'absorption digestive qui pourrait atteindre 66 % chez l'adulte est normalement régulée par un mécanisme d'homéostasie, en fonction de la charge corporelle. Or ce mécanisme de régulation n'existe pas chez le jeune enfant, ce qui favoriserait le dépôt anarchique dans le foie.

A4.5.3. Cancérogenèse, mutagenèse, tératogenèse

Le rôle du Cu dans la cancérogenèse est souvent évoqué. Il reste à déterminer si l'excès de Cu est une des causes ou une des conséquences du développement d'une tumeur ou d'une multiplication cellulaire accélérée.

On notera l'exemple de l'Inde où l'adulte peut être soumis à une surcharge digestive de Cu par mâchage de noix de bétel, ce qui expliquerait l'apparition d'une fibrose sous-muqueuse qui serait responsable d'une fréquence accrue de cancer de la bouche. Il semble toutefois que le Cu ne soit pas le seul responsable et que des constituants de ladite noix puissent également être incriminés.

Le Cu n'est pas mutagène et il n'est ni embryotoxique, ni tératogène.

A4.6. Mercure (Hg)

Le Hg n'est pas un élément essentiel pour l'homme.

Il provoque une maladie nommée hydrargyrisme.

Qu'il s'agisse de vapeurs ou de poussières, l'hydrargyrisme professionnel est le plus souvent dû à la pénétration du mercure dans l'organisme par les voies respiratoires. Cependant, on ne doit pas négliger les risques de pénétration cutanée (lorsque la peau n'est pas rigoureusement intacte) et de pénétration

digestive. La voie digestive a une faible efficacité chez l'adulte pour le Hg minéral, mais cette efficacité pourrait notablement augmenter chez le jeune. Par contre, les organomercuriels et notamment le méthylmercure sont, en raison de leur liposolubilité, très facilement absorbés par la voie digestive.

Rappelons que le Hg métallique n'est toxique qu'à l'état de vapeurs ou d'aérosols finement divisés.

A4.6.1. Intoxication aiguë

Dans l'industrie, elle peut s'observer à la suite d'un accident.

L'intoxication aiguë se manifeste par une néphrite mercurielle précédée et accompagnée de troubles digestifs et entraînant une augmentation plus ou moins importante de l'azotémie (quantité d'azote du sang).

L'intoxication aiguë se fait essentiellement par voie digestive.

L'intoxication aiguë est rare dans le cas de crime et a été observée à la suite d'ingestion de bichlorure de Hg ou « sublimé », les suicides sont par contre plus fréquents. La symptomatologie a été décrite de la manière suivante dans un vieux traité de toxicologie : « la scène est dominée par des signes digestifs bruyants derrière lesquels se joue un drame rénal infiniment plus grave ». En effet, c'est l'action caustique, vis-à-vis des protéines du tube digestif, qui est dominante et qui entraîne des symptômes gastro-intestinaux précoces. On observe dès le 3^e jour une stomatite avec haleine fétide et, surtout, une néphrite tubulaire avec d'importantes perturbations électrolytiques et une azotémie importante (concentration élevée d'urée dans le sang).

A4.6.2. Intoxication subaiguë

L'intoxication subaiguë, surtout marquée par des troubles digestifs et cutanés, est habituellement la conséquence d'une intoxication médicamenteuse.

A4.6.3. Intoxication chronique

Dans la quasi-totalité des cas, l'hydrargyrisme professionnel est la conséquence d'une intoxication chronique liée la plupart du temps à l'inhalation de vapeurs. Il peut se manifester au tout début par des troubles psychiques (irritabilité, émotivité, anxiété, insomnie).

L'intoxication confirmée est caractérisée par :

- Une stomatite (inflammation de la muqueuse buccale) accompagnée ou non d'un liseré gingival, avec parfois coliques et diarrhées.
- Un tremblement associé à un état de rigidité musculaire. Il se traduit au repos par de fins tremblements des extrémités et de petits mouvements de la face. Mais le signe le plus significatif est le tremblement intentionnel rendant difficile les mouvements précis. Ces troubles sont révélés par l'écriture et exagérés par l'émotion. Ils peuvent s'aggraver progressivement jusqu'à devenir quasi permanents et réaliser ainsi une ataxie cérébelleuse (incoordination des mouvements volontaires causée par une affection du cervelet).
- Des crampes très douloureuses peuvent survenir.
- La voix est monotone, scandée. Des troubles du caractère ne sont pas rares.

L'hydrargyrisme professionnel chronique ne provoque que très rarement des atteintes rénales, allant jusqu'à la néphrite (inflammation des reins).

La toxicité des organomercuriels a été révélée plus tardivement. Le plus ancien cas a été observé au Japon, il s'agit de la catastrophe de Minamata, qui a touché une population de pêcheurs consommant une forte proportion de chair de poissons contenant de fortes concentrations de méthylmercure. Cette intoxication massive s'est soldée entre 1953 et 1971 par le dénombrement de 121 cas d'intoxications à symptomatologie nerveuse, dont 54 décès. Le méthylmercure provenait de la méthylation par des bactéries proliférant dans les eaux stagnantes de la baie de Minamata du Hg minéral contenu dans les eaux résiduelles d'une usine produisant du chlorure de vinyle et utilisant le chlorure et le sulfate de Hg

comme catalyseurs. Ce cas a permis de montrer l'extraordinaire pouvoir de concentration du Hg dans la chaîne alimentaire en milieu aquatique par suite de sa transformation dans l'environnement en Hg organique encore plus cumulatif parce que liposoluble. Un deuxième cas concerne divers pays du Moyen-Orient qui avaient été approvisionnés en semences de blé et d'orge (environ 100 000 t) par une société américaine; un étiquetage insuffisant des sacs et une dénaturation insuffisantes des graines expliqueraient l'utilisation de ces semences traitées aux organomercurels pour la nourriture de la population et des animaux. L'Irak fut le pays le plus durement touché et le gouvernement recensa officiellement 6530 victimes hospitalisées et 459 décès. Vers la même époque aux États-Unis, un troisième cas d'accidents, plus sporadiques néanmoins, fut observé chez l'homme à la suite d'élevage de porcs avec ce même type de semences traitées.

La toxicité des pesticides organomercurels tient à leur affinité plus ou moins grande pour le système nerveux: elle se traduit de la manière la plus visible par des troubles du comportement, avec ataxie cérébelleuse, mouvement choréiforme, irritabilité, diminution de la vision et de l'audition, confusion mentale suivie de coma et de mort.

L'atteinte rénale n'est pas dominante, elle serait plutôt de nature tubulaire et proviendrait surtout pour les dérivés de l'alcocyclylmercure de leur dégradation métabolique en Hg inorganique.

A4.6.4. Cancérogenèse, mutagenèse, tératogenèse

L'action cancérogène du Hg minéral n'a pas pu être prouvée chez l'homme et, concernant les organomercurels, les recherches dans ce domaine sont inconsistantes. On notera toutefois, pour les méthylmercures, une augmentation des aberrations chromosomiques chez les gros consommateurs de poisson en Suède et en Colombie.

Enfin, par sa liposolubilité, le méthylmercure passe facilement la barrière placentaire et ses propriétés déstabilisantes vis-à-vis de la tubuline permettraient également d'expliquer ses propriétés tératogènes observées dans la catastrophe de Minamata.

A4.7. Molybdène (Mo)

Le Mo est un élément essentiel. Il peut néanmoins être toxique à hautes doses, sans toutefois présenter de toxicité aiguë.

A4.7.1. Intoxication chronique

Une consommation excessive de Mo peut être néfaste à long terme, car elle favorise l'augmentation de la production d'acide urique et l'élimination urinaire du Cu (Zawislak, 1991). Elle entraînerait un syndrome goutteux.

La toxicité chronique due au Mo a surtout été observée chez les animaux (mouton, bovins, etc.): elle entraîne généralement une carence secondaire en Cu (d'où diarrhées, anorexie, dépigmentation des poils et de la laine), dysfonctionnement neurologique et mort prématurée, voire des retards du déclenchement de l'œstrus (observés chez les vaches).

A4.7.2. Cancérogenèse, Mutagenèse, Tératogenèse

Le Mo ne semble pas présenter de dangers mutagènes, cancérogènes ou tératogènes.

A4.8. Nickel (Ni)

Le Ni peut être considéré comme un métal essentiel; sa carence altère le métabolisme du glucose et détruit la tolérance à cette ose. C'est, de plus, un facteur de croissance. Il peut également être toxique à hautes doses.

A4.8.1. Toxicité aiguë

L'intoxication aiguë accidentelle par voie orale provoque essentiellement des troubles digestifs (nausées, vomissements, diarrhées, douleurs abdominales), des céphalées, et une asthénie (manque de vitalité) associée parfois à une bradycardie (ralentissement du rythme cardiaque) et à une légère hypothermie.

Ces signes cèdent souvent assez rapidement, mais, dans certains cas, ils peuvent persister quelques jours.

Un cas mortel a été signalé : celui d'un enfant ayant ingéré environ 200 mg.kg^{-1} de Ni, sous forme de sulfate.

A4.8.2. Toxicité chronique

Le Ni est connu depuis longtemps comme l'allergène le plus courant pour la peau. La prévalence de la sensibilisation au Ni dans la population générale est élevée, environ 10 % chez la femme et 1 à 3 % chez l'homme. Environ la moitié des personnes sensibilisées au Ni développent, par contact répété avec le métal et ses composés, des dermatoses eczématiformes récidivantes. Il semble que le Ni provenant de l'alimentation ou de l'eau pourrait constituer un facteur aggravant pour les dermites, les doses ingérées doivent cependant être très largement plus élevées que les doses ingérées normalement.

De nombreux cas d'asthme sont liés à une exposition à des composés solubles du Ni. Les crises peuvent apparaître dans les minutes ou les heures suivant l'exposition.

On a signalé aussi, chez des travailleurs de raffineries de Ni, des rhinites et des sinusites chroniques, des polypes nasales, de l'anosmie (perte de l'odorat) et, dans certains cas, des perforations de la cloison nasale.

On a aussi mesuré, chez des travailleurs exposés au Ni, des taux sériques anormalement élevés d'immunoglobulines et d'autres protéines.

A4.8.3. Mutagenèse, cancérogenèse

On a mis en évidence, dans des lymphocytes de travailleurs exposés à des poussières ou fumées contenant du Ni, une fréquence anormalement élevée d'aberrations chromosomiques.

Des biopsies nasales pratiquées chez des ouvriers d'une raffinerie de Ni ont révélé des modifications histologiques de l'épithélium. Le caractère précancéreux de ces lésions dysplasiques (malformations) est soupçonné.

Un risque accru de cancers respiratoires dans certaines installations de production de Ni a été noté depuis les années 1920. De nombreuses études épidémiologiques laissent penser que :

- Certaines opérations de raffinage du Ni comportent pour les travailleurs un risque accru de développer des cancers de la cavité nasale, des poumons et peut-être du larynx.
- Il n'y a pas de résultats indiscutables concernant les risques de cancer dans les industries utilisant le Ni et notamment dans le nickelage, la préparation et l'usinage des aciers inoxydables ou des alliages à haute teneur en Ni, le soudage.
- En dehors de l'effet cancérogène probable pour l'homme du sous-sulfure de Ni, il n'est pas possible actuellement de se prononcer sur la responsabilité éventuelle d'autres composés et encore moins sur l'hypothèse de la cancérogénicité de l'ion Ni.

En toxicologie professionnelle, on a pu montrer le pouvoir cancérogène de certains composés du Ni (tel que Ni_2S_3 suspecté d'être à l'origine de cancers pulmonaires dans l'industrie). Par contre, aucune donnée expérimentale ne permet, pour l'instant, de révéler une potentialité cancérogène par la voie digestive.

A4.9. Plomb (Pb)

Le Pb n'est pas un élément essentiel pour l'homme.

Le Pb et ses composés minéraux peuvent provoquer une intoxication connue sous le nom de saturnisme.

Trois modes d'introduction sont à retenir :

- C'est surtout par la voie digestive que le Pb et ses composés pénètrent dans l'organisme, soit avec les aliments, soit avec les boissons et notamment avec l'eau, soit sous forme de vapeurs et de particules notamment les grosses poussières imputables aux souillures des doigts.
- La voie respiratoire est également importante, surtout s'il s'agit d'oxydes ou de sels pulvérulents, de poussières très fines ou de vapeurs. Elle est aussi à incriminer pour le Pb fixé sur les particules en suspension dans l'air : seules les particules très fines peuvent pénétrer jusque dans les alvéoles pulmonaires, les plus grosses sont rejetées, ou remontées par le tapis mucociliaire et dégluties.
- L'absorption cutanée, qui est minime, est quand même possible quand la peau est lésée ou pour certains composés organiques du Pb (du fait de leur liposolubilité).

Le Pb absorbé est habituellement éliminé par les voies naturelles. Toutefois, une certaine partie peut s'accumuler dans les viscères ou dans les os. Cela expliquerait les cas pathologiques retardés, cas qui se manifesteraient lorsque le Pb ainsi stocké pénètre à nouveau dans le cycle biologique.

La toxicité des composés du Pb est en rapport avec leur plus ou moins grande hydrosolubilité. Par ordre de toxicité décroissante (donc du composé le plus soluble vers le moins soluble dans l'eau), on trouve : le nitrate, le chlorure, l'acétate, le minium, le carbonate, le sulfure, le phosphate. Le Pb serait plus toxique lorsqu'il est pris avec de l'eau de boisson, qu'en mélange avec les aliments. Les enfants, les femmes et les insuffisants rénaux sont particulièrement sensibles à sa toxicité.

Le Pb, en perturbant la biosynthèse de l'hémoglobine, conduirait à une production plus faible d'hémoglobines, représentant l'une des causes de l'anémie observée dans le saturnisme. Il présente également une toxicité au niveau de l'érythrocyte et au niveau du rein (il provoque des néphropathies, avec comme conséquences l'élévation de l'azotémie, de l'uricémie, la diminution de la clairance de la créatinine, l'apparition d'une protéinurie, etc.).

A4.9.1. Intoxication aiguë

Elle se caractérise surtout par un violent syndrome gastro-intestinal : douleurs abdominales, coliques (« coliques de Pb », « coliques du *miserere* »), vomissements, diarrhée, soif. Apparaissent ensuite progressivement des troubles nerveux, avec agitation, convulsions, faiblesse musculaire, paralysie des extrémités, etc. Le rein est atteint sous forme d'une néphrite hématurique, avec parfois anurie. La mort peut survenir par suite d'un collapsus cardiovasculaire.

A4.9.2. Intoxication chronique

Les manifestations cliniques de saturnisme professionnel sont habituellement précédées d'une période plus ou moins longue d'imprégnation saturnine latente et essentiellement biologique. Ce stade habituellement réversible peut être décelé par divers examens. À ce stade, le seul signe clinique est le « liseré gingival de Burton », ligne ardoisée qui sertit le collet des dents. Mais ce signe est inconstant, tardif, plus souvent observé à la période d'intoxication confirmée.

L'intoxication chronique évolue généralement en deux phases : le pré-saturnisme et le saturnisme confirmé.

Pré-saturnisme : un liseré saturnin ou liseré de Burton en est un des signes. C'est une ligne bleuâtre occupant le bord libre des gencives et entourant le collet des dents, constituée par du sulfure de Pb. La faiblesse, voire la paralysie, des muscles extenseurs de la main et des petits muscles des doigts est un autre signe : le malade semble alors « faire les cornes » ou présente le symptôme de la « main en griffe ».

Les troubles hématologiques se manifestent par :

- une anémie, relativement peu importante,
- une baisse du taux d'hémoglobines,
- l'apparition possible d'hématies « ponctuées »,

- la présence de Pb dans le sang et l'urine,
- les différentes perturbations de la biosynthèse de l'hémoglobine.

Saturnisme confirmé : surviennent ensuite, au cours d'une deuxième phase :

- des troubles de l'état général (maaises, fatigue, anorexie, amaigrissement),
- des troubles gastro-intestinaux (vomissements, douleurs abdominales, coliques, voire constipation),
- des troubles nerveux, à type d'encéphalopathie et surtout chez l'enfant : céphalées, irritabilité, retard intellectuel, pouvant entraîner des retards scolaires et des retards de développement, convulsions, paralysie et coma,
- des troubles rénaux, à type de néphropathie avec oligurie, insuffisance rénale fréquemment associée à l'apparition de goutte et perturbation de paramètres biologiques. Le taux d'urée sanguine doit être systématiquement surveillé chez les sujets exposés au Pb.

L'intoxication saturnine peut encore être responsable d'une hypertension artérielle, d'une augmentation de l'incidence de fausses couches, des accouchements prématurés et de la fœtotoxicité. L'éthylisme chronique est un facteur aggravant de saturnisme.

Les enfants de moins de 6 ans sont plus sensibles à la toxicité du Pb que les adultes. Le Pb est toxique pour le système nerveux et a des conséquences sur le comportement et le quotient intellectuel des enfants touchés (OMS, 1994).

A4.9.3. Cancérogenèse, mutagenèse, tératogenèse

Le chromate de Pb figure parmi les substances soupçonnées d'avoir une action cancérogène sur l'homme.

A4.10. Sélénium (Se)

Le Se est à la fois oligoélément essentiel et toxique. Dans certaines régions de la Chine où le sol est extrêmement pauvre en Se, il y règne à l'état endémique une cardiomyopathie dite maladie de Keshan et une arthrite déformante dite maladie de Kashin Beck. La carence en Se, qui est un antiradical libre, entraîne également une augmentation de la fréquence des cancers.

A4.10.1. Toxicité aiguë

Le Se et ses composés ont une action irritante sur la peau et les muqueuses oculaires et respiratoires.

■ Toxicité par contact

Par contact cutané, certains de ces produits peuvent provoquer des perionyxis et des dermites eczématiformes. Un facteur allergique est parfois en cause.

L'atteinte oculaire se traduit par des conjonctivites ou blépharoconjonctivites (inflammation de la conjonctive de la paupière).

■ Toxicité par inhalation

En cas de pénétration pulmonaire, apparaissent une irritation des voies respiratoires supérieures, des syndromes bronchitiques avec dans quelques cas dyspnée (difficulté de la respiration) asthmatiforme. L'inhalation de doses importantes entraîne un risque d'œdème aigu du poulmon.

A4.10.2. Toxicité subaiguë

Expérimentalement, l'intoxication subaiguë de l'animal a été à l'origine de lésions hépatiques et rénales.

A4.10.3. Toxicité chronique

L'intoxication chronique est de diagnostic difficile : pâleur, amaigrissement, fatigue, nausées, anorexie, troubles de l'odorat.

Des manifestations digestives ont été souvent signalées : goût métallique dans la bouche, épigastalgies, vomissements.

La toxicité chronique consécutive à la surcharge de l'apport alimentaire de Se a été d'abord remarquée chez le bétail par ingestion de végétaux riches en Se, avec dans la forme aiguë une myopathie avec paralysie et mort par défaillance respiratoire et dans la forme chronique, ou *alkali disease*, une atteinte générale des phanères avec pertes de poils, friabilité des sabots et cirrhose hépatique. Sur le plan humain, des signes cliniques concernant également les phanères et le foie surviennent lors d'un apport alimentaire de Se trop important.

A4.11. Thallium (Tl)

Le Tl n'est pas un élément essentiel pour l'homme.

A4.11.1. Toxicité aiguë

Le mécanisme de la toxicité du Tl sur l'homme semble être analogue aux effets d'inhibition enzymatique du Pb et du Hg, induisant une histotoxicité générale. Sont touchés : la peau, les muqueuses, les cheveux et les ongles. L'organe critique principal touché par une intoxication au Tl est le système nerveux central et périphérique. Néanmoins, on peut dire que tous les organes sont touchés, aussi bien le tractus gastro-intestinal, le système nerveux, les yeux, la peau, les reins, que le système reproducteur (Mulkey et Oehme, 1993).

Durant les premières journées d'une intoxication aiguë au Tl, seuls des symptômes non spécifiques sont observés (similaires à ceux liés à l'intoxication avec le Pb, le Hg, l'Au ou l'As). Jusqu'à 3 jours, les symptômes initiaux sont nausées, vomissements et constipation. À partir du 4^e jour, des atteintes du système nerveux périphérique sont observées : douleurs névralgiques très fortes dans les extrémités des membres inférieurs. Des changements de sensibilité et une hyperesthésie (exagération de la sensibilité) sont localisés surtout dans les jambes et la plante des pieds. Les effets toxicodynamiques sur le système nerveux central suivent : comportement hystérique, confusion, insomnie et perturbations visuelles. Une pigmentation sombre des racines des cheveux, à partir du 4^e ou 5^e jour, aide au diagnostic. Les atteintes toxiques nerveuses culminent à la fin de la 2^e semaine. Des changements dégénératifs de la moelle épinière dans la colonne vertébrale apparaissent. L'hyperesthésie peut se transformer en paralysie croissante. Les effets toxiques du Tl sur le muscle du cœur ou sur son métabolisme entraînent une augmentation des battements. Les symptômes les plus caractéristiques de l'intoxication au Tl est l'alopecie (perte des cheveux, des poils des aisselles et des poils pubiens) entre le 10^e et le 13^e jour. Les parties latérales des sourcils tombent aussi. Des atteintes toxiques des glandes sébacées et des glandes sudoripares sont responsables d'une peau squameuse et sèche. Une décélération de la pousse des ongles provoque des bandes sur la lunule (bandes de Mees) pendant plusieurs mois. Lors d'intoxication fatale, le patient meurt en raison d'une paralysie centrale. En cas de survie, une guérison lente est possible (avec ou sans séquelles). Suite à un empoisonnement au Tl, le système nerveux périphérique peut conserver des séquelles pendant plusieurs mois ou années, et le système nerveux central des séquelles irréparables : troubles psychologiques, délires, hallucinations, pertes de mémoire et problèmes oculaires (Zartner-Nyilas *et al.*, 1983).

La période de latence est de quelques heures à deux jours suite à une exposition aiguë et elle est de 6 semaines à 3 ou 4 mois suite à une exposition subaiguë (Zartner-Nyilas *et al.*, 1983).

A4.11.2. Toxicité chronique

De faibles doses sur une longue période produisent les mêmes symptômes, plus atténués, et souvent apparaissent des symptômes non spécifiques. Un empoisonnement chronique peut produire de faibles effets ou des dégâts très importants, selon la sévérité de l'exposition (Mulkey et Oehme, 1993).

Néanmoins, il semble exister peu de connaissances sur l'intoxication chronique avec de faibles quantités de Tl.

A4.11.3. Mutagenèse, tératogenèse

Les effets mutagènes et tératogènes du Tl sont controversés.

A4.12. Zinc (Zn)

Le Zn est un métal essentiel et sa carence est liée à des régimes inadéquats, particulièrement lors de périodes de forts besoins (croissance, grossesse, lactation) et dans le cas de régime végétarien, de régime à base d'aliments synthétiques et de régime pauvre en protéines. Des régimes riches en phytate et fibre (tel que régime à blé prédominant) peuvent réduire la biodisponibilité du Zn.

Le zinc est très peu toxique, mais l'expérimentation animale et certains cas d'ingestion accidentelle ont montré que les sels solubles le sont.

A4.12.1. Toxicité aiguë

Les sels de Zn, d'acides minéraux forts, sont astringents et ils sont également corrosifs à de fortes concentrations.

L'ingestion de sels solubles de Zn peut provoquer des troubles gastro-intestinaux.

L'ingestion de fortes doses entraîne des atteintes sérieuses du système digestif supérieur, suivies de symptômes de choc sévères.

Des doses plus faibles entraînent nausées, vomissements, crampes de l'estomac, diarrhées et fièvre.

Dans l'industrie, l'exposition aux aérosols ou fumées de sels de Zn a été à l'origine d'irritations des muqueuses respiratoires et gastro-intestinales.

Des irritations sévères du système respiratoire supérieur et inférieur et une pneumonite généralisée peuvent être générées par l'inhalation de fumées de chlorure de Zn développées par des obus fumigènes.

L'inhalation de fumées d'oxydes de Zn (produites lors du traitement du Zn) est la cause principale de la *metal fume fever*, caractérisée par des maux de gorge, toux, enrouement, frissons, myalgies, malaise et poussées de fièvre, souvent accompagnés de transpiration, nausée, vomissements et parfois aussi de spasmes bronchiques, œdème pulmonaire et pneumonite, voire courbatures.

A4.12.2. Toxicité chronique

L'intoxication par des expositions subaiguës à chroniques au Zn est assez rare, grâce à un mécanisme de régulation homéostatique. Elle se caractérise par des douleurs gastro-intestinales et une aggravation des carences en Cu (lorsqu'elles existent). Elles peuvent également altérer les réponses immunitaires. Les patients subissant certaines techniques de dialyse du rein (sérum à niveaux élevés en Zn) peuvent présenter des nausées, vomissements, anémie, léthargie et incoordination musculaire.

A4.12.3. Cancérogenèse, mutagenèse, tératogenèse

Le Zn ne semble pas mutagène et son implication dans la cancérogenèse n'est pas élucidée dans le cas de l'ingestion alimentaire. Seul le chromate de Zn est connu pour être cancérogène (bronches) par inhalation de ses poussières. Le Zn ne semble pas non plus avoir d'effets sur la reproduction, sur l'embryotoxicité et sur la tératogénicité.



Annexe 5

Lexique I

Absorption active d'un ion par la racine: absorption contre un gradient électrochimique.

Absorption passive d'un ion par la racine: absorption selon un gradient électrochimique.

ANC: apport nutritionnel conseillé, pour les oligo-éléments, minimum pour couvrir les besoins nutritionnels physiologiques.

Anion: ion négatif.

Apoplasme: espace ouvert constitué des parois cellulaires et des espaces intercellulaires des plantes (Mench, 1991).

As: symbole chimique de l'arsenic.

Biodisponibilité: capacité de substances à être prélevées par un organisme vivant.

Cation: ion positif.

Cd: symbole chimique du cadmium.

Co: symbole chimique du cobalt.

Coefficient de répartition plante-sol: rapport entre la concentration d'une substance dans la plante et dans le sol la supportant (ISO, 1993). Encore appelé facteur de (bio)concentration, facteur de transfert, coefficient de transfert.

Concentration de fond: concentration ambiante d'un contaminant. Pour un sol, elle peut indiquer des variations géologiques naturelles dans des secteurs relativement peu exploités, ou l'influence d'une activité industrielle ou urbaine généralisée dans une région (*background concentration* en anglais) (CCME, 1996a).

Contaminant: toute substance présente dans le milieu dont la concentration est supérieure au niveau de fond naturel (CCME, 1996a).

Cr: symbole chimique du chrome.

Cu: symbole chimique du cuivre.

DHA: dose hebdomadaire acceptable, pour les oligo-éléments qui présentent une toxicité pour des doses élevées. Elle s'exprime en mg par kg de poids corporel et correspond à la dose qu'un homme peut absorber chaque semaine pendant toute sa vie sans qu'il en résulte d'effet nocif pour sa santé. Ces doses sont expérimentées sur des espèces animales dont le métabolisme de la substance se rapproche le plus de celui observé chez l'homme. La dose retenue est la dose la plus élevée pour laquelle on n'observe pas d'effet toxique chez l'animal, que l'on divise généralement par 100.

DJA: dose journalière acceptable, pour les oligo-éléments qui présentent une toxicité pour des doses élevées. Elle s'exprime en mg par kg de poids corporel et correspond à la dose qu'un homme peut absorber chaque jour pendant toute sa vie sans qu'il en résulte d'effet nocif pour sa santé. Ces doses sont expérimentées sur des espèces animales dont le métabolisme de la substance se rapproche le plus de celui observé chez l'homme. La dose retenue est la dose la plus élevée pour laquelle on n'observe pas d'effet toxique chez l'animal, que l'on divise généralement par 100 ($DJA = \frac{NOAL}{100}$).

DHT: dose hebdomadaire tolérable, pour les contaminants stricts.

DJT: dose journalière tolérable, pour les contaminants stricts.

Élément-trace: élément minéral dont la concentration est inférieure à 1 pour 1 000 dans la croûte terrestre. Il y a 68 éléments-traces, représentant 0,6 % du total de la croûte, les éléments majeurs représentant le reste. Le terme élément-trace est souvent utilisé pour micro-élément (Juste, 1993).

Fond (pédo-)géochimique: concentration d'origine « naturelle » d'un élément dans un sol. Les éléments proviennent de la roche et leur répartition dans le sol découle de la pédogenèse.

Gradient électrochimique: différence de potentiel électrique due à la présence d'ions.

Hg: symbole chimique du mercure.

Métal: élément chimique qui n'est pas un métalloïde. Les métaux sont caractérisés par des propriétés mécaniques (dureté, résistance), des propriétés de conductibilité à la chaleur et à l'électricité, et un pouvoir réflecteur. Leur structure est formée par un réseau métallique, i.e., des ions positifs dans une mer d'électrons. Les métaux sont électropositifs, i.e. ils s'ionisent de préférence en cations. Leur oxydation donne des oxydes basiques, qui hydratés sont des hydroxydes basiques: NaOH, Ca(OH)₂, Cu(OH)₂, etc. (Gallais & Rumeau, 1960). Ca, Fe, Mn, Zn, Cu, Mo, Co, Cr, Ni, Sn, Li, V, etc. sont des métaux.

Métalloïde: encore appelé non-métal: élément chimique qui n'est pas un métal. Un métalloïde est électro-négatif (s'ionise de préférence en anion), et a tendance à former des hydroxydes acides: HCl, HF, H₂SO₄, H₃PO₄, etc. (Gallais & Rumeau, 1960). B, F, I, Cl, Si, Se, As, etc. sont des métalloïdes.

Métal lourd: terme flou à éviter. En toute rigueur: métal qui forme des précipités insolubles avec les sulfures (Gomez, communication personnelle). Autres définitions: métal dont la masse volumique est supérieure à 6 g.mL⁻¹; métal dont le numéro atomique est supérieur à 20.

Micro-élément: élément minéral dont la concentration est inférieure à 0,1 pour mille par rapport à la matière sèche dans les êtres vivants (Juste, 1993). Ils s'opposent aux macro-éléments. Le terme élément-trace est souvent utilisé pour micro-élément, comme c'est le cas dans cette brochure. Nous dirons donc ici que le fer est un élément-trace pour les organismes, et un élément majeur pour la croûte terrestre, alors qu'en toute rigueur le fer est un élément majeur micro-élément.

Mo: symbole chimique du molybdène.

Mobilisation: passage de substances ou de particules de sol vers une forme mobile (ISO, 1993).

Mobilité: *mobilité chimique*: aptitude d'un élément à passer dans les compartiments du sol où il est de moins en moins énergiquement retenu, le compartiment ultime étant représenté par la phase liquide

(Juste, 1988); *mobilité spatiale*: aptitude d'un élément à se déplacer dans un profil de sol; la mobilité chimique et la mobilité spatiale sont liées.

MB: matière brute, encore appelée matière fraîche. Les concentrations sont parfois exprimées sur la base de la matière brute, par exemple en mg de nickel par g de pulpe de betterave brute, non séchée. Cette façon de faire prévaut dans le domaine alimentaire, car les données de consommation sont en matière brute.

MS: matière sèche: les concentrations sont souvent exprimées sur la base de la matière sèche, par exemple en mg de nickel par g de terre sèche. Ceci permet de comparer les concentrations, sans tenir compte du taux d'humidité des différentes matrices (terres, végétaux, etc.).

Ni: symbole chimique du nickel.

NOAEL: *no observed adverse effect level*. C'est la dose la plus élevée pour laquelle on n'observe pas d'effet toxique.

Norme: document établi par consensus et approuvé par un organisme reconnu (AFNOR, BSI, DIN, NNI, CEN, ISO, etc.), qui fournit, par des usages communs et répétés, des lignes directrices ou des caractéristiques, pour des activités ou leurs résultats, garantissant un niveau d'ordre optimal, dans un contexte donné. La norme est volontaire et marque la volonté de son utilisateur de s'aligner sur les bonnes pratiques reconnues (Mathieu, 1996). La norme (pour une démarche, un procédé, une méthode d'échantillonnage ou d'analyse, etc.) ne doit pas être confondue avec les seuils (chiffres).

Oligo-élément: micro-élément indispensable à un être vivant, qui présente des carences si sa concentration est inférieure à un seuil. Les oligo-éléments ne sont pas tout à fait les mêmes pour les plantes, les animaux et les micro-organismes. Les oligo-éléments sont toxiques au-delà d'un seuil (Juste, 1993).

Oxydation: perte d'électron.

Pb: symbole chimique du plomb.

Phloème: dans la plante, vaisseau conducteur de sève élaborée.

Phytodisponibilité: capacité de substances à être prélevées par les plantes (ISO, 1993).

Phytosidérophore: molécule excrétée par les racines de certaines graminées, formant des complexes assimilables par les racines avec les métaux du sol (Fe, Zn, Cd).

ppb: partie par billion: $\mu\text{g.kg}^{-1}$, ng.g^{-1} , $\mu\text{g.L}^{-1}$, ng.mL^{-1} .

ppm: partie par million: mg.kg^{-1} , $\mu\text{g.g}^{-1}$, mg.L^{-1} , $\mu\text{g.mL}^{-1}$.

Réduction: gain d'électron.

RfD: *reference dose* en anglais: limite de sécurité en français. C'est la dose pour laquelle il est raisonnable de penser que la probabilité d'observer un effet indésirable est la plus faible possible, en tenant compte des différences de sensibilité pouvant exister entre les individus:

$$\text{RfD} = \frac{\text{NOAL}}{\text{facteur de sécurité}}$$

avec facteur de sécurité = 10 en général (CSHPF, 1996b).

Rhizosphère: volume de sol en interaction avec la racine.

Se: symbole chimique du sélénium.

Sidérophore: molécule excrétée par certaines bactéries, formant des complexes assimilables par les racines avec les métaux du sol.

Solution du sol: eau du sol contenant des solutés (éléments majeurs et traces, matière organique soluble).

Spéciation: formes chimiques d'un élément dans un milieu (dans le sol, dans les tissus végétaux, etc.).

Stomate: cellule végétale par laquelle entrent et sortent les gaz (vapeur d'eau, dioxyde de carbone).

Symplasma: milieu intérieur de la cellule (à l'intérieur de la membrane plasmique).

Tl: symbole chimique du thallium.

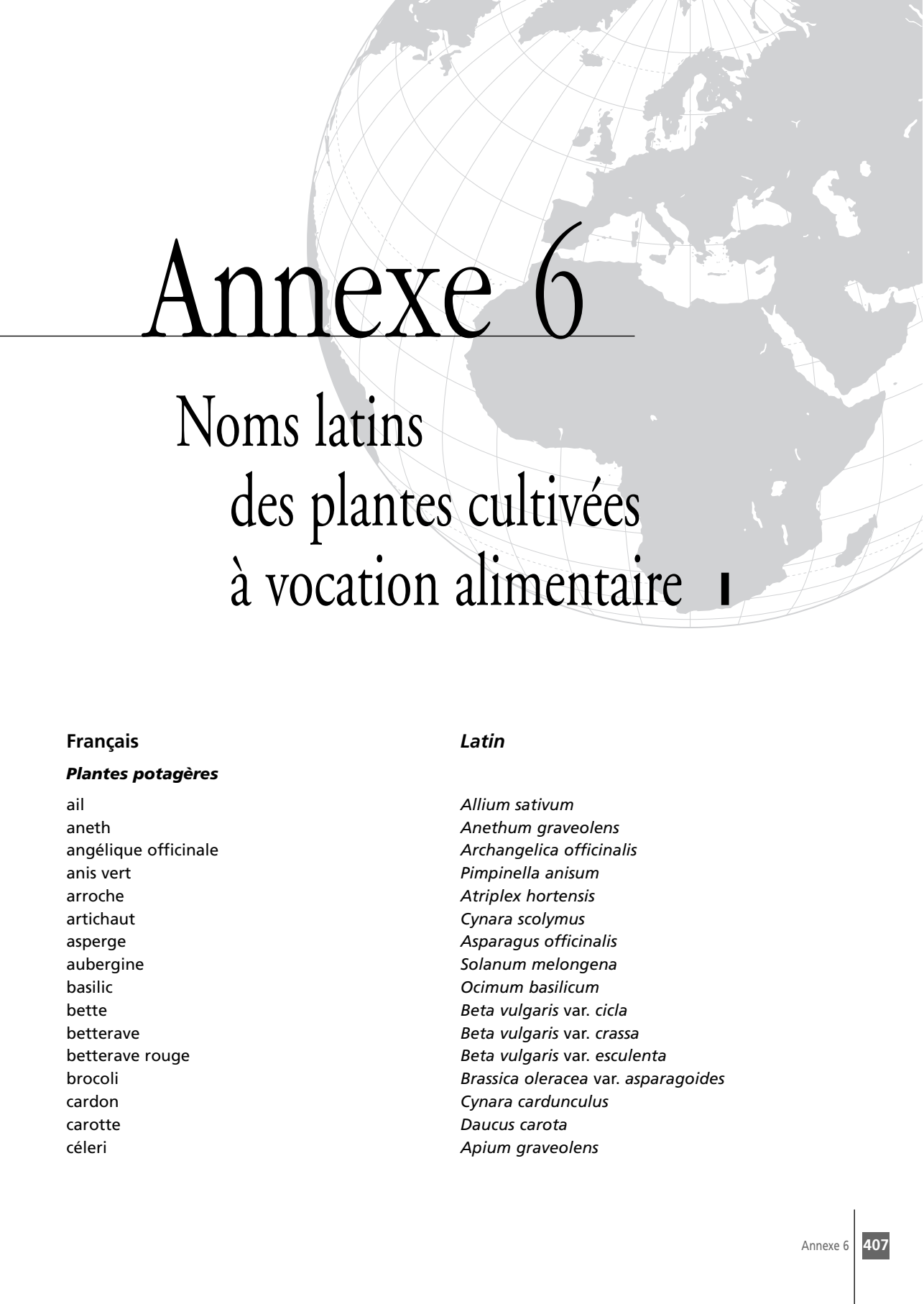
Valence: un élément est à l'état de valence I (monovalent) s'il a perdu un électron, à l'état II (divalent) s'il en a perdu deux, etc.

Valeur guide: valeur recommandée par une autorité sans obligation légale (ISO, 1993). Seuil non réglementaire. Par exemple les seuils en Pb, Hg et Cd dans les aliments émanant du CSHPF sont des valeurs guide.

Valeur légale contraignante: valeur contraignante produite par la législation (ISO, 1993). Seuil réglementaire.

Xylème: dans la plante, vaisseau conducteur de sève brute.

Zn: symbole chimique du zinc.



Annexe 6

Noms latins des plantes cultivées à vocation alimentaire I

Français

Plantes potagères

ail
aneth
angélique officinale
anis vert
arroche
artichaut
asperge
aubergine
basilic
bette
betterave
betterave rouge
brocoli
cardon
carotte
céleri

Latin

Allium sativum
Anethum graveolens
Archangelica officinalis
Pimpinella anisum
Atriplex hortensis
Cynara scolymus
Asparagus officinalis
Solanum melongena
Ocimum basilicum
Beta vulgaris var. *cicla*
Beta vulgaris var. *crassa*
Beta vulgaris var. *esculenta*
Brassica oleracea var. *asparagoides*
Cynara cardunculus
Daucus carota
Apium graveolens

céleri-rave
 cerfeuil
 champignon de Paris
 chicorée endive
 chicorée frisée
 chicorée scarole
 chou
 chou de Bruxelles
 chou de Milan
 chou frisé
 chou pommé
 chou-fleur
 chou-rave
 ciboule
 ciboulette
 citrouille
 concombre
 coriandre
 cornichon
 courgette
 cresson alénois
 cresson de fontaine
 cresson de jardin
 échalote
 épinard
 estragon
 fenouil
 fève
 fraisier
 framboisier
 gros piment
 haricot
 laitue
 laitue à couper
 laitue glaciale
 laitue pommée
 laitue romaine
 lentille
 mâche
 melon
 navet
 oignon
 oseille
 pastèque
 persil
 petit piment
 petit pois
 pissenlit

Apium graveolens var. *rapacea*
Anthriscus cerefolium
Agaricus campester
Cichorium intybus var. *foliosum*
Cichorium endivia *crispa*
Cichorium endivia *latifolia*
Brassica oleracea
Brassica oleracea var. *gemmifera*
Brassica oleracea var. *sabauda*
Brassica oleracea var. *acephala*
Brassica oleracea var. *capitata*
Brassica oleracea var. *botrytis*
Brassica oleracea var. *gongylodes*
Allium fistulosum
Allium schoenoprasum
Cucurbita annua
Cucumis sativa
Coriandrum sativum
Cucumis sativa
Cucurbita pepo
Lepidium sativum
Masturtium officinale
Barbarea praecox
Allium ascalonicum
Spinacia oleracea
Artemisia dracunculus
Foeniculum dulce
Vicia faba
Fragaria
Rubus idaeus
Capsicum annuum
Phaseolus vulgaris
Lactuca sativa
Lactuca sativa var. *crispa*
Lactuca sativa var. *capitata* *nidus jaggeri*
Lactuca sativa var. *capitata*
Lactuca sativa var. *longifolia*
Lens esculenta
Valerianella olitoria
Cucumis melo
Brassica napus
Allium cepa
Rumex acetosa
Citrullus vulgaris
Petroselinum sativum
Capsicum frutescens
Pisum sativum ssp. *hortense*
Taraxacum dens leonis

poireau
 pois
 pois chiche
 pomme de terre
 potiron
 radis
 raifort champêtre
 rhubarbe
 romarin
 salsifis
 sarriette commune
 sarriette vivace
 scorsonère
 soja
 thym
 tomate
 topinambour

Allium porrum
Pisum sativum
Cicer arietinum
Solanum tuberosum
Cucurbita maxima
Raphanus sativus
Raphanus sativus campestris
Rheum rhapoticum
Rosmarinus officinalis
Taragopogon porrifolius
Satureia hortensis
Satureia montana
Scorzonera hispanica
Glycine soja
Thymus vulgaris
Lycopersicon esculentum
Helianthus tuberosus

Fourrage et pâturage

avoine des prés
 avoine jaunâtre
 avoine pubescente
 bête fourragère
 brize
 brome des prés
 canche
 crénelle
 dactyle
 fétuque des prés
 fétuque ovine
 fétuque rouge
 fléole
 flouve odorante
 fromental (avoine élevée)
 houlque
 houlque laineuse
 luzule
 pâturin des prés
 pâturin vulgaire
 pois fourrager
 ray-grass
 traînasse
 trèfle commun
 trèfle rampant
 vulpin

Helictotrichon pratense
Trisetum flavescens
Helictotrichon pubescens
Beta vulgaris var. *cicla*
Briza media
Zerna erecta
Deschampsia caespitosa
Cynosurus cristatus
Dactylis glomerata
Festuca pratensis
Festuca ovina
Festuca rubra
Phleum pratense
Anthoxanthum odoratum
Arrhenatherum elatius
Holcus mollis
Holcus lanatus
Luzula campestris
Poa pratensis
Poa trivialis
Pisum sativum ssp. *arvense*
Lolium perenne
Agrostis stolonifera
Trifolium pratense
Trifolium repens
Alopecurus pratensis

Arbres fruitiers

abricotier
amandier
cassissier
cerisier
châtaignier
cognassier
figuier
groseillier à grappes
groseillier à maquereau
kiwi
néflier
noisetier
noyer
pêcher
poirier
pommier
prunier
vigne

Armeniaca vulgaris
Prunus amygdalus
Ribes rubrum nigrum
Cerasus avium
Castanea sativa
Cydonia vulgaris
Ficus carica
Ribes rubrum
Ribes rubrum uva crispi
Actinidia chinensis
Mespilus germanica
Corylus avellana
Juglans regia
Persica vulgaris
Pyrus communis
Malus communis
Prunus domestica
Vitis vinifera

Grandes cultures

avoine
betterave sucrière
colza
froment
lin
luzerne
maïs
moutarde des champs
moutarde noire
orge
seigle

Avena sativa
Beta vulgaris var. *altissima*
Brassica napus L. var. *arvensis*
Triticum sativum
Linum usitatissimum
Medicago sativa
Zea mays
Sinapis arvensis
Brassica nigra
Hordeum distichon
Secale cereale

Latin

Actinidia chinensis
Agaricus campester
Agrostis stolonifera
Allium ascalonicum
Allium cepa
Allium fistulosum
Allium porrum
Allium sativum
Allium schoenoprasum
Alopecurus pratensis
Anethum graveolens

Français

kiwi
champignon de Paris
trainasse
échalote
oignon
ciboule
poireau
ail
ciboulette
vulpin
aneth

<i>Anthoxanthum odoratum</i>	flouve odorante
<i>Anthriscus cerefolium</i>	cerfeuil
<i>Apium graveolens</i>	céleri
<i>Apium graveolens</i> var. <i>rapacea</i>	céleri-rave
<i>Archangelica officinalis</i>	angélique officinale
<i>Armeniaca vulgaris</i>	abricotier
<i>Arrhenatherum elatius</i>	fromental (avoine élevée)
<i>Artemisia dracunculus</i>	estragon
<i>Asparagus officinalis</i>	asperge
<i>Atriplex hortensis</i>	arroche
<i>Avena sativa</i>	avoine
<i>Barbarea praecox</i>	cresson de jardin
<i>Beta vulgaris</i> var. <i>altissima</i>	betterave sucrière
<i>Beta vulgaris</i> var. <i>cicla</i>	bette (fourragère ou légume)
<i>Beta vulgaris</i> var. <i>crassa</i>	betterave
<i>Beta vulgaris</i> var. <i>esculenta</i>	betterave rouge
<i>Brassica napus</i>	navet
<i>Brassica napus</i> L. var. <i>arvensis</i>	colza
<i>Brassica nigra</i>	moutarde noire
<i>Brassica oleracea</i>	chou
<i>Brassica oleracea</i> var. <i>acephala</i>	chou frisé
<i>Brassica oleracea</i> var. <i>asparagoides</i>	brocoli
<i>Brassica oleracea</i> var. <i>botrytis</i>	chou-fleur
<i>Brassica oleracea</i> var. <i>capitata</i>	chou pommé
<i>Brassica oleracea</i> var. <i>gemmifera</i>	chou de Bruxelles
<i>Brassica oleracea</i> var. <i>gongylodes</i>	chou-rave
<i>Brassica oleracea</i> var. <i>sabauda</i>	chou de Milan
<i>Briza media</i>	brize
<i>Capsicum annuum</i>	gros piment
<i>Capsicum frutescens</i>	petit piment
<i>Castanea sativa</i>	châtaignier
<i>Cerasus avium</i>	cerisier
<i>Cicer arietinum</i>	pois chiche
<i>Cichorium endivia crispa</i>	chicorée frisée
<i>Cichorium endivia latifolia</i>	chicorée scarole
<i>Cichorium intybus</i> var. <i>foliosum</i>	chicorée endive
<i>Citrullus vulgaris</i>	pastèque
<i>Coriandrum sativum</i>	coriandre
<i>Corylus avellana</i>	noisetier
<i>Cucumis melo</i>	melon
<i>Cucumis sativa</i>	concombre ou cornichon
<i>Cucurbita annum</i>	citrouille
<i>Cucurbita maxima</i>	potiron
<i>Cucurbita pepo</i>	courgette
<i>Cydonia vulgaris</i>	cognassier
<i>Cynara cardunculus</i>	cardon
<i>Cynara scolymus</i>	artichaut
<i>Cynosurus cristatus</i>	crételle

<i>Dactylis glomerata</i>	dactyle
<i>Daucus carota</i>	carotte
<i>Deschampsia caespitosa</i>	canche
<i>Festuca ovina</i>	fétuque ovine
<i>Festuca pratensis</i>	fétuque des prés
<i>Festuca rubra</i>	fétuque rouge
<i>Ficus carica</i>	figuier
<i>Foeniculum dulce</i>	fenouil
<i>Fragaria</i>	fraisier
<i>Glycine soja</i>	soja
<i>Helianthus tuberosus</i>	topinambour
<i>Helictotrichon pratense</i>	avoine des prés
<i>Helictotrichon pubescens</i>	avoine pubescente
<i>Holcus lanatus</i>	houlque laineuse
<i>Holcus mollis</i>	houlque
<i>Hordeum distichon</i>	orge
<i>Juglans regia</i>	noyer
<i>Lactuca sativa</i>	laitue
<i>Lactuca sativa</i> var. <i>capitata</i>	laitue pommée
<i>Lactuca sativa</i> var. <i>capitata nidos jaggeri</i>	laitue glaciale
<i>Lactuca sativa</i> var. <i>crispa</i>	laitue à couper
<i>Lactuca sativa</i> var. <i>longifolia</i>	laitue romaine
<i>Lens esculenta</i>	lentille
<i>Lepidium sativum</i>	cresson alénois
<i>Linum usitatissimum</i>	lin
<i>Lolium perenne</i>	ray-grass
<i>Luzula campestris</i>	luzule
<i>Lycopersicon esculentum</i>	tomate
<i>Malus communis</i>	pommier
<i>Masturtium officinale</i>	cresson de fontaine
<i>Medicago sativa</i>	luzerne
<i>Mespilus germanica</i>	néflier
<i>Ocimum basilicum</i>	basilic
<i>Persica vulgaris</i>	pêcher
<i>Petroselinum sativum</i>	persil
<i>Phaseolus vulgaris</i>	haricot
<i>Phleum pratense</i>	fléole
<i>Pimpinella anisum</i>	anis vert
<i>Pisum sativum</i>	pois
<i>Pisum sativum</i> ssp. <i>arvense</i>	pois fourrager
<i>Pisum sativum</i> ssp. <i>hortense</i>	petit pois
<i>Poa pratensis</i>	pâturin des prés
<i>Poa trivialis</i>	pâturin vulgaire
<i>Prunus amygdalus</i>	amandier
<i>Prunus domestica</i>	prunier
<i>Pyrus communis</i>	poirier
<i>Raphanus sativus</i>	radis
<i>Raphanus sativus campestris</i>	raifort champêtre

<i>Rheum rhapouticum</i>	rhubarbe
<i>Ribes rubrum</i>	groseillier à grappes
<i>Ribes rubrum nigrum</i>	cassissier
<i>Ribes rubrum uva crispi</i>	groseillier à maquereau
<i>Rosmarinus officinalis</i>	romarin
<i>Rubus idaeus</i>	framboisier
<i>Rumex acetosa</i>	oseille
<i>Satureia hortensis</i>	sarriette commune
<i>Satureia montana</i>	sarriette vivace
<i>Scorzonera hispanica</i>	scorsonère
<i>Secale cereale</i>	seigle
<i>Sinapis arvensis</i>	moutarde des champs
<i>Solanum melongena</i>	aubergine
<i>Solanum tuberosum</i>	pomme de terre
<i>Spinacia oleracea</i>	épinard
<i>Taragopogon porrifolius</i>	salsifis
<i>Taraxacum dens leonis</i>	pissenlit
<i>Thymus vulgaris</i>	thym
<i>Trifolium pratense</i>	trèfle commun
<i>Trifolium repens</i>	trèfle rampant
<i>Trisetum flavescens</i>	avoine jaunâtre
<i>Triticum sativum</i>	froment
<i>Valerianella olitoria</i>	mâche
<i>Vicia faba</i>	fève
<i>Vitis vinifera</i>	vigne
<i>Zea mays</i>	maïs
<i>Zerna erecta</i>	brome des prés