

Les éléments traces métalliques et la qualité des sols

Impact à moyen et à long terme

P. Chassin ⁽¹⁾, D. Baize ⁽²⁾, Ph. Cambier ⁽³⁾, T. Sterckeman ⁽⁴⁾

(1) Unité d'Agronomie - INRA Aquitaine - BP 81 - 33883 Villenave d'Ornon Cedex

(2) INRA Orléans - Unité Science du Sol, SESCPF - 45160 Ardon

(3) INRA - Unité Science du Sol - 78026 Versailles Cedex

(4) INRA - Station d'Analyses des Sols, 273, Rue de Cambrai - 62000 Arras

RÉSUMÉ

Dans une première partie, les auteurs précisent l'origine des métaux traces les plus couramment cités (fonds géochimiques locaux, dépôts atmosphériques, fertilisation et apports de lisiers) et l'importance de la contamination des écosystèmes cultivés. Les principales voies de dissémination, les vitesses de contamination, les temps de résidence des polluants et la signification des teneurs maximales autorisées par la norme NFU 44 041 sont discutés. Dans une deuxième partie, les auteurs apportent un début de réponse à diverses questions : accumulation de micropolluants non identifiés, risques non identifiés, voies d'exposition mal renseignées, changement de spéciation sur le long terme, risques et changements globaux.

Mots clés

Métaux traces, fond géochimique, contamination, normes, spéciation, risques.

SUMMARY

METAL TRACE ELEMENTS AND SOIL QUALITY : Medium and long term impacts

The first part of this paper is devoted to the origin of the most frequently studied trace metals (local geochemical background contents, airborne deposition, fertilizers, manure application) and to the level of contamination in agrosystems. The major ways of dissemination, the accumulation rates, the soil resilience to pollutants, and the relevance of the maximal authorized concentrations in the French AFNOR norm are discussed.

The second part brings information in order to answer to different questions : accumulation of unidentified micro-pollutants, unknown hazards, insufficiently known ways of exposure, long-term altering speciation, global risks and changes.

Key-words

Metal traces, geochemical background contents, contamination, norms, speciation, risks.

RESUMEN

LOS ELEMENTOS TRAZA METÁLICOS Y LA CALIDAD DE LOS SUELOS : Impacto a medio y largo plazo

En la primera parte, los autores precisan el origen de los metales traza más corrientemente citados (fondos geoquímicos locales, depósitos atmosféricos, fertilización y aportes de purines) y la importancia de la contaminación de los ecosistemas cultivados. Las principales vías de diseminación, las velocidades de contaminación, los tiempos de residencia de los contaminantes y la significación de las concentraciones máximas autorizadas en la norma NFU 44 041 son discutidos. En la segunda parte, los autores aportan los primeros elementos de respuesta a varias preguntas : acumulación de microcontaminantes no identificados, riesgos no identificados, vías de exposición mal conocidas, cambios de especiación a largo plazo, riesgos y cambios globales.

Palabras claves

Metales traza, fondo geoquímico, contaminación, normas, especiación, riesgos.

Dans cet exposé introductif sur les éléments traces métalliques ou micropolluants minéraux, je ferai quelques rappels généraux avant de traiter des impacts à moyen et à long terme. Les actions de recherches développées par les équipes des départements de Science du Sol et d'Agronomie seront également situées dans ce cadre général. La bibliographie citée sera indicative. Il convient au préalable de préciser la signification de quelques termes qui reviennent dans le domaine concerné :

- Contamination et pollution : ces deux expressions sont couramment employées pour désigner l'accumulation anormale, généralement due à une activité humaine, d'éléments ou de composés minéraux, organiques ou d'agents pathogènes dans un milieu donné dont la qualité se trouve affectée. Le terme contamination sera utilisé pour désigner une augmentation des teneurs totales, suite à des apports anthropiques, sans préjuger d'une évolution négative de la qualité. En revanche, la pollution désigne l'accumulation d'un composé en quantité telle qu'il peut induire un danger pour les organismes vivants ou compromettre l'usage qui est habituellement fait du milieu récepteur.

- Micropolluants minéraux : il s'agit d'un ensemble d'éléments ou de composés dont l'accumulation est responsable d'une pollution du sol définie par rapport à :

1) la santé humaine ou animale du fait de la contamination des récoltes ou de l'ingestion de poussières qui peuvent entraîner un dépassement des doses maximales admissibles,

2) des phénomènes de phytotoxicité généralement rencontrés dans les zones les plus contaminées, par exemple sur des sols industriels et/ou connexes,

3) l'apparition d'effets négatifs sur différents êtres vivants, notamment sur la microflore et la mésofaune du sol. Ces effets peuvent être estimés à court et à moyen terme (toxicité aiguë ou chronique) ou à long terme (génotoxicité, mutagenèse, cancérogenèse),

4) des transferts vers les milieux adjacents : eaux superficielles et profondes (risques écotoxicologiques), et de l'air (ingestion de particules contaminées) dont la qualité s'en trouve affectée.

Les micropolluants minéraux métalliques et non métalliques les plus rencontrés sont le cadmium, le chrome, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb, le sélénium, le zinc, l'arsenic, le molybdène, le cobalt, le bore et le thallium (Mériam, 1991). Certains micropolluants sont des oligo-éléments rencontrés dans le règne végétal (B, Co, Cu, Mo, Ni et Zn) et animal (As, Cu, Co, F, Mo, Ni, Se, Zn). Ces éléments sont également désignés sous le terme « d'éléments potentiellement toxiques » lorsqu'ils sont définis dans l'absolu, c'est à dire sans référence explicite de la cible pour laquelle ils présentent une toxicité. Pour l'Homme, c'est souvent le cadmium qui présente le plus de risques car les doses ingérées sont souvent proches des

doses maximales journalières admissibles (Page et al, 1985 ; Ryan et al, 1982 ; Mench et al., 1996 ; Yost, 1984).

- Concentrations critiques déduites de la toxicologie :

1) Ces grandeurs sont couramment utilisées dans les bioessais pour estimer les risques liés à la contamination des écosystèmes (Jauzein et al, 1995). Il s'agit de :

2) NOEC (No observed effect concentration) : c'est la concentration maximale pour laquelle aucun effet significatif n'a été observé,

3) LOEC (Lower observed effect concentration) : c'est la concentration minimale pour laquelle un effet significatif a été observé,

4) MATC (Maximum admissible threshold concentration) : c'est une estimation conventionnelle de la concentration maximum admissible obtenue en prenant la moyenne géométrique des deux concentrations précédentes.

POSITION GÉNÉRALE DU PROBLÈME

Y a-t-il une contamination des sols cultivés suite à l'activité humaine ?

Pour répondre à cette question, on s'appuiera sur l'étude réalisée par D. Baize (1996a) sur les teneurs en 7 éléments traces (Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb et Zn) des sols agricoles en zone rurale et des sols forestiers. Pour tous ces éléments, les gammes de teneurs sont extrêmement larges et peuvent varier dans des proportions importantes au sein d'un même solum. Dans cette approche connue sous le nom d'ASPITET (Apport d'une Stratification Pédologique pour l'Interprétation des Teneurs en Éléments Traces), l'auteur propose trois méthodes pour interpréter la teneur en un élément trace d'un sol et diagnostiquer une éventuelle anomalie. Cet auteur met ainsi en évidence une contamination en zone rurale qui reste faible dans l'ensemble. Pour le cadmium, sur 153 horizons provenant de 45 solums sous forêt, environ 50 % des échantillons ont des teneurs en Cd inférieures ou égales à 0,10 mg. kg⁻¹ de sol (Baize, 1996b). Sur 460 horizons de sols agricoles provenant de 44 départements, la médiane se situe à 0,22 mg. kg⁻¹. Ces différences indiquent certainement une contamination diffuse liées aux pratiques agricoles. Cette observation est confirmée par les résultats rapportés par P. Six (1992a,b ; 1993) sur 1000 horizons labourés provenant du département du Nord et n'ayant pas reçu de boues. Sur cette population, la valeur médiane est de 0,37 mg. kg⁻¹, 60 % des échantillons se situant entre 0,12 et 0,58 mg. kg⁻¹.

Origine des micropolluants dans les sols.

En un lieu et à un moment donné, la teneur en micropol-

luants d'un sol traduit l'origine de ses matériaux (fond géochimique) et, en première approximation, la contamination qui résulte principalement de l'activité humaine.

Les fonds géochimiques locaux

Il est théoriquement impossible de mesurer cette valeur dans les horizons supérieurs car tous les sols ont fait l'objet d'une contamination, soit par les retombées atmosphériques, soit par les pratiques agricoles. On peut toutefois admettre que les teneurs observées dans les horizons profonds des sols agricoles (> 30 cm) et minéraux des sols forestiers se rapprochent du fond géochimique. Ces derniers sont à priori exempts d'apports de micropolluants liés aux pratiques agricoles (épandages d'engrais, de pesticides, de lisiers...) et partiellement protégés des retombées atmosphériques qui s'accumulent dans l'horizon organique superficiel. Des mesures réalisées en Allemagne et en Suède montrent en effet que 40 à 75 % des retombées atmosphériques sont interceptées par la canopée et se retrouvent, par conséquent, dans les litières (Van Hook et al, 1977 ; Heinrichs et Mayer, 1980 ; Bergkvist (1987) ; Petty et Lindberg, 1990).

Les dépôts atmosphériques

Ils concernent surtout le zinc et le plomb. Pour ces derniers, les émissions atmosphériques annuelles représentent environ 45 000 et 85 000 tonnes en Europe (Juste et al, 1995). Au niveau des sols, les entrées annuelles sont très variables d'un site à l'autre, notamment en fonction de la proximité d'activités industrielles métallurgiques. Pour le cadmium, les flux estimés varient entre 2 et 20 g par hectare et par an. En milieu aquitain où la contamination est considérée comme faible, les flux mesurés sont de l'ordre de 2 à 3 g. ha⁻¹.an⁻¹ (Grousset, 1994 ; Juste et al, 1982 ; Plénet et Tauzin, 1995). De façon générale, les dépôts atmosphériques seraient en diminution avec la généralisation du traitement des fumées industrielles (Berthelsen et al, 1995).

La fertilisation phosphatée

Les apports concernent surtout le cadmium et dépendent de l'origine géographique des phosphates naturels. Les quantités apportées annuellement sont comprises entre 3 et 7 g. ha⁻¹ (Bergback et al, 1994 ; van der Voet et al, 1994 ; Juste et Tauzin, 1986 ; APAO, 1989a,b, 1992 ; Davis, 1984). Les apports de cadmium par cette voie sont également en régression sensible en raison de la chute brutale de la consommation des engrais phosphatés.

Les apports de lisiers et de boues

Les micropolluants apportés en grande quantité sont le zinc et le cuivre. Les flux annuels rapportés à la surface agricole totale sont très faibles et n'ont pas de signification. En revanche, il n'en est pas de même pour les flux calculés au niveau des parcelles sur lesquelles les épandages sont réalisés. Au niveau de l'Europe, les apports annuels totaux de cuivre et de zinc par les

lisiers sont estimés 30 à 50 fois supérieurs à ceux résultants de l'épandage de boues résiduaires, respectivement 100 000 contre 2 400 t pour le zinc et 30 000 contre 900 t pour le cuivre (Smith, 1996 ; Hall et Dalimier, 1994 ; Davis et Dalimier, 1994). En revanche, les boues apportent davantage de cadmium, de l'ordre de 10 g. ha⁻¹.an⁻¹, avec un apport annuel de 3 tonnes de matières sèches par hectare de boues de teneur moyenne actuelle en cadmium. Il est rappelé que la réglementation en France autorise un apport maximum de 60 g. ha⁻¹.an⁻¹ de cadmium ; ce qui représente donc dans ce cas la première cause de contamination des agrosystèmes

Voies de dissémination des micropolluants minéraux

Devant l'importance des risques de contamination de la chaîne alimentaire humaine via les produits végétaux, la voie la plus étudiée est certainement celle des transferts entre le sol et la plante (biodisponibilité) et entre les différents organes des plantes cultivées. Deux remarques doivent être faites :

- Les quantités exportées par les récoltes sont faibles. Sur des expérimentations de longue durée consacrées au devenir des micropolluants apportés par les boues résiduaires, les quantités exportées par les récoltes, cumulées sur des périodes de 15 à 20 ans, représentent toujours moins de 1 % des quantités apportées (Juste et al, 1995 ; McGrath, 1987 ; Gomez et al, 1992). La phytoextraction ne peut donc se concevoir qu'à l'aide de plantes ayant des productions de biomasse suffisantes et le caractère accumulateur de certaines espèces métallophytes ;

- pour les céréales, les concentrations en micropolluants métalliques dans les racines sont supérieures à celles des parties aériennes, lesquelles sont supérieures à celles des grains. Pour le maïs issu d'une parcelle enrichie par des boues, les valeurs trouvées dans les trois organes sont données au tableau 1 (Jarusch-Wehrheim et al, 1996 ; Mench et al, 1992).

Il faut remarquer que la contamination des parties

Tableau 1 - Teneurs en éléments traces (mg. kg⁻¹ de MS) des différents organes du maïs récoltés sur un sol contaminé suite à des épandages de boues

Table 1 - Trace elements concentrations (mg. kg⁻¹ DM) in different parts of maize cropped on a soil contaminated by savage sludge spreadings

	Cadmium	Nickel	Zinc
Racines	130	400	65
Parties aériennes	18	5	68
Grains	0,75	3	28

aériennes des céréales peut conduire à un enrichissement en micropolluants métalliques des fumiers obtenus à partir de ces dernières.

Les travaux consacrés à l'étude des autres voies de dissémination, notamment les transferts vers les eaux superficielles par érosion et vers les eaux profondes par lixiviation, sont moins développés. Des études réalisées sur des dispositifs ayant reçu des boues, montrent des défauts de bilan pouvant atteindre 50 à 60 % (Gomez et al, 1992 ; McGrath, 1987). Ces défauts résulteraient de transports particuliers superficiels dus aux façons culturales et liés à la taille des parcelles, ainsi qu'à des phénomènes d'érosion. Cette dernière voie de dissémination est certainement de loin la plus importante. Elle ne constitue en aucun cas, une voie de décontamination de l'environnement. Elle ne fait que transférer la contamination des milieux terrestres aux milieux aquatiques. Elle pose, en particulier, le problème de la gestion des boues de curage des fossés. Dans le même ordre d'idées, on comprend pourquoi la revégétalisation des sites industriels nus constitue une priorité pour éviter la contamination des écosystèmes connexes et limiter l'exposition des populations par inhalation de particules de sols pollués.

En revanche, les quantités lixiviées sont considérées comme faibles pour la plupart des sols, sauf cas particuliers. Dans une étude réalisée sur cases lysimétriques de 1 m de profondeur reconstituant les sols sableux forestiers et portant une monoculture de maïs, Plénet et Tuzin (1995) ont montré que les quantités moyennes lixiviées sont de 417 g. ha⁻¹.an⁻¹ pour le zinc, 393 g. ha⁻¹.an⁻¹ pour le manganèse, 92 g. ha⁻¹.an⁻¹ pour le cuivre, 91 g. ha⁻¹.an⁻¹ pour le plomb, 17 g. ha⁻¹.an⁻¹ pour le chrome, 48 g. ha⁻¹.an⁻¹ pour le nickel et 3,6 g. ha⁻¹.an⁻¹ pour le cadmium. Dans ce cas de sols drainants et légèrement acides, les quantités lixiviées sont pratiquement égales aux quantités apportées par les eaux de pluies et d'irrigation, sauf pour le zinc où on note une légère accumulation.

Vitesses de contamination et de disparition des micropolluants dans les agrosystèmes

Vouloir donner une réponse unique à cette question n'a pas beaucoup de sens car, pour chaque situation, les bilans entrées - sorties peuvent varier dans de très fortes proportions : historique de la parcelle, pratiques agricoles, proximité de sites industriels, quantités exportées,... Comme il est également difficile de différencier le fond géochimique de la contamination réelle des systèmes, les temps ne sont donnés ici qu'à titre indicatif et résultent de simulations.

Compte tenu des flux associés aux voies de contamination et de dissémination, les cinétiques caractéristiques de ces phénomènes sont très différentes. Ainsi, Witter (1996) montre que la moyenne des teneurs maximales (t_{max}) des sols autorisées

en Europe pour l'épandage des boues seront atteintes au bout de 20 - 25 ans (zinc et cuivre) ou d'une cinquantaine d'années (cadmium, nickel et plomb). Dans cette estimation, les quantités de micropolluants apportées sont égales aux maximums tolérés par les réglementations. En revanche, le temps nécessaire pour passer de t_{max} à t_{max}/2 serait de l'ordre de 2 500 ans pour le zinc pour atteindre 375 000 ans pour le plomb ! Ces valeurs établies pour les sols suédois, ont été obtenues en supposant que les pertes ne sont dues qu'aux exportations des récoltes et à la lixiviation.

Ces valeurs représentent des valeurs extrêmes car les hypothèses retenues maximalisent les conséquences des pratiques agricoles. Elles sont néanmoins très significatives des cinétiques des phénomènes étudiés, c'est-à-dire que la contamination des agrosystèmes s'analyse à une échelle de temps de quelques générations humaines alors que la décroissance des teneurs par exportation des récoltes et lixiviation s'analysent à l'échelle des temps pédologiques. C'est bien entendu devant de telles observations que des politiques basées sur le principe de précaution et tendant vers le « zéro input » sont mises en place, et ceci d'autant plus nettement que les milieux sont pour la plupart déjà contaminés. Dans le même esprit, l'approche dite des « charges critiques » qui vise à l'obtention d'un état stationnaire où les flux d'entrées - sorties s'annulent, semble la plus satisfaisante pour garantir la durabilité des systèmes (de Vries, 1991 ; de Vries et al, 1993 ; de Vries et Bakker, 1996). Ces démarches semblent actuellement peu réalistes car elles interdisent tout apport. Elles ont toutefois le mérite d'obliger à identifier et supprimer les sources ponctuelles de contamination des sols et de concevoir des technologies innovantes respectueuses de l'environnement.

Signification des teneurs limites autorisées par la norme NFU 44 041

Si la norme est d'une utilité sociale incontestable pour déclencher des actions d'alerte et de contrôle dans la gestion des boues résiduelles, elle s'appuie sur des valeurs limites dont la signification scientifique est contestable d'au moins deux points de vue.

La définition d'une teneur universelle indépendante des caractéristiques pédo-climatiques n'offre aucune garantie sur la biodisponibilité des micropolluants dans le sol. C'est ainsi que l'étude intégrée conduite par les équipes INRA d'Orléans, d'Arras et de Bordeaux (Mench et al, 1996) sur des sols de l'Yonne montrent que les coefficients de transfert du cadmium des sols vers les grains varient de 0,01 (terres noires) à 1 (terres d'Aubues) alors que les premières présentent des teneurs totales 4 à 10 fois plus élevées que les secondes. La compréhension de la biodisponibilité des éléments du fond géochimique (faible disponibilité), ou provenant d'une contamination en fonction de la composition du sol, reste un problème d'actualité. Ces thèmes de recherches sont pris en charge à

l'INRA par les unités de Bordeaux, Rennes et Versailles. La recherche de méthodes analytiques permettant d'estimer la fraction biodisponible est réalisée au laboratoire d'analyses des sols d'Arras.

La définition d'une teneur totale maximale admissible sera fonction des risques pris en compte. Si on privilégie les risques pour la santé humaine, on cherchera à définir un niveau de contamination des systèmes à ne pas dépasser afin que les quantités ingérées restent inférieures aux doses maximales journalières admissibles. C'est la démarche dite du « panier de la ménagère » où sont évaluées les quantités ingérées en fonction des habitudes alimentaires des populations. C'est également cette démarche de protection des populations qui conduit à fixer des teneurs limites maximales dans les aliments de base composant la ration alimentaire. On peut admettre que les teneurs limites fixées dans des sols n'entraînent pas de problèmes de santé publique. Une attention toute particulière doit être apportée au cadmium car les doses ingérées se rapprochent le plus de la dose maximale recommandée par l'OMS, 60 à 70 µg. jour⁻¹ pour un adulte. Cette analyse est mise en défaut dès lors que cette valeur est fixée vers 20 µg. jour⁻¹ : dose inférieure aux quantités ingérées en milieu non contaminé (Witter, 1996). En revanche, il n'en va pas de même si on intègre dans les analyses de risques les organismes potentiellement les plus exposés : plantes cultivées, micro et mésofaune du sol, animaux prédateurs. Par exemple, les valeurs seuils pour lesquelles des effets négatifs sont observés sur certaines populations microbiennes (McGrath et al, 1995) sont inférieures aux valeurs limites de la norme NFU 44 041. L'étude des effets des micropolluants sur l'activité biologique des sols est développée à l'INRA par l'unité de microbiologie des sols de Dijon dans le cadre de l'action incitative programmée « ECOSOL ».

Comprendre et analyser les mécanismes de tolérance et/ou de résistance des êtres vivants face aux phénomènes de toxi-

cité induits par les micropolluants métalliques en fonction de leur concentration et de leur origine constitue un thème de recherche nouveau. C'est dans cette voie que l'équipe de Bordeaux s'est engagée en utilisant comme plantes cibles des plantes cultivées (maïs, haricot...). Il est alors possible de définir avec précision les concentrations en deçà et au delà desquelles apparaissent des phénomènes de toxicité (définition des NOEC et LOEC) et où la plante met en œuvre des processus d'adaptation et de tolérance. Ces processus qui peuvent apparaître bien avant la manifestation de phytotoxicité, sont mis en évidence par l'utilisation de biomarqueurs métaboliques spécifiques (Mocquot et al, 1996 ; Vangronsveld, 1995 ; Mench et al, 1994, 1995, 1996 ; Clijsters et al, 1996).

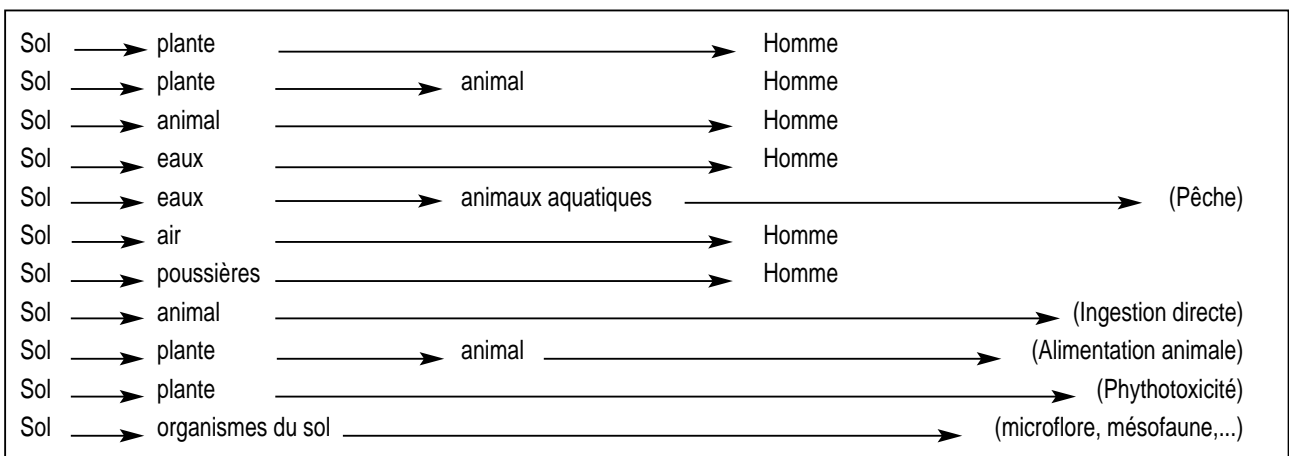
IMPACT A MOYEN ET A LONG TERME

Jusque dans un passé récent, la plupart des études sur la dynamique des micropolluants minéraux dans les sols avait pour objet les transferts sol - plantes, et pour finalité, les risques de contamination de la chaîne alimentaire suite à l'épandage des boues résiduaires. C'est d'ailleurs une des raisons pour lesquelles on assimile souvent contamination des sols par les éléments en traces et épandage de boues.

En revanche, évaluer les principaux impacts de l'accumulation des micropolluants minéraux dans les sols à moyen et long terme ne peut se faire que si on prend en compte les différentes voies de dispersion en y associant les individus et/ou les populations potentiellement les plus exposés. Dans le cas des sols contaminés par les micropolluants minéraux et en s'appuyant sur la codification retenue par l'agence américaine de l'environnement (US EPA), on peut retenir les voies suivantes :

Dans une démarche de hiérarchisation et d'estimation des

Les voies de contamination



risques à moyen et à long terme, plusieurs questions doivent alimenter notre réflexion :

- Y-a-t'il accumulation de micropolluants minéraux dont on n'a pas actuellement identifié les effets néfastes potentiels ? D'une façon générale, la définition d'un risque suppose la présence d'un élément toxique, une cible potentielle et des doses d'exposition. Il serait difficile aujourd'hui de croire en l'existence d'un élément utilisé en quantités non négligeables et présentant une toxicité non identifiée, donc à l'existence d'un risque potentiel. Ceci ne doit toutefois pas empêcher des études globales sur le cycle biogéochimique des éléments pour lesquels on dispose de peu d'information bien qu'ils soient potentiellement toxiques, thallium, argent, arsenic...

- Y-a-t'il des risques qui ne sont pas pris en compte sur une échelle à court terme et qui peuvent devenir préoccupant sur le long terme ? Il est clair que l'identification des effets néfastes sur les organismes résultant d'une exposition chronique sur une longue période est loin d'être achevée. A moyen terme, dans les cas de forte contamination, les risques écotoxicologiques sont manifestes. Ceci signifie que les éventuels problèmes n'appartiennent pas au futur mais sont d'actualité car la contamination de certains systèmes est réelle et persistante.

- Y-a-t'il des voies de dissémination, donc d'exposition, mal renseignées ? Dans les analyses d'impacts à court terme, on néglige souvent les flux érosifs et de lixiviation bien qu'il y ait des évidences de tels transferts sur des sites fortement contaminés. Au même titre, la quantification des flux par voie atmosphérique est insuffisamment documentée, même si on sait que ces transferts sont parfois importants (Pb, Hg, Se en milieu réducteur, pollution à partir de sites industriels,...). Dans ce cas précis, ceci découle à la fois de difficultés méthodologiques et des moyens qui y sont consacrés.

- Y-a-t'il des risques de changement de spéciation, donc de mobilité, sur le long terme ? Cette question connue sous le nom de « bombe à retardement » est beaucoup discutée pour prévoir les conséquences à long terme des épandages de boues résiduelles. En particulier, il s'agit de savoir si la minéralisation de la matière organique des boues conduira à une modification de la spéciation et se traduira par une augmentation de la mobilité des micropolluants. Sur les essais longue durée de Market Garden (Woburn, G.B.), il a été montré que la spéciation de plusieurs éléments traces n'était modifiée que sur une période de quelques années après un apport important de boues malgré une chute importante de la teneur en matière organique (Smith, 1996). Ceci amène donc à conclure qu'une augmentation de la mobilité suite à un changement de spéciation est assez peu probable. Cette conclusion est à tempérer dans le cas d'abandon de sols contaminés où l'acidification du pH des milieux et la modification des régimes hydriques peuvent entraîner une augmentation de la mobilité.

- Y-a-t'il des risques liés aux changements climatiques glo-

baux ? Pour pouvoir répondre d'une façon relativement complète, il est nécessaire de connaître quelles seront les conséquences réelles sur le fonctionnement du sol. S'il s'agit, par exemple, de la modification de la mobilité par changement de spéciation en relation avec le cycle de la matière organique, la réponse sera voisine de celle donnée précédemment. En revanche, prévoir les conséquences de ces changements (répartition des pluies, acidification, activité de la biomasse,...) sur les flux de lixiviation relève du domaine de la fiction. La mise en évidence et l'analyse des conséquences de changements climatiques sur les risques dus à la contamination des milieux sera scientifiquement très difficile car de nombreuses confusions d'effets sont à craindre.

- Y-a-t'il des effets de synergie entre les divers micropolluants dans le cas d'une exposition chronique ? Les résultats sont beaucoup trop fragmentaires dans ce domaine pour donner la moindre conclusion. L'identification des différents mécanismes de résistance des êtres vivants par les biomarqueurs qui leurs sont associés contribuera à apporter des réponses à ces questions.

Comme cela a été montré dans la première partie, l'activité humaine se traduit par une contamination générale des sols qui se manifeste parfois par des phénomènes de phytotoxicité dans les sites industriels et connexes. Sans admettre le caractère inéluctable de cette contamination, il est évident que des outils de diagnostic et de suivi des écosystèmes « sols » sont à concevoir en dehors de toute décision politique et technique conduisant à leur protection à long terme : examen de la distribution des éléments traces au sein des profils, recherche et mise au point de bioindicateurs et de biomarqueurs des êtres vivants les plus exposés (biomasse, plantes cultivées), contrôle de qualité des récoltes,.. Dans le même ordre d'idée, des solutions techniques restent encore à concevoir pour éviter toute dissémination diffuse vers les autres compartiments de l'environnement : végétalisation des sites contaminés (transferts particulaires superficiels), contrôle du pH et du potentiel d'oxydo-réduction (mobilité et biodisponibilité),... C'est au travers de la compréhension du fonctionnement actuel de l'écosystème sol - plante et de la maîtrise de sa gestion par rapport aux autres écosystèmes que l'on se garantit d'évolutions incontrôlées dans le moyen et long terme. Les recherches entreprises à l'INRA sur ce thème général peuvent se résumer de la façon suivante :

- physico-chimie des éléments potentiellement toxiques : Versailles, Rennes,
- compréhension des mécanismes de transfert sol - plante et sol - eau : Bordeaux, Nancy, Montpellier, Versailles,
- connaissance et interprétation des fonds pédo-géochimiques locaux : Orléans,
- connaissance des mécanismes de tolérance des plantes cultivées : Bordeaux,
- développement d'outils de diagnostic de risques (analyses

chimiques, test d'écotoxicité, biomarqueurs,...) : Arras, Bordeaux, Nancy, Versailles,

- développement de procédés de réhabilitation ou de dépollution : Bordeaux,

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- APAO, 1989a.- Étude relative au contenu en cadmium des sols agricoles du Nord-Est de la France. Contrat de recherche INRA-APAO, 37 p.
- APAO, 1989b - Étude relative au contenu en cadmium des sols et à la teneur proportionnelle des épinars cultivés sur ces sols. Contrat INRA-APAO, 24 p.
- APAO - 1992. Les phosphates et le cadmium. Le sol, la plante, l'homme, APAO, 4 p.
- Baize D., 1996a - Teneurs totales en cadmium dans les sols français. Fonds géochimiques locaux et contaminations. p 159 - 160. Actes des 5^e journées Nationales de l'Étude des Sols. Sols et transferts des polluants dans les paysages. Rennes. 285 p.
- Baize D., 1996b - Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). Références et Stratégies d'interprétation. INRA Éditions. Paris (à paraître).
- Bergback B., Anderberg S. et Lohm U., 1994 - Accumulated environmental impact : The cas of cadmium in Sweden. *The Sci. Total Environ.*, 145 : 13-28.
- Bergkvist B., 1987 - Soil solution chemistry and metal budget of spruce forest ecosystems in S. Sweden. *Water Air Soil Pollut.*, 33 : 131-154.
- Berthelsen B.O., Steinnes E., Solberg W. and Jingsen L., 1995 - Heavy metal concentrations in plants in relation to atmospheric heavy metal deposition. *J. Environ. Qual.*, 24 : 1018-1026.
- Clijsters H, Mench M., Mocquot B. and Vangronsveld J. 1996 - Biomarqueurs de stress oxydant chez les végétaux. In Utilisations de biomarqueurs en écotoxicologie. Eds Lagadic L., Amiard J. Caquet T. et Ramade F., Sciences de l'Environnement, Masson. Paris, 1996. Sous presse.
- Davis R. D., 1984 - Cadmium - a complex environmental problem. Part II. Cadmium in sludges used as fertilizer. *Experimentia*, 40 : 117-126.
- Davis R.D. and Dalimier F., 1994 -Waste management. Sewage sludges. Part 2. Quality criteria, classification and strategy development. Wrc report EC 3757. Wrc Medmenham, Marlow.
- de Vries W., Posch M., Reinds G.J. and Kämäri J.C.H., 1993 - Critical loads and their exceedance on forest soils in Europe. DLO Winand Staring Center, Wageningen, the Netherlands, rep 58, 122 p
- de Vries W. and Bakler D.J., 1996 - Manual for calculating critical loads of heavy metals for soils and surface waters. DLO Winand Staring Centre (Wageningen), TNO Institute of Environmental Sciences (Deft), ISSN 0927-4537, 133 p.
- de Vries W., 1991 - Methodologies for the assesment and mapping of critical loads and the impact of abatement strategies on forest soils. DLO Winand Staring Center, Wageningen, the Netherlands, rep. 46, 109 p.
- Gomez A., Solda P., Lambrot C., Wilbert J. et Juste C., 1992 - Bilan des éléments traces métalliques 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. *Conv. Min. Environ.-INRA* 56/88, 36 p.
- Grousset F., 1994 - Apports atmosphériques par voie humide de métaux lourds dans le domaine littoral Aquitain. Programme de recherches cofinancé Adème. Département de Géologie et Océanographie. UR CNRS 197. Univ. Bordeaux I. 6p + annexes.
- Hall J.E. and Dalimier F., 1994 - Waste management. Sewage sludges. Part I. Survey of sludge production, tratment quality and disposal in the European Union. Wrc report EC 3756. Wrc Medmenham, Marlow
- Heinrichs H. and Mayer R., 1980 - The role of forest vegetation in the biogeochemical cycle of heavy metals. *J. Environ. Qual.*, 9 : 111-118.
- Jarausche-Wehrheim B., Mocquot B. and Mench M., 1996 - Uptake and partitionning of sludge-borne copper in field-grown maize (*Zea mays* L.). *European Journal of Agronomy*, sous presse.
- Jauzein M., Feix I et Wiart J., 1995 - Les micropolluants organiques dans les boues résiduaires des stations d'épuration urbaines. Guides et cahiers techniques, collection valorisation agricole des boues d'épuration. Adème. N° ISBN 2-86817-101-X. 224 p
- Juste C, Chassin P., Gomez A., Linères M., Mocquot B., Feix I. et Wiart J., 1995 - Les micropolluants métalliques dans les boues résiduaires des stations d'épuration urbaines. In Collection « Valorisation agricole des boues d'épuration », Connaître pour agir. Adème, ISBM 2-86817-100-1, 209 p.
- Juste C. et Tauzin J., 1986 - Evolution du contenu en métaux lourds d'un sol de limon maintenu en jachère nue après 56 années d'applications continues de divers engrais et amendements. *C.R. Acad. Agric. Fr.*, 72, 739-746.
- Juste C., Tauzin J., Dureau P., et Courpron C., 1982 - Exportation des éléments fertilisants par lessivage en sol sableux des Landes de Gascogne. Résultats de 8 années d'observations en cases lysimétriques. *Agronomie*, 2 : 91-98.
- Lepp N.W., 1981 - Effect of heavy metal pollution on plants. Vol 1 - Effects of trace metals on plant fonctions (ISBN 0-85334-959-2, 352p). Vol 2 - Metal in the environment (ISBN 0-85334-923-1, 257 p. Applied Science publ.
- McGrath S.P., 1987 - Long term studies of metal transferts following accumulation of sewage sludge. in Pollutant transport and fate in Ecosystems. Coughtrey P.J. et al (eds), Special publ. 6, British Ecol. Soc., Blackwell Sci. publi.
- McGrath S.P., Chaudri A.M. and Giller E.G., 1995 - Long-term effects of metals in sewage sludge on soils, microorganisms and plants. *J. of Industrial Microbiology*, 14, 94-104 -
- Mench M., Baize D. and Mocquot B., 1996 - Cadmium availability to wheat (*Triticum aestivum*) and mobility in soils from the Yonne district, Burgundy, France. *Environmental Pollution*. Sous presse.
- Mench M., Juste C. et Solda P., 1992 - Effets de l'utilisation de boues urbaines en essai longue durée : accumulation des métaux par les végétaux supérieurs. *Bull. Soc. Bot. Fr.*, 1389, Actual. Bot. (1), 141-156.
- Mérian E, 1991 - Métaux and their compounds in the environment - Occurrence, analysis and biological relevance. VCH, ISBN 3-527-26521-X, 1438 p
- Mocquot B., Vangronsveld J., Clijsters H. and Mench M., 1996 - Copper toxicity in young maize (*Zea mays* L.) plants : effects on growth, mineral and chlorophyll contents and enzyme activities. *plant and Soil*, sous presse.
- Mortvedt J.J., Mays D.D. and Osborn G., 1981 - Uptake by wheat of cadmium and other heavy metal contaminants in phosphate fertilizers. *J. Environ. Qual.* (10), 190-197.
- Page A.L., Logan T.J. and Ryan J.A., 1985 - Land application of sludges. Food chain implications. Proc. Workshop US EPA, Cincinnati., Lewis Publishers. 168 p.
- Petty W.H. and Lindberg S.E., 1990 - An intensive 1-month investigation of trace metal deposition and throughfall at a mountain spruce forest. *Water Air Soil Pollut.*, 53 : 213-226.
- 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. Convention de recherches INRA-CARA 9609B. 21 p + 25 p annexes.
- Ryan J.A., Pahren H.R. and Lucas J.B., 1982 - Controlling cadmium in the human food chain : Review and rationale based on health effects.

- Environ. Res., 28, 251 - 302.
- Six P., 1992 a - Les boues de station d'épuration. Les réseaux d'assainissement. Rapport Chambre Agriculture du Nord. 26 p.
- Six P., 1992 b - La qualité de l'eau et des sédiments des cours d'eau en cause. Quelques accidents spectaculaires. Rapport Chambre Agriculture du Nord. 20 p.
- Six P., 1993 - Les boues de station d'épuration urbaines. Le point de vue de l'utilisateur. Rapport Chambre Agriculture du Nord. 10 p.
- Smith S.R., 1996 - Agricultural recycling of sewage sludge and the environment. CAB International. ISBN 0 851 198 980 2 - 382 p.
- van der Voet E., van Egmond L. Kleijn R. Huppes G., 1994 - Cadmium in the European Community : A policy orientated analysis. Waste Management and Research 12, 507-526.
- Van Hook R.I., Harris W.F., and Henderson G.S., 1977 - Cadmium, lead and zinc distributions and cycling in a mixed deciduous forest. Ambio 6 : 281-286.
- Vangronsveld J., Clijsters H., Mench M. and Mocquot B., 1995 - The use of a biological test system for the evaluation of metal phytotoxicity and immobi-

