

GESTION DES SOLS CONTAMINÉS PAR LES MÉTAUX LOURDS (SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE)

par

R. IMPENS, J. FAGOT et C. AVRIL

*U.E.R. de Biologie Végétale
Faculté des Sciences Agronomiques
5030 Gembloux (Belgique)*

1. Introduction

1.1. DÉFINITIONS

La définition collective «métaux lourds» couvre les métaux de densité massique supérieure à 5 ; à l'exclusion des alcalino-terreux. On cite classiquement les Cd, Cr, Co, Cu, Sn, Fe, Mn, Hg, Mo, Ni, Pb et Zn. Trois autres éléments, les B, As et Se sont ajoutés à cette liste, bien que n'étant chimiquement pas des métaux.

L'intérêt porté actuellement aux métaux lourds est lié aux risques d'effets sur la santé humaine qu'ils présenteraient, ainsi qu'à la protection de l'environnement (IMPENS et FAGOT, 1991 ; DE WAELE, 1991). De nombreuses études sont suscitées pour évaluer la gravité et la pertinence de ces risques, apprécier en quelle mesure les chaînes alimentaires sont contaminées, suivre et évaluer les voies de transfert chez l'homme et l'animal, établir la relation entre la présence de ces métaux lourds et l'apparition d'une pathologie chez les êtres vivants (BECKETT, 1989).

Enfin, au niveau de l'agriculture et de la protection de nos sites, il importe de maintenir la fertilité des sols et préserver les paysages.

Une abondante littérature est consacrée à ces études et notamment aux interventions possibles pour limiter la dispersion de ces métaux lourds, en connaître la toxicité et assurer leur gestion quand ils sont déjà présents dans un site ou un écosystème donné.

Le présent rapport établira un état actuel de la littérature dans un domaine bien précis, à savoir la réhabilitation des sols chargés en métaux lourds. Par *réhabilitation* nous entendons l'ensemble des techniques et pratiques destinées soit à éliminer ces éléments métalliques des sols où ils se sont accumulés, soit à les insolubiliser afin de réduire leur passage dans les chaînes alimentaires. On considèrera que l'opération sera réussie si la teneur en métaux lourds présents initialement est réduite d'environ 80 à 90% et si une végétation se réinstalle sur ces sols (MURRAY *et al.*, 1981). Le but ultime de la réhabilitation est d'empêcher tout transfert, par voie racinaire ou voie cuticulaire, des métaux lourds dans les végétaux, ceux-ci étant considérés comme indicateurs de la biodisponibilité des contaminants métalliques.

1.2. SITUATIONS À RISQUES ACCRUS

Les concentrations en métaux lourds sont anormalement élevées dans un certain nombre de situations. La connaissance de celles-ci, et notamment l'histoire et l'origine de la contamination, sont des données essentielles pour orienter les techniques de réhabilitation. Nous passerons donc brièvement en revue ces situations particulières présentant des risques accrus de transfert dans les chaînes alimentaires.

1.2.1. *Les sites métallifères*

En fonction de la nature et de la composition des minéraux, certains sites sont enrichis naturellement en métaux lourds. L'inventaire et la cartographie des zones métallifères sont le plus souvent des tâches effectuées par les géologues (ex. LAVILLE-TIMSIT, 1986).

Les teneurs en métaux des sols superficiels n'atteignent pas nécessairement les seuils requis pour une extraction minière, elles sont cependant suffisantes pour modifier la composition des écosystèmes. Ainsi, une végétation particulière, métallo-résistante, s'installe à l'emplacement d'anciens gisements épuisés, et sur les terrains où affleurent des filons métallifères. De nombreux travaux ont été consacrés à la description et à l'identification de ces flores métalloytes. On connaît la flore calaminaire de l'Est de la Belgique (MAQUINAY *et al.*, 1972 ;

DENAEYER-DE SMET, 1974), la flore cuprophyte du Shaba (BROOKS et MALAISSE, 1985), et les flores croissant sur les sites à bentonite et à serpentine.

L'étendue de ces zones, leur état d'équilibre atteint naturellement par compétition entre espèces tolérantes et sensibles, le peu de danger qu'elles semblent présenter, ne nécessitent pas d'intervention particulière, si ce n'est un contrôle de la qualité des eaux de consommation, prélevées dans les nappes phréatiques, et des eaux de surface.

1.2.2. *Les sites industriels*

L'exploitation minière, le traitement des minerais, leur stockage, la manufacture de produits finis et la mise en décharge des déchets de ces activités industrielles entraînent l'émission et la dispersion de particules métalliques. Celles-ci, en fonction de nombreux paramètres, dont leurs dimensions, leur densité, les conditions de l'émission, les facteurs micro-météorologiques et la topographie locale, seront emportées plus ou moins loin (WIJNDAELE-VERLOO, 1982). Le plus souvent elles s'accumulent à proximité même du lieu de l'émission. La chronicité de ces retombées amène les sols à des stades de déséquilibre biologique plus ou moins avancé, en agissant par toxicité sur la microflore des couches superficielles du sol.

Ces situations critiques sont localisées à proximité immédiate des sites d'exploitation. Il est possible de les délimiter assez facilement en suivant et en cartographiant la raréfaction de la flore.

On distingue les terrains contaminés depuis de longues périodes et qui le restent bien longtemps, même après l'interruption des émissions industrielles (nous parlerons de «sites à pollution historique»), des terrains qui sont encore actuellement soumis à des émissions industrielles («sites à pollution actuelle»). Nous pouvons remarquer que les niveaux des retombées actuelles sont inférieurs à ceux du passé, bien que l'exploitation soit plus importante : ce qui traduit l'influence heureuse et l'efficacité des moyens de prévention des émissions de particules.

La séquence d'altération des sols est bien connue et conduit à une désertification, par accumulation d'éléments métalliques toxiques dans les horizons prospectés par les racines des végétaux. La diversité de la végétation s'appauvrit, les peuplements survivants se raréfient et disparaissent progressivement, laissant un sol nu et dégradé sans activité microbiologique, sans décomposition des litières, proie facile des incendies, du ravinement et de l'érosion (IMPENS *et al.*, 1979). Cette séquence

d'altération d'un paysage a été fréquemment décrite : en Belgique, les coteaux d'Engis et de Prayon (WILLAM, 1957), les chênaies calcicoles et silicicoles à Prayon (DENAËYER-DE SMET et DUVIGNEAUD, 1974 ; DUVIGNEAUD et JORTAY, 1987), en France, la région de Viviez (BOSSAVY, 1970) et celle d'Aronmouth en Angleterre (LITTLE et MARTIN, 1972).

L'évolution plus ou moins rapide de cette séquence d'altération, son extension géographique, dépendent des facteurs de l'émission, mais aussi de la nature et de la forme chimique des métaux dispersés, ainsi que de conditions locales (climat, orographie, nature du sol, composition de la flore, etc...).

Ce type de situation est celui qui devra faire l'objet d'interventions lourdes et coûteuses de réhabilitation, tant pour recomposer le paysage que pour éviter que les poussières et les particules du sol superficiel ne soient recyclées et emportées, constituant ainsi de nouvelles sources de contamination métallique.

1.2.3. *Les sites urbains*

Caractérisés par la densité de population, l'intensité du trafic et de nombreux petits ateliers émetteurs de particules métalliques, les sites urbains ne sont pas à l'abri d'une contamination par les métaux lourds. L'origine de ceux-ci est multiple : les combustibles fossiles, les utilisations domestiques (peintures, recouvrements, stéarates utilisés dans les plastiques, etc ...), les additifs aux essences et lubrifiants contribuent à multiplier les émissions. Nous pouvons aussi y ajouter les émissions provenant des usines d'incinération de déchets et immondices, ainsi que les centrales thermiques : ces deux types d'établissements étant implantés à proximité des villes. Quelquefois aussi, des entreprises industrielles très polluantes sont insérées dans le tissu urbain, on retrouvera à proximité les risques décrits ci-dessus.

Les végétaux cultivés dans les jardins d'agrément en ville peuvent être ainsi fortement enrichis en certains éléments (PURVES, 1967 et 1970, GEYPENS, 1988). La végétation d'ornement, et notamment celle retrouvée dans les parcs citadins est également exposée à ces retombées diffuses (DELCARTE et IMPENS, 1976).

La réhabilitation de certains espaces, ainsi très contaminés, constituera également une priorité. Les techniques de remplacement du sol y seront possibles, compte tenu de la faible dimension des lopins à traiter. Elles n'en seront pas moins difficiles à réaliser et très onéreuses.

1.2.4. *Les zones de trafic*

À proximité des autoroutes et des échangeurs routiers, au débouché d'ouvrages souterrains empruntés par la circulation automobile, on trouve des zones contaminées par les retombées de particules de plomb et de métaux, additifs des essences, lubrifiants et pneumatiques.

L'étendue de la zone soumise à ces retombées dépend de nombreux facteurs : le profil de la route, l'intensité et la nature du trafic, etc... Les dépôts, surtout constitués de plomb, ne sont pas toujours éliminables (même par un lavage drastique) (IMPENS *et al.*, 1973). La nécessité d'intervenir sera réduite, compte tenu d'une part de la faible solubilité des sels de Pb, qui limite leur biodisponibilité, et des efforts entrepris pour limiter et supprimer le recours au Pb comme antidétonant dans les essences.

1.2.5. *Les zones d'agriculture intensive*

Celles-ci, bien qu'éloignées des centres d'émission de particules métalliques, ne sont pas à l'abri de contaminations par les métaux lourds.

Les zones incultes et les forêts ne sont, en général, exposées qu'aux seules retombées atmosphériques correspondant aux transports à longue distance des polluants, aux retombées d'origine volcanique et aux incendies forestiers. Des stations de références, établies en zone non suspecte de contamination, permettent d'estimer la concentration moyenne de ces éléments dans l'air.

Plusieurs techniques d'agriculture intensive contribuent à élever la teneur en métaux lourds des sols agricoles, et de la production végétale récoltée sur ceux-ci.

Les engrais du commerce, certains aliments composés, voire certains médicaments utilisés en médecine vétérinaire, des pesticides, contiennent, à titre d'impuretés ou de matière active, des métaux lourds. Leur usage immodéré peut élever les teneurs en ces éléments dans le sol.

L'intensification de l'agriculture, avec une spécialisation accrue des exploitations agricoles entraîne une moindre restitution de matières organiques aux champs. La nécessité de reconstituer l'humus a favorisé le recours à certaines matières organiques recyclées, comme les boues des stations d'épuration, les composts d'ordures ménagères, les lisiers de porc, etc... Ces produits recyclés contiennent souvent des quantités appréciables de métaux lourds.

Les sols agricoles sont toutefois protégés par une série de prescriptions de la C.E.E. fixant les teneurs guides (guidelines) ou teneurs seuils

que l'on ne peut dépasser pour les utilisations agricoles de ces produits recyclés.

A priori, ces situations d'agriculture intensive peuvent être contrôlées afin de limiter les risques d'accumulation des éléments métalliques, et ne devraient donc pas subir des opérations de réhabilitation.

1.2.6. *Les décharges publiques*

La gestion des déchets, ménagers ou industriels, est une préoccupation récente. (DE NIJS, 1985). La mise à la décharge, de façon incontrôlée, de déchets d'origines diverses, souvent riches en métaux lourds, entraîne un certain nombre de menaces. Celles-ci portent surtout sur la solubilisation de sels de métaux lourds, et leur entraînement vers les nappes phréatiques, le ruissellement vers les ruisseaux et la contamination progressive des berges et des sols inondés.

Des traitements de ces «lixiviats» de décharge sont expérimentés, ils consistent essentiellement à précipiter sous une forme insoluble les métaux lourds présents. Une autre technique prévoit d'imperméabiliser les parois de ces décharges afin de limiter la dispersion des contaminants qu'elles contiennent. Les difficultés majeures rencontrées dans ce type de situation sont : l'hétérogénéité des dépôts, l'histoire de la décharge, les modes de gestion et de compartimentation.

D'autres aspects tout aussi difficiles à résoudre sont l'échantillonnage et l'analyse, qui précèdent toute intervention. La remédiation à certaines situations, héritées du passé, sera forcément difficile et onéreuse.

2. Méthodes de réhabilitation des sols contaminés

2.1. PRÉSENTATION DES TECHNIQUES

Une abondante littérature est consacrée aux métaux lourds, essentiellement à la description des effets éventuels de ces éléments, à leur transfert dans les chaînes trophiques et à leur accumulation dans certains compartiments sensibles des écosystèmes. Par contre, les documents évoquant la possibilité d'éliminer les métaux lourds présents dans les sols sont peu nombreux et relativement récents (une quinzaine d'années, pour les pays les plus avancés).

Cette discrétion de la littérature reflète le peu d'intérêt, porté jusqu'il y a peu, à l'accumulation des métaux non ferreux dans les sols.

Parmi les technologies développées dans la décontamination des sols, la plupart ont trait à l'élimination des pesticides, herbicides, défoliants, PCB, HPA (hydrocarbures polycycliques aromatiques), les hydrocarbures et d'autres molécules organiques plus ou moins complexes. Peu de procédés s'adressent spécifiquement aux seuls métaux lourds, et encore sont-ils le plus souvent limités à certains types de sols. En les recensant, nous les avons répartis en trois classes, selon que ces procédés sont biologiques, chimiques ou physiques. Nous pouvons également faire la distinction entre les traitements :

- «*in situ*» : Le sol reste en place, et sera traité sans excavation. Il s'agit de procédés «doux», mais le plus souvent lents et d'efficacité limitée. Ils sont néanmoins suffisants dans la plupart des situations où la réhabilitation est limitée à la restauration d'une végétation de couverture ou à des occupations industrielles.
- «on site» : le sol superficiel est évacué et traité sur le site ou à proximité immédiate. La profondeur de l'excavation dépendra des circonstances locales et du traitement ultérieur à appliquer : soit un traitement chimique ou biologique.
- «off site» : le sol est excavé et «rénové» dans une usine de traitement. Les procédés les plus fréquemment cités sont les différents types de lavage du sol, très onéreux, et limités à des superficies réduites.

La tendance actuelle, chez certains industriels allemands et néerlandais concernés par ces traitements de sol, est de réaliser des unités de traitement semi-mobiles et adaptables aux différents sites à décontaminer. Cela suppose une planification rigoureuse dans la conception du projet mais surtout une densité suffisante de sites contaminés par des polluants réclamant ces types de traitements lourds. Ce qui est parfois possible dans le traitement de jardins privés localisés près d'une source d'émission.

Le lavage des sols, préalable à leur réutilisation, suscite actuellement une réflexion afin de leur rendre les qualités structurelles, chimiques, physiques mais aussi microbiologiques, requises pour répondre aux vocations de la réhabilitation.

2.2. MÉTHODES BIOLOGIQUES

Sous cette appellation, nous classons les techniques simples, maintenant le sol en place, basées sur l'utilisation d'organismes vivants, essentiellement de végétaux supérieurs. Les techniques recourant aux micro-

organismes sont encore peu développées, elles nécessiteraient, au stade actuel, davantage de recherches et vraisemblablement des investissements plus importants.

2.2.1. Définitions

Sur les sols miniers, très répandus dans le monde, et naturellement riches en métaux, s'installe une flore spontanée, tolérante. Celle-ci a fait l'objet de nombreuses descriptions (LAMBINON et AUQUIER, 1963 ; SIMON, 1975 ; DENAEYER-DE SMET et DUVIGNEAUD, 1974 ; ERNST, 1976 ; DUVIGNEAUD, 1976 ; DUVIGNEAUD et JORTAY, 1987 ; BROOKS et MALAISSE, 1985 ; PERRIN, 1989).

Les végétaux constituants de ces flores sont appelés «métallophytes» (DUVIGNEAUD, 1976) si leur aire de dispersion est limitée exclusivement à ces terrains et pseudo-métallophytes, si on les retrouve également en dehors des sites riches en métaux lourds. La charge en ions métalliques, la phytotoxicité relative de certains d'entre eux exerceront une pression de sélection qui est durable, ancienne, forte et stable.

Il en résulte des associations végétales très particulières et adaptées, parfois très étroitement, à la présence de tel ou tel élément chimique (flores calaminaire, cuprophyte, zincophyte, etc ...) ou physique (flore xérophile ou thermophile) (PETIT, 1979 ; GHIO, 1979).

Sur ces terrains, très souvent, de graves déséquilibres nutritionnels se sont installés, créateurs de carences auxquelles il est possible de remédier par apport de fertilisants et d'amendements.

Sur les sols pollués par des retombées atmosphériques, la physionomie de la végétation et le cortège floristique sont fort différents. La pression de sélection est plus faible, mais ses effets sont durables, progressifs et cumulatifs. L'adaptation de la végétation est moins apparente, mais contemporaine et évolutive.

2.2.2. Tolérance envers les métaux lourds

Les végétaux, qui dans l'un et l'autre cas, se maintiennent sur ces terrains, ont développé des mécanismes de tolérance, qui font appel aux deux processus suivants : l'exclusion et l'accumulation (POPP, 1983 ; BAKER, 1981).

— *L'exclusion* se traduit par la réduction de l'absorption racinaire et une diminution du transfert des racines vers les parties épigées. Les mécanismes ioniques ne sont pas encore connus avec certitude. Les hypothèses d'une oxydation des cations, à proximité des racines, ou

de la formation d'un sel soluble (métal-phosphate) modifieraient les possibilités de translocation.

— *L'accumulation.* Après le passage de la barrière endodermique des racines, l'essentiel de l'accumulation des métaux lourds survient dans les tiges.

Les végétaux n'ont pas d'enzymes de résistance aux ions métalliques. Trois voies coexistent pour détoxifier les ions, et éviter les dommages, il s'agit de :

— *la formation de complexes et de composés organiques chélatants* — tel est le rôle des acides organiques (ex. : l'acide oxalique formant des oxalates insolubles dans les vacuoles chez les Caryophyllaceae, la formation de malate et citrate chez les Poaceae), d'acides aminés ou d'hétérosides sulfurés (chez les Brassicaceae).

— *le stockage des métaux dans les vacuoles* — sous différentes formes.
— *leur absorption sur les parois cellulaires.*

A titre d'exemple, THURMAN *et al.* (1981) ont montré que le Zn provoque une augmentation des teneurs en acides citrique et malique dans les racines de *Deschampsia cespitosa* (clone Zn et Cd tolérant) dans des proportions telles que 50% du Zn absorbé par la plante est complexé par ces acides et s'accumule dans les vacuoles. Mis à part le Cd, les autres métaux seraient sans effet significatif sur la production de ces acides, produits normaux du métabolisme respiratoire.

2.2.3. Indices de tolérance

Quel que soit le mécanisme de détoxification mis en œuvre, l'énergie respiratoire consommée pour tolérer les métaux, entraîne un stress du végétal qui correspond au «coût physiologique» de la tolérance. En fonction de la valeur de ce coût, plusieurs auteurs ont établi un indice (ou index) de tolérance (WONG, 1982, BAKER *et al.*, 1986 ; WIGHAM *et al.*, 1980 ; BAKER, 1984 ; HUMPHREYS et NICHOLLS, 1984 ; BAKER, 1987).

Le calcul de ces indices varie d'un auteur à l'autre, et l'on peut regretter que cet outil d'estimation de la tolérance envers les métaux soit aussi disparate, sans aucune standardisation.

Le principe est simple : on établit le rapport entre un paramètre mesurable chez une espèce végétale donnée, en présence et en absence du contaminant incriminé. Les paramètres les plus fréquemment mesurés sont l'augmentation de biomasse, l'allongement des racines, la surface

foliaire, etc. Il importe évidemment de faire ces comparaisons en éliminant le plus grand nombre possible de variables, seul le niveau des concentrations en métaux lourds du sol varie. En plus, on veille à disposer d'un nombre suffisant de répétitions des essais comparatifs afin d'en valider les résultats.

Plusieurs indices ont été définis par COTTENIE et ses collaborateurs : index de tolérance, taux de concentration et taux d'accumulation (COTTENIE *et al.*, 1979).

Ces indices ont permis d'identifier un certain nombre d'espèces et de variétés tolérantes à un ou plusieurs métaux.

Parmi ces végétaux, reviennent souvent des Poaceae, des Caryophyllaceae, des Brassicaceae et des Fabaceae (WONG, 1982 ; BAKER *et al.*, 1986 ; BRADSHAW, 1975 ; SMITH et KAY, 1986 ; Mc NEILLY et JOHNSON, 1981 ; COX et HUTCHINSON, 1981 ; IDE, 1988 ; SMITH et BRADSHAW, 1970 ; HUTCHINSON et KUJA, 1979).

Les espèces le plus souvent citées en Europe occidentale sont :

- *Agrostis capillaris* cv. *Goginan* (Pb)
- *Agrostis capillaris* cv. *Parys* (Cu)
- *Festuca* groupe *ovina*
- *Holcus lanatus*, ...

BAKER *et al.* (1986) classent les plantes résistantes suivant le type de pollution :

- | | |
|---------------------------------|--------------------------------------|
| — tolérance au plomb des routes | — <i>Plantago lanceolata</i> |
| | — <i>Senecio vulgaris</i> |
| | — <i>Festuca rubra</i> , ... |
| — tolérance près des usines | — <i>Agrostis stolonifera</i> |
| | — <i>Agrostis capillaris</i> |
| | — <i>Festuca rubra</i> |
| | — <i>Deschampsia cespitosa</i> , ... |
| — tolérance sur sites miniers | — <i>Agrostis capillaris</i> |
| | — <i>Festuca</i> groupe <i>ovina</i> |
| | — <i>Holcus lanatus</i> , ... |

Il faut encore définir les notions de co-tolérance et de tolérance induite. La co-tolérance exprime que certaines espèces (*Festuca rubra* p.e.) tolérantes à un métal le sont tout autant pour d'autres éléments métalliques (WONG, 1982 ; HUMPHREYS et NICHOLLS, 1984 ; BAKER, 1987).

La tolérance induite signifie que cette tolérance peut apparaître sous la seule pression environnementale, rapidement, en une ou deux générations (BRADSHAW, 1975).

Une liste d'espèces adaptables à ces conditions de vie particulières est donnée par WINTERHALDER en 1983.

2.2.4. Couverture du sol par une végétation tolérante

On peut soit privilégier l'extension et la vitalité des espèces métallophytes présentes dans l'approche de JOCHIMSEN, 1987 sur des terrils, soit ensemercer les sols enrichis en métaux lourds avec des espèces originaires de zones non contaminées, et qui pourraient s'adapter aux conditions édaphiques locales. Le choix entre ces deux approches se fera en fonction de la diversité et de l'abondance de la flore locale. Le handicap majeur est le plus souvent le niveau de fertilité de ces sols, pauvres en éléments nutritifs et particulièrement carencés en azote et phosphore (MARRS, 1989 ; CHAMBERS *et al.*, 1987 ; SMITH et KAY, 1986 ; SMITH et BRADSHAW, 1970 ; LAUTENBACH, 1987).

Le recours aux boues d'épuration des eaux usées comme source de fertilisants et l'apport important de matières organiques à ces sols très minéralisés et appauvris, sont fréquemment cités. Plusieurs articles de référence sur ces utilisations des boues d'épuration viennent d'être édités : SOPPER (1991) (sites miniers), PULFORD (1991) (sites charbonniers), DAUDIN *et al.* (1991) (sols très acides), WERNER *et al.* (1991) (terrains miniers à ciel ouvert), METCALFE et LAVIN (1991) (rénovation de sol).

On utilisera soit des plantes herbacées, soit des arbres. Parmi les espèces d'arbres les plus tolérantes, certaines espèces colonisatrices, appartenant aux *Betulaceae* (bouleau, aulne, noisetier) seraient les plus résistantes.

L'action des champignons mycorhiziques peut être un élément favorable (HARRIS et JURGENSEN, 1977) et pourrait être comprise comme la filtration envers l'ion toxique (COLPAERT et VANDENBOSCH, 1988). Si la symbiose mycorhizienne n'est pas affectée par la toxicité des métaux lourds (l'apparition de souches tolérantes de champignons a été mise en évidence par GILDON et TINKER, 1983 et COX, 1979), la recolonisation des terrains est possible (verduration des terrils miniers grâce à la mycorhization des racines de bouleau par le champignon *Pisolithus arhizus* (GAIE et HEINEMANN, 1980).

En fait, plusieurs cas peuvent se présenter et l'assimilation en oligo-éléments et métaux lourds peut être accrue sur sols carencés et pollués. L'assimilation est alors exacerbée et entraîne de la toxicité.

Des essais de bouturage et de semis de différentes espèces d'arbres sont menés en plusieurs pays (DAY et LUDEKE, 1980 ; RULOT, 1990 ; CARTER et LOEWENSTEIN, 1979 ; MEDINGER, 1990), en vue de choisir les arbres qui pourront reconstituer une couverture végétale de ces terrains riches en métaux lourds.

Les opérations de recolonisation végétale s'effectuent en deux phases, l'ordre dans lequel on les aborde diffère selon les circonstances :

1^{re} phase :

Le semis d'espèces herbacées, et parfois d'espèces ligneuses, en choisissant des espèces adaptées (tolérantes) au(x) métal(aux) présent(s), soit un ensemble d'espèces relevant de la végétation typique de la région. Le principe étant de favoriser la colonisation naturelle du site et d'accélérer ces processus de colonisation en fertilisant le sol et en l'amendant. Sur terrain acide, un chaulage sera souvent favorable.

2^e phase :

Consiste à planter des espèces ligneuses. On apportera ou non dans le trou de plantation un sol «neuf», riche en fertilisants et amendements organiques. Si cette tâche est souvent difficile dans les sites miniers et les friches industrielles, l'opération est plus facile à réaliser dans les terrains contaminés, à proximité d'industries émettrices. Dans ce cas, les métaux sont le plus souvent localisés dans les horizons les plus superficiels, la plantation des jeunes arbres se faisant à une plus grande profondeur, les racines seront initialement en contact avec un sol non contaminé.

2.2.5. *Avantages et inconvénients de la méthode*

1° Avantages

- occupation du sol avec éventuellement un revenu non négligeable (culture, forêt, chasse, ...) ;
- empêche la contamination des zones voisines par envol des poussières ;
- n'empêche pas l'utilisation ultérieure du sol à des fins industrielles (nouvelles usines), commerciales (grandes surfaces) ou récréatives avec quelques précautions.

2° Inconvénients

- les cultures éventuelles, ne doivent pas exporter trop (cfr. normes) de métaux lourds dans leurs parties comestibles. Elles subiront une perte de rendement par rapport aux champs voisins ;
- dans certaines situations, certains usages des terrains sont à proscrire comme par exemple le pâturage d'animaux sensibles (le mouton meurt en peu de jours s'il reçoit du fourrage contenant 25 ppm de Cu) ;
- vu la pauvreté chimique du sol, la revégétation du site s'accompagne inévitablement d'un effort phytotechnique qui peut être coûteux selon les cas (chaux, engrais, boues, ...);
- il n'y a pas d'épuration, les métaux sont toujours présents dans le sol.

La répétition de certaines cultures à haut potentiel d'accumulation des métaux lourds présents dans le sol, entraînerait une exportation des éléments métalliques, et par conséquent une réduction progressive des niveaux de contamination du sol. La biomasse produite doit être éliminée, et la concentration des métaux lourds transférés se fera par incinération sous conditions contrôlées. On pourrait éventuellement prévoir une biométhanisation préalable à cette incinération.

Quelques essais ont déjà été réalisés dans ce sens, au L.I.S.E.C. et à la F.S.A. Gembloux. Des essais menés au Japon (1982), sur des sols contenant du Cd (de 1 à 28 ppm), Hg, Cu, Pb, ont montré que le sarrasin, les roseaux et certaines fougères sont efficaces grâce aux glucosides en C₁₇ et C₁₈ qu'elles contiendraient. Le pouvoir accumulateur dans les parties épigées est de l'ordre d'un facteur 100 (entre 10 et 100 × plus que le riz pris comme témoin). Ces auteurs ne précisent pas le rendement en biomasse, ni les quantités de métaux réellement exportées.

D'autres auteurs japonais dont YAMADA *et al.* (1975) préconisent le recours aux saules. Chaque année les rejets et pousses sont éliminés. L'abaissement des teneurs en Cd du sol est de l'ordre de plus ou moins 45% en trois ans. La croissance des saules est normale pour des teneurs en Cd de plus ou moins 4 ppm. À partir de concentrations d'environ 10 ppm, il y a apparition de feuilles chlorosées et on observe, au delà de 20 ppm, le ralentissement de la croissance des saules.

En Campine, à Mol et Lommel, des essais sont entrepris sur des variétés de soja, le choix du soja étant fait en tenant compte des liaisons thiols S-H (cystéine). Ces acides aminés soufrés spécifiques sont les métallo-thionéines.

Dix-sept variétés sont comparées pour leur production de biomasse, la teneur en Cd dans les différentes parties de la plante, la résistance aux fortes concentrations en métaux lourds dans le sol, la possibilité de les utiliser comme plantes indicatrices, les possibilités de culture dans les conditions climatiques locales. Ces recherches se poursuivent encore.

On veille à ce que ces variétés de soja soient inoculées avec le *Rhizobium japonicum*, afin de favoriser l'alimentation azotée.

Les résultats montrent des teneurs en Cd étalées entre 0,8 et 12,2 ppm. Les quantités les plus élevées sont retrouvées dans les feuilles, avec dans le cas le plus favorable une production de biomasse moyenne de 1 kg.MS.m⁻² an⁻¹.

Le prélèvement en Cd est de l'ordre de 1,7% de la teneur initiale.

Les années suivantes, on parvient à éliminer entre 13 et 16,2% du Cd présent dans le sol.

Le recours au tabac, avec une plus forte production de biomasse (5 kg.m⁻² contre 2 kg.m⁻² maximum pour le soja), permet d'éliminer chaque année 5% du Cd présent.

2.3. MÉTHODES CHIMIQUES

2.3.1. Introduction

Le transport des métaux lourds dans la solution du sol peut se faire :

- sous forme dissoute, par diffusion dans la solution du sol et les eaux de drainage ;
- en suspension, par lessivage des argiles et de la matière organique, entraînant les métaux lourds qui y sont associés ;
- par les racines qui ramènent les métaux en surface ;
- en association aux microorganismes et à la pédofaune (ver de terre).

En matière de gestion des métaux dans le sol, deux stratégies sont envisageables. La première, surtout préventive, consiste à amener au sol différentes substances fixant les ions métalliques et empêchant ou freinant leur transfert dans les cultures ou la végétation mise en place. La seconde voie d'action est à vocation curative. Il s'agit de mettre en mouvement une quantité maximale d'ions métalliques par l'injection dans le sol de solutions solubilisantes et de traiter par la suite ces eaux chargées en métaux lourds.

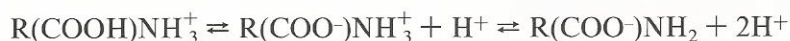
Pour rappel, les quatre facteurs régulant la mise en solution ou l'adsorption des ions sont :

- la concentration du métal considéré et celle des autres cations,
- les concentrations des ligands et agents chélatants possibles,
- le pH et le potentiel redox,
- le nombre et la nature des sites d'accueil des ions sur la phase solide.

Sur la phase solide, la charge électrique résultante de surface est très importante et dépend du pH. Si le pH est bas, la charge est positive, si le pH est élevé, la charge est négative suivant la réaction :



La plupart des hydroxydes de Fe, Mn, Al ou Si ont ce comportement, les surfaces organiques aussi.



Dans les argiles et certains aluminosilicates le remplacement de Al^{3+} par Si^{4+} dans le feuillet tétraédrique ou de Mg^{2+} , Fe^{2+} ou Zn^{2+} par Al^{3+} dans le feuillet octaédrique entraîne l'apparition d'une charge de surface négative indépendamment du pH.

2.3.2. Immobilisation des métaux dans le sol

Différents processus jouent un rôle dans l'immobilisation des métaux de la solution du sol mais nous ne passerons pas tous les mécanismes en revue. Nous n'avons rien décelé de neuf et d'original dans l'examen de la bibliographie récente.

A titre pratique, citons l'utilisation de quelques amendements :

a) *Le chaulage* reste très largement utilisé pour résoudre les problèmes d'acidité et de mobilité des métaux lourds. Il est généralement associé à une fumure minérale azotée ou complète (CARTER et LOEWENSTEIN, 1979 ; LAUTENBACH, 1987 ; CHAMBERS *et al.*, 1987 ; KABATA-PENDIAS et WIACEK, 1986).

SUTTON et DICK (1987), confrontés à un sol minier au pH de 2,4 amènent une couche arable de 25 cm (pH 6,5) et de la chaux pour éviter les difficultés d'enracinement. Des végétaux des terres acides (pH : 4-4,5) sont introduits sur le site par semis et plantation.

Au laboratoire, KUO et BAKER (1980) étudient l'absorption du Cu, Zn et Cd en fonction du pH dans 3 sols acides (alluvions limoneuses,

sableuses et sablo-argilo-limoneuses). La fixation du Cu augmente avec le pH (jusqu'à 6) et est préférentielle à celle du Zn et du Cd. À pH élevé, l'adsorption de ces métaux dépend de l'hydroxyde utilisé. L'hydroxyde de sodium est moins efficace que l'hydroxyde de calcium. De plus, il y a formation de complexes organo-métalliques.

La C.E.C. minérale joue un rôle plus important dans la fixation que la matière organique. La capacité d'adsorption du sol sablo-argilo-limoneux est supérieure sans doute à cause de sa teneur élevée en matière organique, en Fe et sa plus forte capacité d'échange cationique.

DUDLEY *et al.* (1988) ont aussi examiné les réactions de fixation de la fraction soluble de Cu et Cd de déchets miniers acides sur 2 types de sols calcaires et évalué le transfert et la mobilité de ces métaux à long terme.

b) *Matières organiques*

VOORHEES (1986) et VOORHEES *et al.* (1987) recommandent d'incorporer sur des sols à base de bentonite des produits ligneux (sciure ou copeaux) seuls ou en combinaison avec d'autres amendements, afin de réguler l'infiltration. La meilleure combinaison semble être l'apport de gypse en association avec de la sciure, de l'azote et un engrais combiné NPK. *Atriplex suckleyi* pourrait être utilisée avec de bons rendements pour la revégétation de sols à base de bentonite. En 1983, il produisit 3.500 kg M.S. ha⁻¹ au lieu de 600 kg au témoin.

Sur des déchets d'exploitation Pb-Zn (Gays River Mine), WARMAN (1988) préconise un apport de matière organique par semis de *Medicago sativa* et de *Trifolium pratense* coupés et fertilisés annuellement avec 800 kg.ha⁻¹ d'un engrais N.P.K. (12-24-24).

c) *Le mulching* est aussi préconisé pour son effet bénéfique sur la couverture herbacée, spécialement dans des situations où l'érosion menace les sols.

MORREY *et al.* (1983) évaluent l'efficacité de différents mulchs et stabilisateurs en milieu contrôlé sur le terrain (site minier de fluorine) sur l'établissement et la croissance d'espèces végétales pour un semis hydraulique direct.

Les résultats obtenus avec le mulch à base de pulpe de bois sont encourageants ; son succès est attribué à sa haute capacité de rétention d'eau. Le bitume est phytotoxique, et le polyvinylacétate donne de maigres résultats.

Alginate et pulpe de bois sont la meilleure combinaison. L'alginate est surtout bénéfique pour des surfaces sèches et mobiles car il permet une rétention d'humidité. Le polybutadiène combiné à la pulpe de bois ne donne pas de bons résultats.

RINGE et GRAVES (1987) montrent que l'hydromulch à base de pulpe de bois ou de paille de fétuque fournit des qualités biologiques suffisantes pour un coût minimum mais il ne peut être appliqué sur tous les types de terrains. Si les terrains sont difficiles, il faut alors disposer un mulch sec beaucoup plus coûteux (jute, paille, papier, ...).

d) *Boues d'épuration*

Que ce soit à l'état poudreux, solide ou pâteux, les boues sont sans conteste l'amendement organique le plus utilisé. (SOPPER, 1991 ; PULFORD, 1991 ; DAUDIN *et al.*, 1991 ; WERNER *et al.*, 1991 ; METCALFE et LAVIN, 1991). Elles doivent sans doute leur succès aux constituants organiques et minéraux qu'elles contiennent. Cependant, il ne faut pas perdre de vue qu'elles offrent également des éléments indésirables en quantité variable suivant leur origine (métaux lourds, polluants organiques, microorganismes pathogènes, ...) (KABATA-PENDIAS et DUDKA, 1990).

Les métaux lourds apportés par les boues sont à l'état de traces, mais il faut être attentif à n'en amener qu'une quantité négligeable par rapport à la quantité déjà présente dans le sol (ROBERTS *et al.* 1988).

Les métaux lourds dans les boues compostées sont moins disponibles pour les plantes que ceux des boues digérées.

De nombreuses études sont menées afin d'évaluer et de maîtriser les risques de contamination de l'environnement par l'utilisation des boues des stations d'épuration (GUNS *et al.*, 1988).

On utilise les boues pour la restauration des sols miniers pour les raisons suivantes :

α) Apport d'engrais (azote) et enrichissement en matière organique de sol souvent très pauvre ; il s'ensuit l'installation d'une végétation dans des zones arides et sensibles à l'érosion.

FRANKS *et al.* (1982) apportent, sur des sols contaminés par les fumées d'une fonderie de Zn, des boues liquides, un mulch de foin, de la chaux (2,5 t. acre⁻¹) et des engrais, et notent un effet sur le pH (élévation), la contamination et la valeur nutritive du sol.

L'apport de 3 cm de boue liquide et d'urée (24 kg. acre⁻¹) permet l'installation de *Panicum coloratum* et *P. virgatum*.

L'analyse foliaire montre des excès de nitrates, le Cd et le Cu atteignent des seuils toxiques interdisant l'usage de la récolte comme fourrage.

HALL et VIGERUST (1983) obtiennent de bons résultats sur des sols pauvres, sans structure, ni vie microbienne.

La matière organique complexe les métaux solubles et procure des éléments nutritifs mais la profondeur d'enracinement est généralement limitée à la couche de boue étendue et ils arrivent aux mêmes conclusions que FRANKS *et al.* (1982), en matière de toxicité des productions végétales.

Plusieurs articles décrivent la restauration du versant nord de «Blue Moutain», Pennsylvania, zone initialement forestière mais dévastée par les émissions de Zn, Cd, Cu, Pb et SO₂ d'une fonderie de Zn (SOPPER et Mc MAHON, 1987; SOPPER et Mc MAHON, 1988 (1); SOPPER et Mc MAHON 1988 (2); SOPPER, 1989 (1); SOPPER, 1989 (2)).

Ils associent les boues à des cendres volantes et pratiquent un semis hydraulique de 5 espèces de Poaceae et Fabaceae puis de 20 espèces d'arbres sur des pentes (30%).

Depuis 1986, germination, survie et croissance de ces végétaux sont étudiées et des observations quant à l'enracinement et des analyses foliaires (seuil de tolérance — phytotoxicité) sont effectuées.

Les résultats de l'opération sont encourageants ...

BORGEGÅRD et RYDIN (1989), sur des produits résiduels (texture sablo-limoneuse) sensibles à l'érosion, associent des boues (1 à 2 cm) à des écorces et engrais. Après un semis riche en diverses espèces herbacées (*Festuca rubra*, *Trifolium repens*, *Agrostis tenuis*, *Poa pratensis*, *Lolium perenne*), les espèces colonisatrices naturelles viennent d'elles-mêmes (*Rumex acetosella*, *Melilotus alba*, *Trifolium pratense*).

β) Apport de matière organique afin de bloquer les transferts des métaux lourds. KIRKHAM (1977), MURRAY *et al.* (1981) associent les boues et du compost. Cependant certains auteurs doutent de l'effet bénéfique de la matière organique des boues vu que 60% de cette matière organique serait dégradée rapidement et ne protégerait pas à long terme les plantes des métaux lourds (KIRKHAM 1977).

γ) Stimulation des activités microbiennes.

SOPPER et SEAKER (1987) montrent que la population microbienne dans les 5 centimètres de surface apparaît dans les 2 ans après l'épandage de boues. Elle se maintient. Respiration et décomposition sont meilleures que dans les zones à fertilisation chimique seule. La chaux permet de contrôler également le maintien de cette vie microbienne.

En conclusion, mieux vaut utiliser des boues sur des sols miniers plutôt que de l'azote minéral, mais on prêtera attention aux risques ultérieurs de toxicité. Il est préférable de semer des espèces végétales métallo-résistantes ou génétiquement tolérantes (WARMAN 1988). Des essais sont effectués en Belgique, au LISEC (GUNS *et al.*, 1988), et à la F.S.A. Gembloux (MEDINGER, 1990).

Enfin, les cultures fruitières étant intéressantes comme indicatrices pour les traitements à long terme grâce à leur pérennité et leur système d'enracinement extensif, HARRIS *et al.* (1983) utilisent des petits fruits (pommes, groseilles, framboises) comme indicateurs de contamination du sol (Cd, Cu, Zn) après épandage de boues.

Le framboisier (partie foliaire + fruit) est le meilleur indicateur de cette contamination.

e) *Agents minéraux*

L'action des argiles sur l'immobilisation des métaux dans le sol reste d'actualité. Les kaolinite, montmorillonite ou autre bentonite proposées par les équipes des professeurs VERLOO et COTTENIE sont maintenant en concurrence avec des produits commerciaux dont l'origine n'est pas toujours connue. L'Elutrilithe et la Beringite par exemple sont des aluminosilicates résultant de l'exploitation houillère.

L'Elutrilithe a une C.E.C. de plus ou moins 8 méq/100g. Cette propriété permettrait son utilisation comme agent épurateur et fixateur d'ions pollués.

Le Métir semble extrêmement efficace. Il faudrait compter 5 g de ce produit pour éliminer environ 1 g de métal d'une solution aqueuse (un litre contenant 1.200 ppm de Cu est ramené à la teneur de 0,8 ppm en 30 minutes d'agitation !). Par contre, on ne dispose pas de données quant à son activité sur un sol.

f) *Résines synthétiques*

De nouveaux produits apparaissent sur le marché. Ce sont des résines échangeuses d'ions pour l'immobilisation des métaux dans le sol. Elles auraient un effet positif sur la croissance des cultures, la fertilité du sol, l'activité biologique et finalement, la capacité de production. Ces produits se présentent en poudre ou en granulés et sont chargés d'ions Ca, Mg ou K (LEWATIT OC 1029, OC 1030, OC 1034 de chez Bayer par exemple). La capacité d'échange de ces derniers est telle que pour un sol contenant 600 ppm en Cu, 250 en Pb et 150 en Zn, VAN ASSCHE

et UYTTEBROECK, (1980) conseillent d'en amener 1 kg par m² de sol (soit 10t à l'ha).

g) *Méthodes combinées* (BISHOP, 1990)

Le procédé de stabilisation tente de réduire la solubilité ou la disponibilité chimique des métaux lourds en changeant par exemple, leur statut chimique ou physique.

Les agents liants peuvent être classés en 2 grandes catégories : inorganiques (mortier hydraulique, chaux, cendres, gypse, silicates, ...) ou organiques (époxy, polyesters, asphalte/bitume, polyéthylène, polybutadiène, ...)

L'association des deux types de liants est parfois utilisée. Un certain nombre de facteurs affecte le degré d'immobilisation : pH, potentiel redox, formation de précipités (carbonates, sulfures ou silicates).

h) *Commentaires*

Toutes ces substances réparatrices sont apportées au sol dans le but de bloquer les ions métalliques et non pas pour les éliminer. Ceux-ci sont toujours présents et risquent à tout moment de «refaire surface» si les conditions de traitement du sol viennent à changer ou si d'autres éléments organiques ou inorganiques interfèrent (sulfate, huile, graisses, phénol, ...) (BISHOP, 1990).

D'autre part, tous les produits ne sont pas efficaces en toute circonstance ni stables dans le temps. Leur utilisation peut dès lors s'avérer fort coûteuse, plus coûteuse peut être que l'apport d'un nouveau sol. Ce peut être un palliatif permettant d'attendre la mise au point de technique plus performantes par leur efficacité et leur coût réduit.

2.3.3. *Solubilisation des métaux du sol*

L'attaque du sol par des agents acidifiants, chélatants et solubles peut se faire soit avec le sol en place soit avec excavation du sol (JOZIASSE *et al.*, 1990). Dans son principe, la technique mise en œuvre est relativement simple bien que difficile à appliquer lorsque le sol n'est pas excavé. Il s'agit de créer une suspension aqueuse par divers procédés, d'acidifier le milieu, d'incorporer un capteur d'ions métalliques et de récupérer la solution du sol chargée en métaux, de l'épurer et de la recycler (GEUZENS et DE VOOGHT, 1987).

Dans cette optique, la décontamination des sols par l'extraction ou le transfert des métaux du sol sur un solvant a été testée. L'EDTA et

le NTA ont la propriété de former des complexes très stables : extraction du Pb (ELLIOT et BROWN, 1989), extraction du Cd, Cu, Pb, Zn (KOBAYASHI *et al.*, 1974 cité par ELLIOT et BROWN, 1989).

Dans cette technique, le sol est excavé, trié et mélangé au solvant. Ensuite il est lavé à l'eau et remis en place. L'eau contenant les métaux est traitée pour récupérer les métaux et recycler le solvant.

Pour fixer les idées, WOELDERS (1988) nous donne un exemple de traitement d'un sol sableux hollandais *in situ* (30.000 m³ compris dans un domaine de 6.000 m²). Le cadmium à éliminer est estimé à 700 kg. L'attaque de désorption se fait par HCl 10⁻³ M (pH 3,5) à la suite de quoi des techniques d'hydrogéologie sont mises en œuvre (infiltration et lavage). L'auteur estime les coûts à environ 3,80 Hfl. par litre d'eau et 126 Hfl. par m³ de sol à traiter (1 Hfl = 3 FF = 18 FB).

Pour le traitement hors site, Bayer propose une variante du LEWATIT déjà présenté, c'est le LEWATIT TP 207. Cet échangeur cationique à structure poreuse possède des propriétés chélatantes pour la fixation des métaux lourds dans les milieux faiblement acides ou basiques.

Il est efficace en extraction et récupération de divers ions en solution, dans les eaux résiduaires, ..., en raffinage de solutions de sels métalliques, et en purification de solutions aqueuses de produits chimiques, organiques ou minéraux par élimination des traces gênantes d'ions de métaux lourds.

2.4. MÉTHODES PHYSIQUES

2.4.1. *Traitement du sol*

Les chercheurs tels que van ES *et al.* (1988) étudient les effets d'un labour profond et de la microtopographie sur le rendement de quelques céréales (le maïs surtout). De même NICHOLS et MICHAELSEN (1986) (sur bauxite en Australie), comparent différentes techniques de travail du sol et leur impact sur les végétations en sous étage d'une plantation.

Ces techniques ne visent pas particulièrement les sols contaminés par les métaux mais d'une façon générale les terrains réputés difficiles à reverdir et sensibles à l'érosion.

Un consensus s'est établi pour couvrir le sol le plus rapidement possible en semant des Fabaceae, des Poaceae ou d'autres espèces non présentes dans le sol mais agressives. Parfois, un second semis est nécessaire avant ou avec la plantation (SOPPER et son équipe, 1987, 1988, 1989).

2.4.2. Couverture par un sol sain

Une stratégie d'intervention quant à la revégétation de sols contaminés est proposée par JONES *et al.* (1982) et expose les cas où une couverture par un sol sain devrait être utilisée.

Cette technique est développée abondamment dans les régions où l'exploitation minière se fait à ciel ouvert. Au préalable, le sol de couverture (topsoil en anglais) est enlevé et stocké pendant l'exploitation. Par après, le relief est remodelé et le sol de surface est ramené, travaillé, enrichi par un complexe fertilisant ou amendé du point de vue de sa structure. On peut noter aussi l'apport de chaux, d'engrais divers, de sédiments séchés, de boues de stations d'épuration, d'écorces, de sciures ... (VAN LUICK 1984).

Le but de l'opération dans ce schéma classique est de reverdir le site très rapidement, voire de le recultiver avec l'espérance de très bons rendements (qualités nutritionnelles du sol de couverture). En outre il devra posséder des qualités quant au drainage, à la rétention en eau, à l'absence de semences de mauvaises herbes, ... BRADSHAW (1989) résume les exigences de ce sol pour différentes utilisations.

Le facteur économique doit être examiné. Une des questions qui se posent est de savoir quelle épaisseur de terre il faut ramener sur le site, entre 0,15 et 1,20 m (HARRIS *et al.*, 1984). Elle dépendra des propriétés du sol à recouvrir, des précipitations (climat) de la région et sera différente suivant que le sol est destiné à recevoir des cultures céréalières, des racines alimentaires ou des arbres (REDENTE et HARGIS 1985).

Dans certains cas, on établit un lit de rupture empêchant les polluants de remonter dans la terre arable par capillarité (graviers, argile, ...) (VAN LUICK et HARRISON 1984). Parfois, il s'agit d'installer un film plastique sur la totalité du site avant le recouvrement. Encore faut-il que les racines, des arbres en particulier, ne percent pas cette protection.

De nombreux auteurs ont étudié cette technique. HARGIS et REDENTE (1984, ...), ont comparé des sols avant exploitation et après exploitation, nus ou recouverts et/ou colonisés (SCHROEDER 1989, CHONG *et al.* 1986), ainsi que les interactions entre — épaisseur et composition du sol de couverture, — travail du sol, — fertilisation, — espèces cultivées, — transfert des métaux lourds et — concentrations dans les organes végétatifs des plantes (Mc SWEENEY *et al.*, 1987 ; HARRIS *et al.*, 1984 ; BORGEGÅRD et RYDEN, 1989 ; REDENTE et HARGIS, 1985 ; JONES, *et al.*, 1981).

CAIRNEY (1984) pose le problème de la fertilité du topsoil à long terme, notamment suite à l'activité biologique et aux modifications de la circulation de l'eau dans le sol. Il insiste sur la nécessité d'études à long terme. L'activité des vers de terre (*Lumbricus terrestris* et *Allobophora longa*, principalement, qui peuvent atteindre des profondeurs de 2 mètres) peut être néfaste par remontée des métaux lourds vers le sol sain.

La quantité de sol transportée varie de 4 à 40 kg.m⁻².an⁻¹ suivant les propriétés du sol et l'abondance de vers de terre (CAMPINO et WRUK, 1990).

Suite à la pénétration racinaire, un isolement des parties contaminées doit parfois être entrepris (JONES, *et al.* 1981).

2.4.3. Isolement des parties contaminées

Il s'agit d'établir des barrières de différents types, plus ou moins poreuses, plus ou moins étanches pour empêcher l'érosion du sol contaminé, la pénétration profonde des racines, la migration des polluants par capillarité, les mouvements de l'eau ...

Elles sont constituées (JONES *et al.*, BELL *et al.*, 1984)

— soit d'un dispositif étanche en argile ou d'un matériel artificiel tel qu'une gomme butylique ou un polyéthylène haute densité (CAMPINO et WRUK, 1990) ;

— soit d'une couche poreuse en bricailons ou en graviers calcaires qui rompt la continuité hydraulique existant entre le sol de couverture et le matériel contaminé ;

— soit d'une barrière chimique qui précipite les métaux de la solution à l'interface. On utilise de la chaux ou de la cendre pulvérisée.

De telles études nécessitent la prise en considération des données géohydrologiques concernant notamment les risques de contamination des nappes (LOXHAM et WESTRATE 1985).

LOXHAM et WESTRATE (1985) ont utilisé cette approche pour les boues issues du dragage du canal de Gand par l'implantation d'un mur vertical d'étanchéité en bentonite accompagné d'un fossé de drainage après excavation dans du sable jusqu'à une épaisse couche d'argile à 25 m de profondeur.

Ces techniques sont mises en place *in situ* ou hors du site pour la construction d'énormes bassins de confinement camouflés par la suite. Dans ce cas, il y a excavation du sol, traitement ou non de celui-ci, stockage des déchets et réaménagement du site primaire.

2.4.4. *Excavation*

L'opération d'excavation s'impose lorsque les exploitants décident de traiter le sol en unités hors du site par un procédé chimique ou physique (thermique, électrique ou autre). Bien que l'opération fasse monter très sérieusement les coûts au m³ traité, il arrive que plusieurs mètres de sol soient enlevés sur des surfaces relativement restreintes.

Se posent ici les questions suivantes :

- que faire du trou résultant de l'opération ?
- que faire des produits issus du traitement industriel de décontamination ?
- le bénéfice de l'opération se trouve-t-il dans l'économie locale ou ailleurs ?

Les terres excavées ont 5 destins possibles :

- traitement par voie chimique, lixiviation, puis lavage ; par exemple le procédé DYWINEX (RUDAT, 1990),
- traitement physique par flottation ou hydrocyclonage puis séparation (WOELDERS, 1988),
- traitement thermique (CAMPINO *et al.*, 1990),
- mise en décharge (BIERLING *et al.*, 1988),
- traitement électrique.

Les quatre premières techniques sont peu usitées pour les métaux lourds alors que la cinquième semble vouloir prendre un essor étonnant.

2.4.5. *Electrocinétique*

Les phénomènes électrocinétiques apparaissent lorsque le sol est chargé électriquement au moyen d'électrodes. Les manifestations électriques sont classées en trois catégories :

- a) électrophorèse : mouvement de particules dans la phase aqueuse du sol ;
- b) électroosmose : mouvement de la solution aqueuse du sol de l'anode vers la cathode ;
- c) électrolyse : déplacement des ions et des complexes dans la phase aqueuse du sol.

Le champ électrique peut être accompagné d'un champ acoustique pour donner le processus électroacoustique (HINCHEE *et al.*, 1989).

Le calcul de l'énergie nécessaire pour nettoyer un m³ de sol est fonction de nombreux facteurs dont :

- les concentrations des ions en présence ;
- les concentrations à atteindre ;
- le comportement des polluants à différents pH ;
- le pH autour des électrodes dans le sol ;
- le mode de retrait des polluants et particules aux électrodes
- le remplacement par une solution ad hoc de ce qui est retiré aux électrodes ;
- ...

Ces techniques sont souvent testées au laboratoire mais fonctionnent aussi en vraie grandeur dans des cas bien précis (CABRERA-GUZMAN *et al.*, 1990 ; LAGEMAN *et al.* 1989 et 1990). Citons les exemples suivants :

- Élimination du Pb (9000 ppm) et du Cu (4500 ppm) d'un sol contenant des résidus de peinture. Après 430 heures de traitement, on note une élimination moyenne de 74%.

- À proximité d'une usine de galvanisation, le zinc se trouve à 3000 ppm en surface et à 500 ppm plus profondément. Sur une surface de 15×6 m, et une profondeur de 1 m, huit semaines de traitement à 160 kwh/t ont éliminé 20% en moyenne.

- Il a fallu 1.560 heures (65 jours) à 150 kwh/t pour 250 m³ d'argile contenant de l'arsenic et arriver à un résultat valable. Le travail a été plus long que prévu car de nombreux objets métalliques se trouvaient dans le sol et ont perturbé les déplacements.

La méthode électroacoustique a été testée sur des sols contaminés par des hydrocarbures et des métaux. L'étude entreprise en laboratoire doit être élargie au terrain et approfondie.

L'estimation des coûts est assez délicate mais il est certain qu'ils sont fort variables en fonction des concentrations et des sols. En fait, les coûts sont surtout linéairement liés à la puissance électrique qu'il faut développer et au temps pendant lequel il faut la maintenir. Les caractéristiques du dispositif électrique sont fonction du cas à traiter. Ainsi, deux travaux différents peuvent revenir au même prix alors que les conditions de milieu sont toutes différentes (450 \$/t pendant 10 jours ou 150 \$/t pendant 30 jours).

L'électroosmose peut donc être efficace dans certains cas. C'est une technique utilisée in situ, sans excavation du sol, mais les limites d'utilisation ne sont pas encore connues ou comprises. Par exemple, dans des conditions précises de milieu et de courant, ces techniques permettent de créer, par densification («Cement effect») des barrières autour des sites contaminés.

3. Discussion

3.1. LES NORMES

3.1.1. Objectifs

Parmi les objectifs du présent rapport figure l'identification de certaines lacunes dans nos connaissances. La plus évidente, et celle qui devrait faire l'objet d'une étude distincte est *l'établissement des valeurs seuils-limites pour les concentrations en métaux lourds dans les sols*. Ces valeurs conditionnent la nécessité ou non de la réhabilitation. Elles devraient être modulées en fonction de toute une série de facteurs, que nous énumérons ci-dessous.

Compte tenu de ces valeurs seuils-limites, il sera possible, pour chaque site identifié, de fixer un ordre de priorité dans les interventions, et de choisir le type de traitement dont le rapport coût-bénéfice sera optimal.

3.1.2. Fixation des normes «doses quotidiennes»

D'innombrables études, impossibles à recenser dans ce rapport, sont consacrées à l'étude des transferts des métaux lourds dans les chaînes trophiques. Le but ultime étant de protéger l'homme et l'animal de toute affection qui serait liée à l'accumulation de métaux lourds dans certains organes sensibles.

Trois voies d'accès des métaux lourds vers l'organisme vivant coexistent :

- l'ingestion d'aliments et de boissons riches en ces éléments ;
- l'inhalation de particules ;
- le contact cutané.

3.1.3. Normes pour les végétaux

La voie principale étant l'ingestion d'aliments et de boissons contaminés, l'effort principal de normalisation a porté sur la fixation de valeurs limites pour les concentrations en métaux lourds dans les légumes, les viandes, les eaux de consommation, et enfin depuis peu dans les sols agricoles.

À titre d'exemple, la FAO et l'OMS ont défini pour le Cd dans la ration quotidienne admissible (A.D.I. : Admissible Daily Intake) les normes de 0,06 à 0,07 mg Cd par personne et par jour. On peut en déduire, compte tenu d'une consommation quotidienne de légumes

d'environ 250 g, que ces végétaux ne peuvent contenir plus de 0,4 mg/kg M.S. (soit 0,04 à 0,05 mg/kg M.F.) (DHAESE, 1977).

Si l'on tolère une ration quotidienne admissible supérieure à celle préconisée par la FAO et l'OMS (par ex 0,3 mg/jour. personne) les valeurs relatives aux légumes sont plus élevées et moins contraignantes pour les producteurs.

De nouvelles propositions de normes valables pour le Benelux devaient entrer en vigueur au début 1992, elles sont encore plus sévères.

La contamination des végétaux s'opère par absorption racinaire, au départ de la solution du sol, mais aussi par adsorption-dépôt sur les organes épigés. Le taux de transfert air- plante varie en fonction de plusieurs critères :

- la forme chimique de l'élément métallique dans le sol ;
- les caractéristiques du sol (texture, pH, C.E.C., teneur en matières organiques, etc.) ;
- le végétal (nature, position systématique, port des feuilles, âge physiologique, etc.) ;
- les conditions locales (importance des retombées atmosphériques, fréquence des pluies, etc.)

Plusieurs tentatives de quantification de ces transferts ont été faites. Nous citons l'une d'entre elles, réalisée sur la laitue dans notre laboratoire, au cours du Programme RDAir (1975-1978).

À partir de quelles concentrations dans le sol existe-t-il un risque de transfert de métaux lourds dans les végétaux, transferts suffisants pour que les normes admissibles maximales soient dépassées dans les produits agricoles ? La plupart des essais de transfert ont été réalisés en conditions artificielles (aquaculture, vases de végétation ou sols reconstitués) avec des apports de sels solubles, il est difficile d'extrapoler les résultats de ces expérimentations à la pratique courante, et aux transferts en conditions naturelles.

Si l'on admet que la fixation de normes pour les sols, constitue un moyen préventif efficace, encore convient-il d'éviter de fixer pour toutes les situations une norme identique. Certaines propositions faites en Hollande seront difficilement applicables dans les autres pays de la CEE. Ainsi, dans le cas du Cd, le Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene (RIVM, 1987) prévoit pour des sols de pH > 5,8 une norme calculée selon la formule :

$$\text{Cd ppm} = 0,1 + 0,08\% \text{ C} + 0,01\% \text{ chaux}$$

dans laquelle, C représente la matière organique exprimée en C et la chaux représente le pouvoir alcalinisant.

Cette formule, appliquée à tous les sols européens entraînerait une demande de réhabilitation supérieure à tous les moyens financiers mobilisables pour améliorer l'environnement.

Aux Pays-Bas, des propositions, déjà plus anciennes, fixent pour le Cd les valeurs limites dans les sols hollandais, en tenant compte de la nature du sol et de sa teneur en matière organique (tableau).

Type de sol	mg Cd/kg MS
Sable pauvre en humus (< 2,5% MO et < 8% argile)	0,3
Sable avec humus (> 2,5% MO et de 8 à 25% argile)	0,5 (type le plus fréquent aux Pays-Bas)
Argile (> 25% argile)	1,0
Tourbeux (> 25% humus)	2,0

Ces normes tiennent compte pour la protection de la qualité des sols, des différentes sources d'apports de Cd et de métaux lourds dans la rhizosphère.

Au niveau de la CEE, l'action COST 681, a permis de préparer la Directive européenne du 12 juin 1986, relative à la protection de l'environnement et notamment des sols, lors de l'utilisation des boues d'épuration en agriculture (réf. 86/278 CEE). Cette Directive est intéressante, et pourrait servir de base à l'établissement de normes protégeant les sols agricoles, quelles que soient les sources en métaux lourds (retombées, apports par les engrais et amendements) ou leur origine (industrielle, déchets, effluents liquides, etc.).

Cette Directive précise, dans ses annexes :

- les valeurs limites de concentration en métaux lourds dans les sols (dont le pH est de 6 à 7) soit de 1 à 3 mg Cd/kg M.S de sol ;
- les valeurs limites de concentrations en métaux lourds dans les boues destinées à une utilisation agricole, soit de 20 à 40 mg Cd/kg M.S de sol ;

— les valeurs limites pour les quantités annuelles de métaux lourds pouvant être introduites dans les sols cultivés sur la base d'une moyenne de 10 ans, soit 150 g/ha.an, dans le cas du Cd.

3.1.4. *Conclusions*

Il convient d'être attentif à ces propositions de normes et veiller à ce que celles-ci tiennent compte des caractéristiques du sol (nature, texture, propriétés physiques et chimiques), des teneurs en métaux lourds présentes dans le sol (avec la distinction entre les teneurs totales et échangeables) et surtout de la vocation du sol.

En première approximation, nous pourrions considérer comme valeurs limites des concentrations en Cd de 1 à 3 mg/kg M.S pour des sols agricoles dont le pH est de 6 à 7. Cette valeur de référence nous servant tant pour établir des ordres de priorité dans nos interventions de réhabilitation, que pour mesurer les apports dus aux intrants agricoles et aux retombées atmosphériques.

Dans les situations où le niveau actuel des concentrations en Cd dépasse ces valeurs, il importe de préciser la vocation des terrains à réhabiliter.

3.2. MÉTHODES DE DÉLIMITATION DES ZONES À RÉHABILITER

La cartographie des zones à risques, est une démarche préalable à toute action de réhabilitation. Elle tiendra compte des valeurs seuils limites, caractéristiques des sols présents sur les sites à assainir.

Pour délimiter les zones riches en métaux lourds, on dispose de banques de données dans les services officiels : B.R.G.M. en France, Service géologique de l'État en Belgique, Conservatoire des sols en France, Service pédologique en Belgique, etc...

Les informations glanées auprès de ces services officiels devront être vérifiées, non pas qu'elles ne soient fiables, mais le plus souvent elles ne précisent pas les teneurs en métaux lourds et encore moins la fraction échangeable de ceux-ci.

Les éventuelles lacunes de ce type devront être corrigées par des campagnes d'échantillonnage et d'analyses complémentaires. Celles-ci se feront selon une méthodologie et des techniques normalisées. La caractérisation chimique des fractions échangeables des métaux non ferreux

présents dans les sols peut se faire avec divers mélanges extractifs, dont les résultats seront variables selon le mode opératoire, qu'il importe absolument de normaliser.

Il faudrait convenir, au niveau des différents services officiels et des Universités chargées d'assurer ces contrôles, d'uniformiser les procédures d'échantillonnage, de traitement des échantillons et de recourir à une technique analytique standardisée.

Une méthode rapide d'identification des zones à risques tiendra compte de la carte géologique, des cartes de localisation des sources (anciennes ou actuelles) d'émissions industrielles, mais aussi de la présence et de la répartition d'espèces métallophytes (cfr. 2.2.).

Des tests complémentaires, afin de juger de la biodisponibilité et de l'éventuelle phytotoxicité, s'avèreront souvent indispensables. Compte tenu du coût des opérations de réhabilitation, il peut être intéressant, dans la fixation d'un ordre de priorité dans les interventions, à recourir

— aux réactions de plantes bioaccumulatrices implantées sur le site et dont on suivra l'évolution des teneurs en métaux lourds

— aux tests de germination de cresson alénois (*Lepidium sativum*),

d'orge (*Hordeum vulgare*), etc...

— à des tests de croissance de racines transformées

Cette technique prometteuse est actuellement éprouvée et mise au point du laboratoire de Gembloux.

— à des tests biochimiques, tels que ceux pratiqués au L.I.S.E.C.

Une des voies de recherche à privilégier dans un éventuel programme européen serait précisément la mise au point de tests normalisés destinés à apprécier de façon objective, dans chaque situation particulière, quels sont les risques de transfert des métaux lourds, leur accumulation et leurs effets chez des végétaux indicateurs.

Ces tests biologiques, utilisant des organismes vivants qui intègrent dans leurs réactions les effets du microclimat, des propriétés édaphiques et de la présence de métaux lourds, permettront de préciser au sein des sites cartographiés quelles sont les zones à risques accrus, et quelles sont les superficies à réserver aux différents types de réhabilitation.

Les techniques classiques utilisées en écologie végétale et phytogéographie compléteront les relevés géologiques et pédologiques dans la cartographie des zones à risques.

3.3. OBJECTIFS DE LA RÉHABILITATION

Au moment où la Politique Agricole Commune (P.A.C.) de la CEE contraint les pays occidentaux à réduire les superficies cultivées, il nous paraît inopportun de privilégier des moyens de réhabilitation lourds et coûteux pour rendre à l'agriculture des terrains riches en métaux lourds.

Il importe donc de prendre en considération la vocation des terrains à réhabiliter et de moduler les interventions en fonction des teneurs en métaux lourds à atteindre. Celles-ci dépendront entr'autres des possibilités de réemploi des terrains assainis.

L'inventaire des vocations de ces terrains est large, et peut encore être étendu : jardins publics, zones de loisirs, pépinières, terrains de sport, cultures florales, parkings, serres et cultures sous abris et hors-sol, terrains à destination commerciale ou industrielle, champs de foire, forêts, terrains de golf, pistes de karting, etc.

L'essentiel est de retirer ces terrains de tout système de production agricole, et ce afin d'éviter tout risque ultérieur de contamination des fourrages et matières premières végétales. On veillera toutefois à amener et maintenir une couverture végétale, temporaire ou définitive, afin d'interrompre le recyclage des particules métalliques présentes dans les couches superficielles du sol. Sinon, celles-ci, emportées par les eaux de ruissellement ou le vent peuvent être disséminées sur de larges étendues et constituer ainsi de nouvelles sources de pollution.

Dans la mesure du possible, on combinera cette recolonisation végétale, avec une éventuelle bioexportation des métaux lourds encore présents.

On ménagera aussi l'aspect paysager, en restaurant une certaine diversité au paysage, par des écrans d'arbres et des buissons. On contribuera ainsi à une lutte anti-érosive sur les terrains en forte pente, quitte à y utiliser des techniques de plantation sophistiquées. Cet effort d'amélioration du paysage tiendra compte des potentialités du terrain et de l'insertion du projet de réhabilitation dans l'aménagement du territoire.

L'objectif de la réhabilitation est d'obtenir pour un coût minimal une efficacité suffisante pour protéger l'environnement. Les considérations tendant à restaurer une production agricole quantitativement et qualitativement excellentes ne se justifient pas. Certains auteurs anglo-saxons ont estimé le coût de l'élévation des rendements agricoles sur des terrains réhabilités, coûts non rentables, d'autant plus qu'il reste toujours un risque de récoltes qualitativement douteuses.

3.4. ORIENTATION DU CHOIX DES TECHNIQUES DE RÉHABILITATION

Ce choix est conditionné par des facteurs locaux, déjà décrits :

- l'objectif à atteindre (niveau maximum tolérable pour les métaux lourds, après intervention) ;
- superficie à traiter (et nature des parcelles à traiter : contiguës, discontinues, ouvertes ou closes, jardins privés, champs, etc.) ;
- vocation de ces terrains.

Tout compte fait, la littérature réunie ne conseille pas de solution universelle, chaque cas étant particulier, par les métaux présents, leurs formes chimiques, la nature du sol, les efforts déjà entrepris pour fixer ou neutraliser les contaminants, etc...

Nous manquons encore de recul pour juger quelles solutions techniques ont un rapport coût/efficacité favorable. Les rares valeurs chiffrées disponibles font apparaître un coût souvent redhibitoire, qui imposera, compte tenu des disponibilités financières, de fixer des ordres de priorité pour toute intervention.

Il est extrêmement important que les différents secteurs soient impliqués dans la définition des critères de priorité. Les industriels, les administrations locales, les hygiénistes, la Recherche, les entreprises spécialisées dans ces traitements devront se concerter pour fixer les règles de la réhabilitation et surtout définir les buts à atteindre. Avec l'espoir que ces buts seront réalistes et n'aboutiront pas à des solutions démesurées.

3.5. STRATÉGIES À DÉVELOPPER

3.5.1. *identification du risque* lié à la présence d'un ou de plusieurs contaminant(s) (tests de toxicité chez l'homme, l'animal, le végétal) (tests de transferts air — plante, sol — plante — animal).

3.5.2. *localisation du risque* : cartographie basée sur un échantillonnage et des techniques analytiques standardisées, recensement des sites.

3.5.3. *étude de la cinétique de la contamination* : rassembler les documents liés à la création, l'exploitation et le démantèlement des entreprises transformatrices de métaux lourds, considérées comme émettrices primaires ; études phytosociologiques, etc...

3.5.4. *objectifs de la réhabilitation* : identification des «valeurs seuils limites» adaptées aux conditions locales, en relation avec la vocation des terrains réhabilités, leur utilisation future.

3.5.5. *choix de la méthode de réhabilitation*

— en fonction des conditions édaphiques, des niveaux d'enrichissement du sol en métaux lourds, des conditions biologiques, de l'influence des émissions actuelles et des retombées locales.

— mais aussi en fonction des techniques praticables, de leur coût, et des teneurs en métaux lourds qu'il faut atteindre «in fine».

3.5.6. *mise en application de la (ou des) technique(s) de réhabilitation*

Le plus souvent il conviendra de combiner des techniques chimiques et biologiques d'une part, physiques et biologiques d'autre part.

3.5.7. *surveillance continue de l'efficacité du traitement* : par des dispositifs de contrôle (analyses régulières d'échantillons de sol, recours aux plantes accumulatrices).

3.5.8. *définition de recherches interdisciplinaires* dans les domaines

— du transfert «in situ» des métaux lourds dans les chaînes trophiques ;
— du comportement des métaux lourds, liés aux fractions minérales et organiques du sol ;

— de la recherche de végétaux résistants, métalphytes à implanter dans les zones à risques ;

— de l'efficacité à moyen et court terme de techniques d'immobilisation des métaux lourds ;

— de la part relative des émissions industrielles et du recyclage des déchets dans la contamination métallique globale des sols et du milieu ;
— du perfectionnement de certaines techniques prometteuses (électroosmose, etc.) ;

— de l'harmonisation des mesures législatives et du contrôle de leur application.

4. Bibliographie

- BAKER, A. J. M. (1981) : Accumulators and excluders-strategies in the response of plants to heavy metals. *J. Plant Nutr.*, 3, 1/4, 643-654.
- BAKER, A. J. M. (1984) : Environmentally-induced cadmium tolerance in the grass *Holcus lanatus* L. *Chemosphere*, 13, 4, 585-589.
- BAKER, A. J. M. (1987) : Metal tolerance. *New Phytol.*, 106 (Suppl.), 93-111.
- BAKER, A. J. M., GRANT, C. J., MARTIN, M. H., SHAW, S. C., WHITEBROOK S. (1986) : Induction and loss of cadmium tolerance in *Holcus lanatus* L. and other grasses. *New Phytol.*, 102, 575-587.

- BECKETT, M. (1989) : Setting standards for site clean-up. *Chem. Ind.*, 18, 592-596.
- BELL, R. M., PARRY, G. D. R., GILDON, A. (1984) : Isolating metal contaminated waste by covering potential upward migration of metals into surface soil and vegetation. *Conserv. Recycling*, 7, 2/4, 99-105.
- BIERLING, J. P., ERNES, J. P., VAN VOSSEN, W. J. (1988) : Beleidstrategie sanering cadmiumverontreiniging Dommeldalgebied. Cadmium : voorkomen, impact en sanering, symp. LISEC, Genk, 79-83.
- BIERLING, J. P., ERNES, J. P., VAN VOSSEN, W. J. (1988) : Aanpak sanering cadmiumverontreiniging Dommeldalgebied. Cadmium : voorkomen, impact en sanering, symp. LISEC, Genk, 84-87.
- BISHOP, P. L. (1990) : Solidification/stabilization of contaminated soils — an overview. 3rd int. conf. on contaminated soil, F. Arendt et al. (eds.), Karlsruhe, vol. 2, 1265-1274.
- BORGEGÅRD, S. O., RYDEN, H. (1989) : Utilization of waste products and inorganic fertilizer in the restoration of iron-mine tailings. *J. Appl. Ecol.*, 26, 1083-1088.
- BORGEGÅRD, S. O., RYDIN, H. (1989) : Biomass, root penetration and heavy metal uptake in birch in a soil cover over copper tailings. *J. Appl. Ecol.*, 26, 585-595.
- BOSSAVY, J. (1970) : Les polluants atmosphériques : leurs effets sur la végétation. *Rev. Forest. Française*, sept-oct. 533-543.
- BRADSHAW A. D. (1975) : The evolution of metal tolerance and its significance for vegetation establishment on metal contaminated sites. Int. conf. on heavy metals in the environment, Toronto, vol. II/2, 599-622.
- BRADSHAW A. D. (1989) : The quality of topsoil. *Soil Use Manage*, 5, 3, 101-108.
- BROOKS, R. R., MALAISSE, F. (1985) : The heavy metal tolerant flora of Southern Africa. A multidisciplinary approach. A. A. Balkema/Rotterdam/Boston.
- CABRERA-GUZMAN D., SWARTZBAUGH J. T., WEISMAN A. W. (1990) : The use of electrokinetics for hazardous waste site remediation. *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 40, 12, 1670-1676.
- CAIRNEY, T. (1984) : Reclaiming chemically contaminated land for housing and other sensitive uses. Int. Conf. on environmental contamination, London, 294-299.
- CAMPINO, I., MÜHLBERGER, H. D., SCHOKNECHT, W. (1990) : Recultivation of decontaminated soil by a thermic treatment. 3rd int. conf. on contaminated soil, F. Arendt et al. (eds.), Karlsruhe, vol. 1, 291-296.
- CAMPINO, I., WRUK, H.-P. (1990) : About the use of geotextile to prevent the recontamination of exchanged soils by earthworms. 3rd int. conf. on contaminated soil, F. Arendt et al. (eds.), Karlsruhe, vol. 2, 1213-1214.

- CARTER, D. B., LOEWENSTEIN, (1979): Factors affecting the revegetation of smelter contaminated soils. *Reclamation Review*, Vol. 1, 113-119.
- CHAMBERS, J. C., BROWN, R. W., JOHNSTON, R. S. (1987): A comparison of soil and vegetation properties of seeded and naturally revegetated pyritic alpine mine spoil and reference sites. *Landscape Urban Plann.*, 14, 507-519.
- CHONG, S. K., BECKER, M. A., MOORE, S. M., WEAVER, G. T. (1986): Characterization of reclaimed mined land with and without topsoil. *J. Environ. Qual.*, 15, 2, 157-160.
- COLPAERT, J. Y., VANDENBOSCH J. F. M. (1988): The effect of Cd on the development of ectomycorrhized systems. Sym. Cadmium LISEC, Genk, 88-89.
- COTTENIE, A., VERLOO, M., KIEKENS, L., CAMERLYNCK, R., VELGHE, G., DHAESE, A. (1979): Essential and non essential trace elements in the system soil-water-plant. Laboratory of analytical and agrochemistry, R.U.Gent., Belgique.
- COX, R. M. (1979): Multiple tolerance relations in native plants and their application to reclamation. Int. conf. on management and control of heavy metals in the environment, London, 202-205.
- COX, R. M., HUTCHINSON, T. C. (1981). The evolution of the grass *Deschampsia cespitosa* as a pioneer species around the Sudbury smelters, Ontario in response to atmospheric smelter emissions, Int. conf. on heavy metals in the environment, Amsterdam, 334-338.
- DAUDIN, D., DEVAUX, J. F., FULCHIRON, D., LARRE-LARROUY, M. C., LORTHIOS, P. I. (1991): Reclamation of acidic soils treated with industrial sludge Alternative uses for sewage sludge. Ed. J. E. Hall. Pergamon Press, Oxford, 55-69.
- DAY, A. D., LUDEKE, K. L. (1980): Direct seeding of tree species on copper mine wastes in the southwestern United States. *J. Environ. Qual.*, 9, 2, 304-306.
- DELCARTE, E., IMPENS, R. (1976). Présence de métaux lourds dans les feuilles d'arbres d'alignement à Bruxelles. C.R. 4^e Coll. Intern. Contrôle alimentation des plantes cultivées. Gent : 350-357.
- DE NIJS, W. (1985): Bodemverontreiniging en -sanering: de aanpak door O.V.A.M. *Beswa Rev.*, 58, 6-9.
- DENAEYER-DE SMET S. (1974). Premier aperçu de la distribution du cadmium dans divers écosystèmes terrestres non pollués et pollués. *Oecologia Plantarum*, 9, 2, 169-182.
- DENAEYER-DE SMET, S., DUVIGNEAUD, P. (1974): Accumulation de métaux lourds toxiques dans divers écosystèmes terrestres pollués par des retombées d'origine industrielle. *Bull. Soc. Roy. Bot. Belg.*, 107, 147-156.

- DE WAELE, M. (1991) : Sorption et désorption, les mécanismes du risque et du traitement de la contamination des sols. Séminaire sur la décontamination et la revalorisation des sols contaminés, Montréal, 12 pages.
- DHAESE, A. (1977) : Invloed van de anorganische verontreinigingen op de relatie bodem-water plant. Thèse de doctorat, R.U.Gent., Belgique.
- DUDLEY, L. M., Mc LEAN J. E., SIMS, R. C., JURINAK, S. J. (1988) : Sorption of copper and cadmium from the water-soluble fraction of an acid mine waste by two calcareous soils. *Soil Sci.*, 145, 3, 207-214.
- DUVIGNEAUD, J. (1976). Les critères d'appréciation de la valeur biologique d'un site. Exemple du versant gauche de la vallée de la Vesdre à Ninane et Chaudfontaine (Province de Liège). *Natura Mosana*, vol. 29, n° 3, 102-115.
- DUVIGNEAUD, J., JORTAY, A. (1987) : Un site intéressant de la région liégeoise : la partie méridionale du vallon des Fonds de Forêt (Forêt et Magnée, province de Liège). *Les Naturalistes belges*, 68, 2, 33-48.
- ELLIOTT, H. A., BROWN, G. A. (1989) : Comparative evaluation of NTA and EDTA for extractive decontamination of Pb-polluted soils. *Water Air Soil Pollut.*, 45, 3/4, 361-369.
- ERNST, W. H. O. (1976) : *Violetea calaminariae*. Prodrôme of the European plant communities. J. Cramer 1976/FL-9490 Vaduz.
- FRANKS, W. A., PERSINGER, M., LOB, A., INYANGETOR, P. (1982) : Utilization of sewage effluent and sludge to reclaim soil contaminated by toxic fumes from a zinc smelter. Land reclamation and biomass production with municipal wastewater and sludge, W. E. Sopper et al. (eds.), Pennsylvania State University.
- GAIE, W., HEINEMANN, P. (1980) : Mycorrhization du genre *Betula* par *Pisolithus arhizus*, en conditions axéniques. Rapport interne, FSAGx., 15 p.
- GEUZENS, P., DE VOOGHT, D. (1987) : Decontaminatie van bodems verontreinigd door zware metalen. Inventarisatie en mogelijke saneringswijzen voor cadmium en lood. Mol. SCK, 72 p.
- GEYPENS, M. (1988) : Bodenverontreiniging in particuliere tuinen in een industrieel gebied : een gevalstudie. Sym. Cadmium LISEC Genk, 90-95.
- GHIO, M. Ch. (1979) : Des observations botaniques et écologiques à l'aménagement raisonné des terrils de charbonnages. Approche théorique du problème de l'assainissement des sites industriels désaffectés. Colloque international sur l'assainissement des sites industriels désaffectés. Ateliers du Grand Hornu.
- GILDON, A., TINKER, P. B. (1983) : Interactions of vesicular-arbuscular mycorrhizal infection and heavy metals in plants. I. The effects of heavy metals on the development of vesicular-arbuscular mycorrhizas. *New Phytol.*, 95, 247-261.

- GUNS, M., SCOPKART, P., DE BORDER, R. (1988) : Vetspoeling en opname van zware metalen in lysimeters en potproeven. Sym. Cadmium LISEC, Genk, 101-107.
- HALL, J. E., VIGERUST, E. (1983) : The use of sewage sludge in restoring disturbed and derelict land to agriculture. C.E.C. Symp. on the utilisation of sewage sludge on land : rates of application and long-term effects of metals, S. Berglund, R. D. Davis and P. L'Hermite (eds.), Upsala, Sweden, 91-102.
- HARGIS, N. E., REDENTE, E. F. (1984) : Soil handling for surface mine reclamation. *J. Soil Water Conserv.*, 39, 5, 300-305.
- HARRIS, M. M., JURGENSEN, M. F. (1977) : Development of *Salix* and *Populus* mycorrhizae in metallic mine tailings. *Plant Soil*, 47, 509-517.
- HARRIS, M. R., HARRISON, S. J., LEPP, N. W. (1984) : Seasonal variations in the metal content of amenity grass and its use as an indicator of reclamation treatment performance. *Sci. Total Environ.*, 34, 267-278.
- HARRIS, M. R., HARRISON, S. J., WILSON, N. J., LEPP, N. W. (1983) : Elemental composition of fruit crops and their use as bio-indicators of reclamation treatment performance on metal contaminated land. Int. conf. on heavy metals in the environment, Heidelberg, vol. 2, 1162-1165.
- HINCHEE, R. E., MURALIDHARA, H. S., STULEN, F. B. (1989) : Electroacoustic soil decontamination process for in-situ treatment of contaminated soils. Soil/liquid separation : waste management and productivity enhancement. International symposium Ed. by H. S. Muralidhara.
- HUMPHREYS, M. O., NICHOLLS, M. K. (1984) : Relationships between tolerance to heavy metals in *Agrostis capillaris* L. *New Phytol.*, 98, 177-190.
- HUTCHINSON, T. C., KUJA, A. (1979) : Selection and use of multiple-metal tolerant native grasses for re-vegetation of mine tailings. Int. conf. on management and control of heavy metals in the environment, London, 191-197.
- IDE, G. (1988). Sanering van groentetuinen en van sterk verontreinigde terreinen. Cadmium : voorkomen, impact en sanering, Symp. LISEC, Genk, 60-65.
- IMPENS, R., DELCARTE, E., MATHY, P., PIRET, T. (1979) : Voies de transfert d'éléments traces non essentiels dans le système sol-air-plante. *Pédologie*, 29, 3, 311-323.
- IMPENS, R., DEROANNE-BAUVIN, J., BILLAU, J. (1973) : Trois ans d'observation de la contamination plombique des végétaux le long des autoroutes. C.R. Symp. Bioindicateurs deteriorationis Regionis II, Mezibori-Most., C.S.R., 7-14 juillet 1973, 52-64.
- IMPENS, R., FAGOT, J. (1991) : Gestion des métaux lourds présents dans l'environnement. Bureau d'Études Économiques et Sociales de la Province du Hainaut, Actes du colloque «Environnement, clé du futur (2)», Hornu, pp. 6-23.

- JOCHIMSEN, M. (1987): Vegetation development on mine spoil heaps — a contribution to the improvement of derelict land based on natural succession. Int. symp. on vegetation ecology and creation of new environments, A. Miyawaki *et al.* (eds.), Tokyo, 245-252.
- JONES, A. K., B. Sc., Ph. D., BIOL, M. I. (1982): The revegetation of contaminated land. *R. Soc. Health J.*, 102, 2, 73-78.
- JONES, A. K., JOHNSON, M. S., BELL, R. M. (1981). The movement of metals in reclaimed metal contaminated land. Int. conf. on heavy metals in the environment, Amsterdam, 375-382.
- JONES, K. C. (1990): Atmospheric deposition as a source of heavy metals and organic contaminants to agroecosystems. 3rd int. conf. on contaminated soil, F. Arendt *et al.* (eds.), Karlsruhe, vol. 1, 189-196.
- JOZIASSE, J., VAN VEEN, H. J., ANNOKKEE, G. J. (1990): Extraction of metals from polluted sediments with mineral acids. 3rd int. conf. on contaminated soil, F. Arendt *et al.* (eds.), Karlsruhe, vol. 2, 1389-1397.
- KABATA-PENDIAS, A., DUDKA, S. (1990): Evaluating baseline data for cadmium in soils and plants in Poland. Element concentration cadasters in Ecosystems Methods of assessment and evaluation. H. Lieth and B. Markert-Hardcover, 265-280.
- KABATA-PENDIAS, A., WIACEK, K. (1986): Effects of sulphur deposition on trace metal solubility in soils. *Environmental geochemistry and Health*, 1986, 8 (4), 95-98.
- KIRKHAM, M. B. (1977): Organic matter and heavy metal uptake. *Compost. Sci.*, 18, 1, 18-21.
- KUO, S., BAKER, A. S. (1980). Sorption of copper, zinc, and cadmium by some acid soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44, 969-974.
- LAGEMAN R., POOL, W., SEFFINGA, G. (1989): Electro-reclamation: theory and practice. *Chem. Ind.*, 18, 585-590.
- LAGEMAN, R., POOL, W., SEFFINGA, G. (1990). Electro-reclamation: state-of-the-art and future developments. 3rd int. conf. on contaminated soil, F. Arendt *et al.* (eds.), Karlsruhe, vol. 2, 1071-1078.
- LAMBINON, J., AUQUIER, P. (1963): La flore et la végétation des terrains calaminaires de la wallonie septentrionale et de la Rhénanie Aixoise. Types chorologiques et groupes écologiques. *Natura Mosana*, vol. 16, n° 14, 113-131.
- LAUTENBACH, W. E. (1987): The greening of Sudbury. *J. Soil Water Conserv.*, 42, 4, 228-231.
- LAVILLE-TIMSIT, L. (1986): Impacts on soils related to industrial activities. Part III. Effect of metal mines on soil pollution. C.E.C. Symp. on scientific basis for soil protection in the European Community, H. Barth and P. L'Hermite (eds.), Berlin, 281-297.

- LITTLE, P., MARTIN, M. H. (1972) : A survey of zinc, lead and cadmium in soil and natural vegetation around a smelting complex. *Environ. Pollut.*, 3, 241-254.
- LOXHAM, M., WESTRATE, F. A. (1985) : The use of a cement-Bentonite cut-off wall to contain possible pollutants from a landfill containing highly polluted dredging spoils. *Eng. Geol.*, 21, 359-365.
- MAQUINAY, A., RAMAUT, J. L., PETIT, J. (1972) : La halde calaminaire de Schmalgraf. *Les Nat. Belges*, 53-9.
- MARQUENIE-VAN DER WERFF, M., ERNST, W. H., FABER, J. (1981) : Complexing agents in soil organic matter as factors in heavy metals toxicity in plants. Int. conf. on heavy metals in the environment, Amsterdam, 222-225.
- MARRS, R. H. (1989) : Nitrogen accumulation, cycling and the restoration of exosystems on derelict land. *Soil Use Manage*, 5, 3, 127-134.
- MC NEILLY, T., JOHNSON, M. S. (1981) : Performance of Pb/Zn tolerant *Festuca rubra* on metalliferous spoil in relation to nitrogen source. *Fert. Res.*, 2, 135-146.
- MC SWEENEY, K., JANSEN, I. J., BOAST, C. W., DUNKER, R. E. (1987) : Row crop productivity of eight constructed minesoils. *Reclam. Reveg. Res.*, 6, 137-144.
- MEDINGER, S. (1990). Effets d'un apport de boues d'épuration sur un sol riche en métaux lourds, en vue de sa réhabilitation. Travail de fin d'études, Faculté des Sciences Agronomiques, Gembloux, 81 p.
- METCALFE, B., LAVIN, J. C. (1991) : Consolidated sewage sludge as soil substitute in colliery spoil reclamation. Alternative uses sewage sludge. J. E. Hall, ed., Pergamon Press, Oxford : 83-96.
- MORREY, D. R., COOKE, J. A., BAKER, A. J. M. (1983) : The use of stabilisers and mulches in the revegetation of metalliferous mine wastes. Int. conf. on heavy metals in the environment, Heidelberg, 996-1000.
- MURRAY, D. T., TOWNSEND, S. A., SOPPER, W. E. (1981) : Using sludge to reclaim mine land. *BioCycle*, 22, 3, 48-55.
- NICHOLS, O. G., MICHAELSEN, D. V. (1986) : Successional trends in bauxite minesites rehabilitated using three topsoil return techniques. *For. Ecol. Manage.*, 14, 163-175.
- PERRIN, D., (1989). Étude de la végétation d'un site industriel en relation avec la pollution atmosphérique : surveillance des retombées métalliques actuelles à Engis (province de Liège). Travail de fin d'études, Faculté des Sciences Agronomiques, Gembloux, 90 p.
- PETIT, M. D. (1979) : La colonisation végétale naturelle des terrils du Nord de la France : ses enseignements pour les problèmes de réhabilitation. Approche théorique du problème de l'assainissement des sites industriels désaffectés. Colloque international sur l'assainissement des sites industriels désaffectés. Ateliers du Grand Hornu.

- POPP, M. (1983) : Genotypic differences in the mineral metabolism of plants adapted to extreme habitats. *Plant Soil*, 72, 261-273.
- PULFORD, I. D. (1991) : Sewage sludge as an amendment for reclaimed colliery spoil. Alternative uses for sewage sludge. J. E. Hall éd., Pergamon Press, Oxford : 41-54.
- PURVES, D. (1967) : Contamination of urban garden soils with copper and lead. *Plant and soil*, 26 : 390-2.
- PURVES, D. (1970) : Enhancement of trace element content of cabbages grown in urban areas. *Plant and soil*, 33 : 483-485.
- R.I.V.M. (1987) : Basisdocument Cadmium. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene, Bilthoven Nederland, Ros and Slooff (eds.)
- REDENTE E. F., HARGIS, N. E. (1985) : An evaluation of soil thickness and manipulation of soil and spoil for reclaiming mined land in northwest Colorado. *Reclam. Reveg. Res.*, 4, 17-29.
- RINGE, J. M., GRAVES, D. H. (1987) : Economic factors affecting mulch choices for revegetating disturbed land. *Reclam. Reveg. Res.*, 6, 121-128.
- ROBERTS, J. A., DANIELS, W. L., BELL, J. C., MARTENS, D. C. (1988) : Tall fescue production and nutrient status on southwest Virginia mine soils. *J. Environ. Qual.*, 17, 1, 55-62.
- RUDAT, D. (1990) : Experience with the DYWINEX-washingprocess to clean soil contaminated by metals. 3rd int. conf. on contaminated soil, F. Arendt et al. (eds.), Karlsruhe, vol. 2, 929-930.
- RULOT, P. (1990) : Essais de reverduration d'un site industriel contaminé en métaux lourds (Cd, Pb, Zn) par bouturage de ligneux. Mémoire de fin d'études, Institut Provincial d'Enseignement Agronomique, La Reid, 145 p.
- SCHROEDER, S. A. (1989) : Soil loos comparisons between Reclaimed Strip-mined and undisturbed grasslands in North Dakota. *J. Environ. Qual.*, 18, 30-34.
- SIMON, E. (1975) : La dynamique de la végétation de quelques sites métallifères dans la région d'Eupen et d'Aix-la-Chapelle en relation avec les facteurs édaphiques. *Bull. Soc. Roy. Bot. Belg.*, 108, 273-286.
- SMITH, R. A. H., BRADSHAW, A. D. (1970) : Reclamation of toxic metalliferous wastes using tolerang populations of grass. *Nature*, 227, 376-377.
- SMITH, R. F., KAY, B. L., (1986) : Revegetation of serpentine soils : difficult but not impossible. *Calif. Agric.*, 40, 1/2, 18-19.
- SOPPER, W. E., Mc MAHON, J. M. (1987) : Greening of Blue Mountain. *BioCycle*, 1987, 28, 4, 47-51.
- SOPPER, W. E., Mc MAHON, J. M. (1988) : Revegetation of a superfund site. Part I. *BioCycle*, 29, 7, 57-60.
- SOPPER, W. E., Mc MAHON, J. M. (1988) : Revegetation of a superfund site. Part II. *BioCycle*, 29, 8, 64-66.