

Action 4.1.6. Contribution des intrants agricoles, des récoltes et du drainage aux flux de mercure dans les parcelles cultivées

Cambier Philippe¹, Colin Jean-Louis²,

¹ *Science du Sol, INRA, RD 10, 78 026, Versailles, cambier@versailles.inra.fr*

² *LISA, Universités Paris 7 & Paris 12, UMR CNRS 7583, Créteil, colin@lisa.univ-paris12.fr*

PIREN-Modele-200?.doc

Action 4.1.6. Contribution des intrants agricoles, des récoltes et du drainage aux flux de mercure dans les parcelles cultivées	1
1. Introduction	1
2. Approches et méthodes adoptées.....	2
2.1. Sites	2
2.2. Collecteur et analyses des retombées atmosphériques	2
2.3. Prélèvement de l'eau du sol	3
2.4. Analyses chimiques des végétaux	3
3. Etude bibliographique	4
3.1. Intrants agricoles et flux de Hg	4
3.2. Teneurs en Hg des récoltes et dans la solution du sol	5
4. Résultats expérimentaux et de simulation de flux	5
4.1. Analyses des grains de blé et de colza.....	5
4.2. Calculs de flux de Hg	6
5. Conclusions et perspectives.....	7
6. Références bibliographiques	8

1. Introduction

De nombreux travaux de recherche portent sur le devenir et les effets de métaux toxiques dans des agrosystèmes, contaminés localement par des sources telles que des installations industrielles ou des apports de déchets urbains. Les travaux sont moins courants sur les systèmes cultivés contaminés de manière diffuse et, lorsqu'il s'agit du mercure, ils deviennent extrêmement rares. Il existe pour cet élément davantage d'études portant sur les écosystèmes naturels (Porcella et al, 1995). Une raison au niveau des motivations en est que la voie majeure d'exposition des êtres humains aux contaminations diffuses en mercure ne passe pas par les végétaux mais plutôt par les produits de la pêche (CSHPF, 1996). Pourtant, la qualité des écosystèmes aquatiques est affectée dans de nombreux cas par les flux de particules et de substances dissoutes issues des sols agricoles (PIREN-Seine, 2002). Il est donc nécessaire de se poser la question du niveau de contamination en Hg des sols agricoles et de son évolution probable à long terme. Et il faut pour cela, avant de développer des modèles plus prédictifs, examiner la question des flux et des bilans. Il apparaît même assez rapidement que les rares études portant explicitement sur des bilans doivent être complétées par des données sur simplement les teneurs en Hg des principales phases entrant ou sortant des sols cultivés : intrants agricoles, produits récoltés, eau gravitaire.

Après avoir cité quelques travaux portant explicitement sur les flux de Hg dans des systèmes cultivés, incluant entre autres les échanges entre l'atmosphère et le sol, nous nous focaliserons donc sur successivement les intrants, les produits récoltés, et l'eau libre du sol. La question des retombées atmosphériques est développée dans d'autres contributions à ce rapport (§ 4.1.3). Les transferts des sols agricoles vers les eaux de surface ou souterraines ne sont pas ici examinés ici, il s'agit avant tout d'éclairer la question de l'importance relative des termes du bilan de Hg à l'échelle de l'horizon cultivé.

2. Approches et méthodes adoptées

Le premier volet consiste en une étude bibliographique. Comme évoqué plus haut, les données de la littérature sur les flux de Hg engendrés par les activités agricoles sont rares, les conclusions sur leur importance relative par rapport aux flux atmosphériques apparaissent contradictoires dans certains ouvrages généraux. Par ailleurs, il existe sans doute des données sur les teneurs en Hg de certains compartiments des systèmes cultivés, établies sans objectif de comparaison des flux et de bilan, et nous proposons de les utiliser ici dans cette direction, moyennant quelques hypothèses sur les apports, rendements et bilan hydrique, admissibles dans le contexte du Bassin de la Seine.

Le second volet revient à acquérir de nouvelles données analytiques dans ce contexte, et nous avons retenu pour cela des sites expérimentaux proches du Centre INRA de Versailles-Grignon. Nous avons précisé :

- équipé un site d'un collecteur pour l'analyse des retombées atmosphériques de Hg, qui s'ajoute ainsi au dispositif décrit par Colin et al (2005) dans ce rapport;
- recueilli des échantillons de récolte, d'intrants, et d'eau des horizons labourés sur le site de Versailles (décrit dans le rapport précédent).

Le 1^{er} site (Feucherolles), localisé sur le plateau dominant la Seine à Poissy, a été retenu pour les analyses des retombées atmosphériques d'abord parce qu'il fait l'objet de programmes importants de suivi des micropolluants, incluant le mercure, dans la plupart des autres compartiments (programmes supportés par l'INRA, le CREED, l'ADEME, l'INSU...). Le 2^e site (Versailles) est pour l'instant préférable en terme de possibilités de recueil d'échantillons, notamment les échantillons de solution du sol.

Cependant seuls des résultats d'analyses de Hg dans les échantillons de récolte sont présentés ci-dessous, des mises au point analytiques étant encore nécessaires pour les autres matrices.

2.1. Sites

Le site expérimental de Feucherolles, correspond à une parcelle de 6 ha appartenant à un agriculteur, reposant sur un luvisol redoxique (sol limoneux hydromorphe) typique du Bassin Parisien. La parcelle était en grandes cultures avant l'essai, engagé en 1998 et prévu pour une durée minimale de 10 ans. Il a pour objectif d'étudier la valeur agronomique et les impacts environnementaux de l'épandage de différents composts d'origine urbaine dans un système de grandes cultures. L'épandage des composts et les autres interventions se déroulent selon des pratiques courantes réelles mises en œuvre chez les agriculteurs, mais les entrées et sorties sont soigneusement évaluées. La mise en œuvre et le suivi sont le fruit d'une collaboration INRA-CReeD.

Le site agricole expérimental de l'INRA de Versailles (Azimi et al, 2004) s'étend sur 12 ha d'un sol brun légèrement lessivé sur loess, représentatif des sols de grande culture du Nord de la France. Il est dédié depuis 1997 à un programme de comparaison de systèmes de culture, conduits également selon des pratiques adaptées au contexte physique et socio-économique. On distingue les systèmes :

- productif, qui vise le rendement maximum par rapport aux contraintes pédo-climatiques,
- intégré (analogue à l'agriculture "raisonnée"), qui cherche à diminuer les intrants et les impacts sur l'environnement,
- biologique, qui se conforme à la Charte Française de l'Agriculture Biologique,
- de non travail du sol, qui diminue le temps de travail et la pression physique sur le milieu, tout en visant, comme les autres systèmes, une rentabilité économique.

2.2. Collecteur et analyses des retombées atmosphériques

Une station de prélèvements spécifique a été installée sur le site de Feucherolles pour mesurer le dépôt du mercure sur une parcelle cultivée (figure 1). Pour limiter l'influence du sol, d'insectes ou de débris végétaux, l'appareillage est installé hors couvert végétal, sur une plate-forme à 3 mètres du sol. Pour se soustraire à d'éventuelles perturbations induites par les manipulateurs, les collecteurs sont placés à 1,5 m au dessus de la plateforme. Le dispositif comprend deux supports dont l'un est dédié uniquement au mercure. La collecte du mercure se fait à l'aide d'un entonnoir cylindrique à intérieur conique (12 cm de diamètre) auquel est vissé un capillaire et un flacon récepteur de 500 mL selon un dispositif conforme aux recommandations de Landis et Keeler (1997). Le capillaire plonge à son extrémité dans la solution de pré-acidification du flacon afin de bloquer tout échange gazeux avec

l'extérieur. Tous ces éléments sont en Téflon. Les prélèvements ont lieu sur le site de façon bimensuelle depuis Octobre 2004, avec un remplacement systématique complet du dispositif de collecte.



Figure 1: *vue du dispositif de collecte de retombées atmosphériques.*

Les protocoles de lavage et de conditionnement sont très stricts. Le matériel est décontaminé dans des bains d'HCl 10% (réservés au mercure) pendant 5 jours puis rincé à l'eau osmosée et rentré en salle blanche. Là, il est rincé plusieurs fois à l'eau milliQ puis rempli d'eau acidifiée par HCl UpA à 1%. Les flacons sont alors scellés dans des sacs en PET pour stockage. Après trois semaines, ils sont aptes à la collecte.

Avant chaque collecte, en vue du remplacement du récepteur du "dépôt humide", un flacon de 500 ml est rincé à l'eau Milli-Q, séché sous hotte à flux laminaire, puis conditionné avec 50 ml d'une solution d'eau milliQ acidifiée à HCl UpA 1%. De même deux flacons de 60 ml sont préparés, l'un rempli de la même solution acide qui servira au rinçage du collecteur et l'autre vide pour récupérer ainsi le "dépôt sec". Après fermeture hermétique, à l'aide d'une pince, tout le matériel est emballé dans deux sacs en PET thermo-soudés et emmené sur le terrain.

Le mercure est analysé par fluorescence atomique, après une pré-concentration obtenue par amalgame sur des pièges de sable doré. Cette technique permet la détection du mercure dans les eaux à des teneurs variant entre 0,05 et 0,2 ng/L. Les protocoles ont été adaptés de la méthode de Bloom et Crecelius (1983). Le dispositif complet qui vient d'être acquis au LISA est en cours de certification. Il permettra très prochainement une totale autonomie sur la mesure.

2.3. Prélèvement de l'eau du sol

Nous l'avons extraite par centrifugation de terre fraîchement prélevée, en période de ressuyage après des précipitations. Les pots sont préalablement lavés, puis laissés dans un bain à 10% de TDF4 (détergent), rincés abondamment, puis laissés remplis d'eau à 10% d'HNO₃ pour analyses durant 1 semaine, rincés à nouveau et finalement à l'eau ultrapure. Ils ont été laissés remplis d'eau ultrapure et bien fermés jusqu'au moment de leur utilisation sur le terrain. On introduit dans chaque pot environ 0,8 kg de terre humide, prise à la main vers 25 cm de profondeur après utilisation d'une bêche. Après équilibrage au laboratoire, la centrifugation à 1700 g durant 30 min amène l'échantillon de sol à une teneur en eau d'environ 22%, correspondant à une succion d'environ 10 kPa (pF 2) par comparaison avec les courbes de rétention d'eau établies par D. Tessier (INRA, Versailles).

Le surnageant est filtré à 0,2 µm en utilisant des seringues de 20 ml en polypropylène et des cartouches Minisart en acétate de cellulose. Deux essais de lavage ont été appliqués sur ces matériels: rinçages uniquement à l'eau ultrapure (Milli-Q Millipore), ou rinçage avec 20 ml d'eau + 1% HNO₃ Suprapur Merck suivi de rinçage abondant à l'eau Milli-Q. Les flacons recevant les eaux filtrées ont été préparés par le LISA selon le protocole décrit dans la partie précédente 2.2.

2.4. Analyses chimiques des végétaux

Des échantillons de grains de blé et de colza, après prélèvement à la récolte dans des sacs en papier, ont été conservés quelques semaines dans une pièce aveugle, dans des conditions sèches et tempérées. Des sous-échantillons ont été prélevés de ces sacs vers des flacons plastiques à usage unique

spécialement nettoyés auparavant: ils ont contenu durant 1h de l'eau ultrapure additionnée de 1% HNO₃ pour analyses puis ont été rincés abondamment à l'eau déminéralisée et finalement avec de l'eau ultrapure. Ces échantillons bien isolés ont été envoyés et pris en charge par l'USRAVE de l'INRA de Bordeaux.

L'USRAVE broie entièrement les échantillons de blé et dose sur un aliquote de 150 mg maximum, après une étape de piégeage, le mercure volatilisé par spectrométrie d'absorption atomique (instrument AMA 254). Les échantillons de graines de colza ont été analysés par les mêmes techniques, hormis le broyage, qui est évité avec ce type de tissu riche en lipides. L'absence de broyage ne peut qu'aider à résoudre les problèmes de contamination, mais peut par contre augmenter l'incertitude au niveau de la représentativité de l'aliquote. La limite de quantification par cette technique est de l'ordre de 0.6 ng de Hg.

3. Etude bibliographique

3.1. Intrants agricoles et flux de Hg

L'influence des pratiques agricoles sur la contamination en Hg des sols apparaît controversée dans la littérature Adriano (2001) estime que les pratiques agricoles n'enrichissent pas les sols ni les végétaux récoltés, excepté dans certains cas, et que les flux entre le sol et l'atmosphère dominent les échanges de mercure. Les cas exceptionnels qu'il cite sont ceux de traitements foliaires de vergers ou d'enrobages de semence (applications représentant des flux de l'ordre de 0.5 mg/m²), mais les phytosanitaires à base de mercure sont aujourd'hui interdits. Steinnes (*in* Alloway, 1995), estime que les sources majeures du Hg dans les sols sont la roche et les retombées atmosphériques, mais ajoute que, pour les sols agricoles, l'utilisation de fertilisants (commerciaux et déchets organiques), de certains pesticides, et la pratique du chaulage, peuvent accroître significativement les teneurs.

Nicholson et al (2003) estiment que les apports de Hg par les engrais minéraux sont inférieurs à 0,1 g/ha.an (10 µg/m².an), que les effluents d'élevage entraînent un flux de 0,1-0,2 g/ha.an, tandis que les boues résiduaires urbaines peuvent apporter environ 13 g/ha.an aux parcelles qui les reçoivent. Ils citent aussi l'apport significatif de Hg par l'épandage des boues de papeterie, tout comme Sadovnikova et al (1993). Nous ne détaillerons pas les différents types de déchets qui peuvent être épandus sur les sols agricoles, de manière généralement très localisée. Mais le cas des boues urbaines et celui des effluents d'élevage se rencontrent quand même souvent et un point bibliographique sur le premier sujet peut être rapidement fait. Steinnes déjà cité et d'autres références correspondant plus à des "études de cas" (Benckiser & Simarmata, 1994, pour des boues allemandes; Cappon, 1984: état de New-York) donnent des indications de teneurs en Hg des boues et de flux induits assez variables et parfois plus élevés que Nicholson et al (2003). L'ADEME (2001) faisant la synthèse des données nationales disponibles a évalué la teneur moyenne à 2,3 mg/kg MS, et les pratiques moyennes à un apport de 1 à 2 tonnes par ha et par an. On en déduit un flux de l'ordre de 0,2 à 0,5 mg/m².an (voir aussi le § 4.2 ci-dessous).

Si l'on considère maintenant les références donnant non des informations sur les flux de mercure mais des données sur les teneurs dans divers types d'intrants agricoles, on pourra compléter l'évaluation de leur rôle dans les flux et bilan de mercure dans les sols cultivés (§ 4.2).

Senesi & Polemio (1981) ont analysé par SAA plusieurs dizaines d'engrais simples (à 1 nutriment) ou composés, et trouvé des teneurs comprises entre 0,2 et 3 mg/kg Hg (médiane 0,7). Steinnes (1995), citant Andersson (1979), indique que les fertilisants et amendements minéraux contiennent entre 20 et 50 µg/kg de Hg, les phosphates pouvant être beaucoup plus chargés en fonction de leur origine. McLaughlin et al (1996) reprennent cette référence, mais également d'autres qui donnent pour les engrais P des teneurs entre 0,4 et 2 mg/kg, et pour les engrais minéraux en général (et en Australie) simplement moins de 1,5! Ces indications ne sont pas toujours cohérentes. Mortvedt (1996), citant Kongshaug et al (1992), donne les teneurs en Hg des minerais de P comprises entre 10 et 60 µg/kg (d'où une moyenne pondérée de 0,29 mg Hg /kg P, pour des gisements représentant 91% des réserves mondiales). On peut rapprocher les teneurs dans les roches et pour les engrais eux-mêmes dans la mesure où les engrais phosphatés (P seul) contiennent de l'ordre de 20% P, les engrais NPK de l'ordre de 10%, alors que les minerais analysés contiennent environ 15% P. Mais la coïncidence n'est pas forcée puisque la fabrication des engrais pourrait bien entraîner une perte importante de Hg, élément

volatil, ou au contraire des contaminations d'origine industrielle. Ciavatta & Gessa (1999) reprennent les données de Mortvedt dans des calculs de flux. Enfin, McBride & Spiers (2001) apportent de nouvelles données analytiques. Ils dosent de nombreux éléments par ICP-MS dans des engrais (NPK, P, N, nitrate de Ca ou K...) et des produits de chaulage (lime) utilisés dans l'état de New-York (USA): Hg est souvent inférieur à la limite de détection (10 µg/kg), et compris entre 20 et 40 pour certains de ces intrants.

3.2. Teneurs en Hg des récoltes et dans la solution du sol

Contrairement à ce qu'on peut attendre, il existe assez peu de données originales sur les teneurs en Hg des produits végétaux juste récoltés. Adriano (2001), et plus récemment De Temmerman & Hoenig (2005) se réfèrent aux analyses de Wiersma et al (1986). Ces derniers auteurs ont trouvé pour des grains de blé récoltés en Hollande un intervalle de teneurs entre 0,1 et 29 µg/kg, la moyenne étant située vers 5. Mais De Temmerman & Hoenig, analysant des échantillons de Belgique, trouvent une moyenne 10 fois plus faible, avec des valeurs comprises entre 0,1 et 5 µg/kg. Pais et al (1997) estiment que l'intervalle moyen ("mean range") est entre 0,9 et 20 pour les céréales en général.

Si l'on s'intéresse à l'eau des sols et plus précisément à l'eau gravitaire de sols agricoles non contaminés, on trouve encore moins de références. Les écosystèmes aquatiques, ou certains sites naturels (milieux humides) sont beaucoup plus renseignés en ce qui concerne le mercure que les sols, mis à part quelques cas de pollutions. Adriano (2001) estime que l'intervalle normal des concentrations de Hg dans les eaux souterraines est 0.01-0.1 µg/L.

Considérons Tyler & Olsson (2001) qui ont réalisé une étude approfondie de la composition en éléments traces des plantes poussant sur et de l'eau contenu dans un sol soumis à différents apports de chaux, donc à différents pH. Leur système n'est pas agricole mais au départ naturel. On relève que la concentration en Hg varie peu en fonction du pH, augmentant entre pH 5 et 8 de 0,15 à 0,20 µg/L. L'augmentation avec le pH, contraire à une règle habituelle de la solubilité des métaux, indique ici sans doute l'importance des formes de Hg complexé par des ligands organiques dissous. Le sol et la solution sont assez riches en matière organique. Kaschl et al (2002) dans des sols agricoles et initialement calcaires cette fois, mais ayant reçu des déchets organiques plus ou moins contaminés par des polluants métalliques, trouvent que les lixiviats sont exempts de Hg mesurable (<10 µg/L). D'autres références portent sur des systèmes encore plus éloignés des parcelles cultivées ordinaires, non contaminées.

4. Résultats expérimentaux et de simulation de flux

4.1. Analyses des grains de blé et de colza

Les récoltes retenues pour ces premières analyses de mercure pour le site de Versailles ont été celles de blé et de colza. Le blé revient tous les 2 ans sur chaque moitié de parcelle, nous avons donc un échantillon par système de culture. Le colza était présent en 2004 sur l'autre moitié des parcelles de 2 des 4 systèmes: le "productif" et le système "intégré". Nous avons cependant prélevé encore 4 échantillons, de 4 parcelles distinctes, 2 productives et 2 intégrées (blocs de répétitions). Pour le colza, une même variété était cultivée. Les variétés de blé étaient par contre différentes selon les systèmes. Les résultats obtenus par l'USRAVE sont détaillés dans le tableau 1.

Tableau 1 : teneurs en mercure des produits récoltés (\pm indique l'incertitude associée à la mesure, sauf dans la dernière colonne qui présente moyenne et écart-type des 4 mesures)

Echantillon de blé	"Productif"	"Intégré"	Biologique	"NTS"	Moyenne
Humidité (103°C)	4.91% \pm 0.098	4.79% \pm 0.096	4.60% \pm 0.092	4.79% \pm 0.096	
Hg total μ g/kg de matière sèche	0.361 \pm 0.018	0.477 \pm 0.024	0.116 \pm 0.006	0.228 \pm 0.011	0.296 \pm 0.157
Echantillon de colza	Productif 1	Productif 2	Intégré 1	Intégré 2	Moyenne
Humidité (103°C)	7.12% \pm 0.148	7.02% \pm 0.14	7.38% \pm 0.15	7.30% \pm 0.15	
Hg total μ g/kg de matière sèche	17.2 \pm 0.86	28.1 \pm 1.4	12.3 \pm 0.62	25.3 \pm 1.3	20.7 \pm 7.3

On observe d'abord que les teneurs en Hg des blés sont inférieures à la limite de quantification, mais apparaissent dans la gamme des références les plus récentes (par exemple, De Temmerman & Hoenig ont trouvé en moyenne 0.5 μ g Hg/ g de grain de blé). Les techniques de prélèvements et analyses n'ont donc sans doute pas entraîné de contamination significative et systématique. Les valeurs affichées pour les 4 échantillons sont dispersées. Les résultats sont également assez différents, bien qu'à un niveau de teneur bien supérieur, entre échantillons de colza provenant d'un même système (Pro. 1 & 2, ou Int. 1 & 2). On peut donc seulement après ces premières analyses affirmer que les récoltes de blé donnent dans nos conditions, et quel que soit le mode de culture, des teneurs de l'ordre de 0.3 μ g/kg, et que celles de colza donnent environ 21 \pm 7 μ g/kg. Ces différences entre espèces sont sans doute en rapport avec le caractère lipidique des graines de colza. Mais les écarts importants entre échantillons de parcelles distinctes mais proches et semblables au niveau des traitements comme celles des systèmes productif et intégré, posent le problème des mécanismes d'acquisition de ce mercure par les grains. De Temmerman & Hoenig mettent en cause le moment de la moisson. Il ne s'agit pas nécessairement de contamination par les engins mais peut-être de mélange entre les organes végétaux juste sortis par le battage et les poussières du sol et les dépôts atmosphériques. Ces contaminations, et/ou l'assimilation par la plante réellement de mercure dans les grains, apparaissent assez aléatoires mais révèlent quand même l'affinité différente des 2 types de grains pour Hg.

4.2. Calculs de flux de Hg

A l'aide de ces résultats, appuyés par la bibliographie en ce qui concerne le blé, et une connaissance des rendements de récolte sur le site expérimental de Versailles, il est aisé d'estimer les flux d'exportation correspondants (tableau 2). Les flux entrants ne sont pas connus sur ce site mais nous pouvons reprendre pour les retombées atmosphériques la fourchette obtenue par Colin et al (2004) entre un site urbain d'Ile-de-France et un site rural du Centre de la France. Au niveau des intrants agricoles, il faut remarquer que les apports importants en masse, pour 3 systèmes sur 4, consistent uniquement en engrais minéraux, pour lesquels nous pouvons utiliser la gamme de teneurs en Hg la plus probable d'après la littérature. On suppose que les produits phytosanitaires, qui ne peuvent, comme les engrais, contenir de mercure qu'à l'état d'impureté, et qui sont appliqués en masse très faible, induisent un flux bien inférieur. Les parcelles biologiques reçoivent en quantité importante, au moins l'année avec le blé, un engrais organique, pour lequel nous n'avons pas encore d'analyse de Hg. Certains amendements organiques présentent des teneurs en mercure relativement élevées, c'est le cas de certains produits résiduels d'origine urbaine utilisés en agriculture tels que les boues de station d'épuration. Donc, afin de renseigner au moins 2 scénarios de parcelles cultivées différents vis à vis des flux de Hg, nous avons fait figurer dans le tableau 2 le cas de fertilisation minérale classique (système productif) et celui d'utilisation de boues résiduelles urbaines, en choisissant apport et teneur moyens d'après les données nationales rassemblées par l'ADEME (2001).

Tableau 2 : Estimations de flux de mercure au sein d'un horizon cultivé

Origine du flux	Teneur en Hg ($\mu\text{g}/\text{kg MS}$)	Densité d'apport ou rendement ($\text{kg MS}/\text{ha.an}$)	Flux de Hg ($\mu\text{g}/\text{m}^2.\text{an}$)
Retombées atmosphériques			3-27
Fertilisants minéraux (système productif classique)	10-40	600	0.6-2.4
Cas d'épandage de boues urbaines (moyennes nationales avant 2001)	2300	1500	345
Cas d'épandage de boues d'Achères (moyenne 2002)	4100	1500	615
Exportation par une récolte de blé (productif)	0.30	7700	0.23
Exportation par le colza (idem)	21	3700	7.9

Pour le flux de drainage, nous ne pouvons avancer que des hypothèses sur la concentration en Hg dans l'eau susceptible de drainer sous l'horizon de culture. Suivant la publication de Tyler & Olsson (2001), on peut engager un calcul avec une valeur de $0,2 \mu\text{g}/\text{L}$, et un bilan hydrique sortant 300 mm par an. Le flux de Hg dû au drainage serait alors de $60 \mu\text{g}/\text{m}^2.\text{an}$, supérieur aux retombées atmosphériques. Mais la concentration dans un horizon normalement cultivé est peut-être beaucoup plus faible.

En résumé de ces comparaisons des différents flux au sein d'un horizon cultivé:

- l'entrée par les retombées atmosphériques est majeure dans les parcelles qui reçoivent des engrais minéraux ordinaires,
- mais l'épandage "moyen" (en termes nationaux) de déchets d'origine urbaine peut entraîner localement, c'est à dire pour les parcelles concernées, un flux de Hg nettement supérieur à celui des retombées,
- l'exportation par les récoltes varie fortement et est significative pour certaines cultures,
- le flux sortant par lixiviation est peut-être du même ordre que le flux entrant des retombées.

5. Conclusions et perspectives

Les teneurs en mercure de certains compartiments des systèmes cultivés sont mal renseignées. Il est possible que cela soit dû à la faiblesse des valeurs, souvent inférieures aux limites de quantification des techniques analytiques, ce sur quoi la littérature nous informe peu. A l'aide de techniques nouvelles et adaptées, il convient d'analyser certains intrants utilisés sur des sites contrôlés comme ceux présentés ici, d'obtenir des données sur des eaux extraites de l'horizon cultivé, même en termes de "inférieur à", et de compléter l'évaluation pour les différents types de récoltes. Ces données seront d'autant plus précieuses qu'elles sont peu courantes et que plusieurs termes flux semblent pouvoir jouer un rôle significatif.

6. Références bibliographiques

- ADEME (2001). Les boues d'épuration municipale et leur utilisation en agriculture. *Dossier Documentaire*, **3**(1). Ademe, Angers.
- Adriano D.C. (2001). *Trace elements in terrestrial ecosystems*. Springer Verlag
- Alloway B.J. (1995). *Heavy metals in soils*, 2nd edition, Blackie Academic Press, London
- Azimi S., Cambier P., Lécuyer I. and Thévenot D. (2004). Heavy metal determination in atmospheric deposition and other fluxes in Northern France agrosystems. *Water Air and Soil Pollution* **157**, 295-313
- Benckiser G. and Simarmata T. (1994). Environmental impact of fertilizing soil by using sewage sludge and animal wastes. *Fertilizer Res.* **37**, 1-22
- Bloom N.S. and Creelius W.F. (1983) Determination of mercury in seawater at sub-nanogram per liters levels. *Marine Chemistry* **14**, 49-59
- Cappon C.J. (1984). Content and chemical form of mercury and selenium in soil, sludge and fertilizer. *Water Air Soil Pollut.* **22** (1) 95-104
- Ciavatta C. and Gessa C. (1999). L'apporto di metalli pesanti al suolo attraverso le fertilizzazioni. In: *Impatto ambientale di metalli pesanti ed elementi in trace*, Pitagora Ed., Bologna, 39-46
- Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (1996). *Plomb, cadmium et mercure dans l'alimentation. Evaluation et gestion des risques*, Tec-Doc, Paris
- Kaschl A., Romheld V. and Chen Y. (2002). The influence of soluble organic matter from municipal solid waste compost on trace metal leaching in calcareous soils. *Sci. Total Environ.* **291**, 45-57
- Landis M.S. and Keeler G.J. (1997) Critical evaluation of a modified automatic wet-only precipitation collector for mercury and trace determination, *Environmental Science and Technology* **31** (9), 2610-2615.
- McBride M.B. and Spiers G. (2001). Trace element content of selected fertilizers and dairy manures as determined by ICP-MS. *Comm. Soil Sci. Plant Analysis* **32**, 139-156
- McLaughlin M.J., Tiller K.G., Naidu R. and Stevens D.P. (1996). Review: the behaviour and environmental impact of contaminants in fertilizers. *Austr. J. Soil Res.* **34**, 1-54
- Mortvedt J.J. (1996). Heavy metal contaminants in inorganic and organic fertilizers. *Fertilizer Res.* **43**, 55-61
- Nicholson F.A., Smith S.R., Alloway B.J., Carlton-Smith C. and Chambers B.J. (2003). An inventory of heavy metal inputs to agricultural soils in England and Wales. *Sci. Total Environ.* **311**, 1-3, 205-219
- Pais I. and Benton J.J. Jr (1997). *The handbook of trace elements*, St-Lucie Press, Boca Raton
- PIREN-Seine (2002). *Métaux lourds: des bilans en mutation*. Rapport de synthèse du programme PIREN-Seine 1998-2001. CNRS, Paris
- Porcella D., Huckabee J. and Wheatley B. (1995). Mercury as a global pollutant. *Water Air and Soil Pollut.* **80** 1/4 (special), Proceed. 3rd Internat. Conf., July 1994, Whistler, BC, Canada
- Sadovnikova L.K., Reshetnikov and Ladonin (1993). *Eurasian Soil Science* **25** (11) 60-70
- Senesi N. and Polemio M. (1981). Trace element addition to soil by application of NPK fertilizers. *Fertilizer Res.* **2** (4) 289-302
- Steinnes (1995). Mercury, in Alloway, *op. cit.*
- De Temmerman L. and Hoenig M. (2002). Transferts d'éléments traces toxiques des terres arables vers le froment, l'épeautre et la pomme de terre. In: *Devenir et effets des contaminants métalliques dans les écosystèmes péri-industriels*, Cambier & Schwartz (eds), INRA, Paris, à paraître
- Tyler G. and Olsson T. (2001). Concentrations of 60 elements in the soil solution as related to the soil acidity *Europ. J. Soil Sci.* **52**, 151-165
- Wiersma D., van Goor B.J. and van der Veen N.G. (1986). Cadmium, lead, mercury, and arsenic concentrations in crops and corresponding soils in the Netherlands. *J Food Agric. Chem.* **17**, 146-160