CHAMBRE D'AGRICULTURE MEUSE

Mission Recyclage
Agricole des Déchets

LES ELEMENTS TRACES METALLIQUES DANS LES SOLS DU DEPARTEMENT DE LA MEUSE

Denis PEUREUX

Janvier 2008

SOMMAIRE

LES ELEMENTS TRACES METTALIQUES DANS LES SOLS DU DEPARTEMENT DE LA MEUSE

1. **Les enregistrements**

2. **Rappel réglementaire sur la nécessité des analyses de sol**

3. **Exploitation de ces données**

4. **Tri par origine géologique**
   - **4.1 - Approche géologique**
   - **4.2 - Les résultats d'analyses ETM représentés par origine géologique**
   - **4.3 - Présentation des teneurs de certains métaux**

5. **Communes concernées par les teneurs les plus élevées en Nickel**

6. **Liaison Chrome – Nickel**

7. **Evolution des teneurs en ETM dans les sols**

8. **Cas des teneurs du sol supérieures à la limite**

9. **Contamination des sols en éléments traces métalliques**

10. **Expérimentation Régionale Lorraine**

11. **Conclusion**

ANNEXES

1. **Caractérisation de la biodisponibilité du Nickel dans les sols du jurassique inférieur et du trias de la région Lorraine**

2. **Bilan des flux de contaminants entrant sur les sols agricoles de France métropolitaine**

LES ELEMENTS TRACES METALLIQUES DANS LES SOLS DU DEPARTEMENT DE LA MEUSE

La Mission Recyclage Agricole des Déchets recense toutes les analyses de sols comportant des mesures des éléments traces métalliques.

Ces données sont issues de tous les projets de plan d'épandage de boues urbaines ou industrielles sur le département depuis 1994. Elles sont collectées au fur et à mesure lors de l'instruction des plans ou des bilans annuels d'épandage. Les prélèvements de sol ont été réalisés par tous les prestataires d'élaboration et de suivi de la filière boues.

1 – Les enregistrements

Un maximum d'informations est enregistré, mais elles reposent sur la précision des relevés effectués par les prestataires de terrain.

Un fichier Excel reprend les éléments suivants :

- Dossier de plan d'épandage concerné
- Prestataire
- Laboratoire
- Exploitation agricole
- Parcelle et numéro de commune de la parcelle
- Coordonnées Lambert
- Date de prélèvement
- Etage géologique
- Les 8 éléments traces métalliques (teneurs en mg / kg)
- Teneurs en argile, limons, sables, calcaire total, matière organique
- pH, capacité d'échange cationique
- Teneurs en Phosphore (et méthode d'analyse), potasse, magnésie.

Certaines analyses ne sont pas toujours complètes notamment sur les aspects granulométrie du sol. On note aussi des difficultés sur les coordonnées Lambert.

Elles ne sont pas toujours reportées par les prestataires ou pas sur les mêmes bases (Lambert I ou Lambert II).

2 – Rappel réglementaire sur la nécessité des analyses de sol

Le recyclage agricole des boues urbaines, industrielles ou de papeterie est basé sur des arrêtés de 1998 précisant notamment la qualité des sols récepteurs.

Ainsi, l'épandage agricole des boues ne peut se faire que si le sol est conforme aux limites suivantes : • Eléments Traces Métalliques

Mg/kg MS	Cadmium Cd	Chrome Cr	Cuivre Cu	Mercure Hg	Nickel Ni	Plomb Pb	Zinc Zn
Teneur maxi dans le sol	**2**	**150**	**100**	**1**	**50**	**100**	**300**

- pH > 6 ou > 5 avec prescriptions particulières.

De plus, les résultats d'analyses agronomiques permettent de réaliser un conseil agronomique à l'agriculteur. Une éventuelle évolution des teneurs en éléments traces métalliques pourra aussi être détectée.

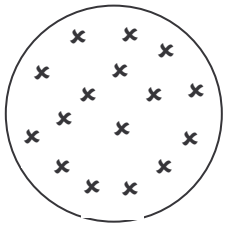
Les numéros de commune de la parcelle sont notés par la Mission et permettront à terme de réaliser des synthèses départementales sur carte.

NB : Seul l'épandage agricole des boues urbaines ou industrielles nécessite des mesures des ETM dans les sols.

La méthode de prélèvement de sol :

Quelles conditions d'échantillonnage ?

- Le prélèvement doit être réalisé en un point de référence, repéré par ses coordonnées Lambert, représentatif de chaque zone homogène n'excédant pas 20 ha.
- La méthodologie de prélèvement doit assurer une réelle représentativité de l'échantillon :



- **16 prélèvements au hasard dans un rayon de 7,5 m,**
- **En fin de culture ou avant le labour,**
- **Avant tout épandage de boues,**
- **Toujours à la même époque de l'année.**

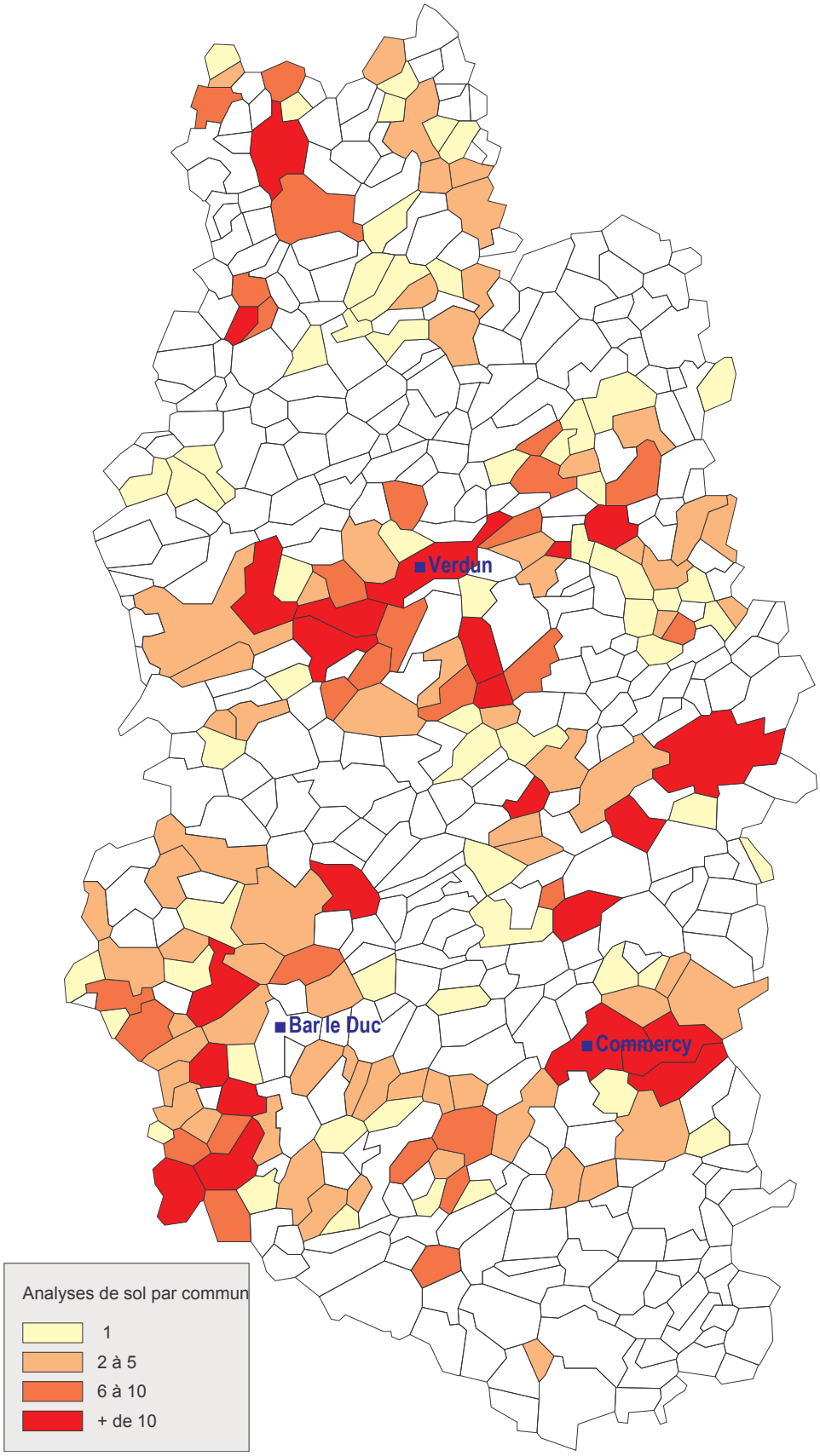
A quel rythme ?

- Tous les 3 – 4 ans pour les caractéristiques agronomiques,
- Tous les 10 ans pour les éléments traces métalliques,
- Lorsque la parcelle quitte le plan d'épandage : état des lieux.

Ce point est très important pour suivre la qualité des sols sur une période longue et son éventuelle évolution.

Certains prestataires n'ont pas encore adopté cette méthode de prélèvement pourtant demandée dans la réglementation boues de 1998. Des efforts sont nécessaires pour harmoniser ces pratiques.

MESURES DES ELEMENTS TRACES METALLIQUES DANS LES SOLS



Mission Recyclage Agricole des déchets Meuse Décembre 2007

Pour le repérage du prélèvement sur la parcelle, on ne peut que recommander de réaliser un dessin sur le document d'accompagnement de l'échantillon et une mesure par GPS des coordonnées Lambert II à consigner aussi sur le même document.

3 – Exploitation de ces données

La Mission Recyclage Agricole des Déchets a déjà fait une synthèse de ces résultats en 2002. Depuis, le nombre total d'analyses a doublé.

Un premier tri peut être réalisé par origine géologique du sol en partant du principe que tous les matériaux contiennent des ETM mais dans des proportions variables selon leur formation.

Un second permet de situer les secteurs et communes concernées en particulier pour certaines teneurs qui peuvent être élevées de part l'origine du matériau support.

Des graphiques ou présentations sont réalisés et permettent d'avoir une approche globale intéressante.

4 – Tri par origine géologique du sol

4.1 – Approche géologique

➥ Pour chaque analyse, le positionnement de la parcelle permet de se situer sur les cartes géologiques. De plus, la connaissance des sols dans le département permet d'avoir une approche plus précise. On peut constater par ailleurs que pour un même étage géologique, on peut retrouver une amplitude de résultats pouvant paraître importante. Cela est lié à la diversité des situations avec une évolution très variable des matériaux (pente, orientation, érosion,...).

➥ Les principales formations géologiques sont présentées dans la note suivante avec leur situation géographique globale.

Une carte tirée de l'esquisse pédologique de Lorraine présente les types de sols principaux du département.

➥ Quelques définitions d'interprétation des graphiques

- Maximum : valeur la plus élevée
- Quartile 3 : 75 % des valeurs sont en dessous et 25 % au dessus
- Médiane : 50 % des valeurs sont en dessous et 50 % au dessus
- Moyenne : somme totale des valeurs divisée par le nombre de valeurs
- Minimum : valeur la plus basse
- ETM : Eléments Traces Métalliques

LEGENDE DES TYPES DE SOLS

VALANGINIEN

Sols à dominance limono-sableux, quelque fois argileux, à tendance acide sans chaulage
Secteur Ancerville, Montiers sur Saulx

PORTLANDIEN

Sols dits argilo-calcaires peu calcaires avec des proportions variables de cailloux, localement séchants, et parfois argileux profonds
Sols sains, souvent de couleur rouge avec des cailloux très durs
Plateau de Ligny, Vavincourt, jusque Dun sur Meuse

KIMMERIDJIEN

Sols sur marnes, assez calcaires avec des cailloux selon le niveau dans l'étage
Couleur grise, et présence fréquente de petits coquillages
Mouillères à flancs de coteaux
Petite bande de Gondrecourt à Montfaucon

ARGOVO RAURACIEN

Sols dits argilo calcaires avec plus ou moins de cailloux
Terre fine de couleur plutôt rouge
Profondeur variable selon la pierrosité
Proches de la vallée de la Meuse vers Commercy, Saint Mihiel

OXFORDIEN

Sols dits argilo calcaires avec plus ou moins de cailloux
Terre fine de couleur plutôt rouge
Profondeur variable selon la pierrosité
Situés à la suite des précédents en allant vers l'est
Rencontrés plus facilement vers Dieue, Verdun, jusqu'à Stenay

CALLOVIEN

Sols argileux ou limoneux sur argile marneuse de la Woëvre
Vigneulles, Fresnes, Damvillers, jusque Stenay

BAJOCIEN - BATHONIEN

Sols plutôt rouges à cailloux, sains pour le bajocien situés vers Etain, Montmédy
Sols plutôt marneux, quelque fois humides vers Spincourt pour le bathonien

LIMON DE PLACAGE

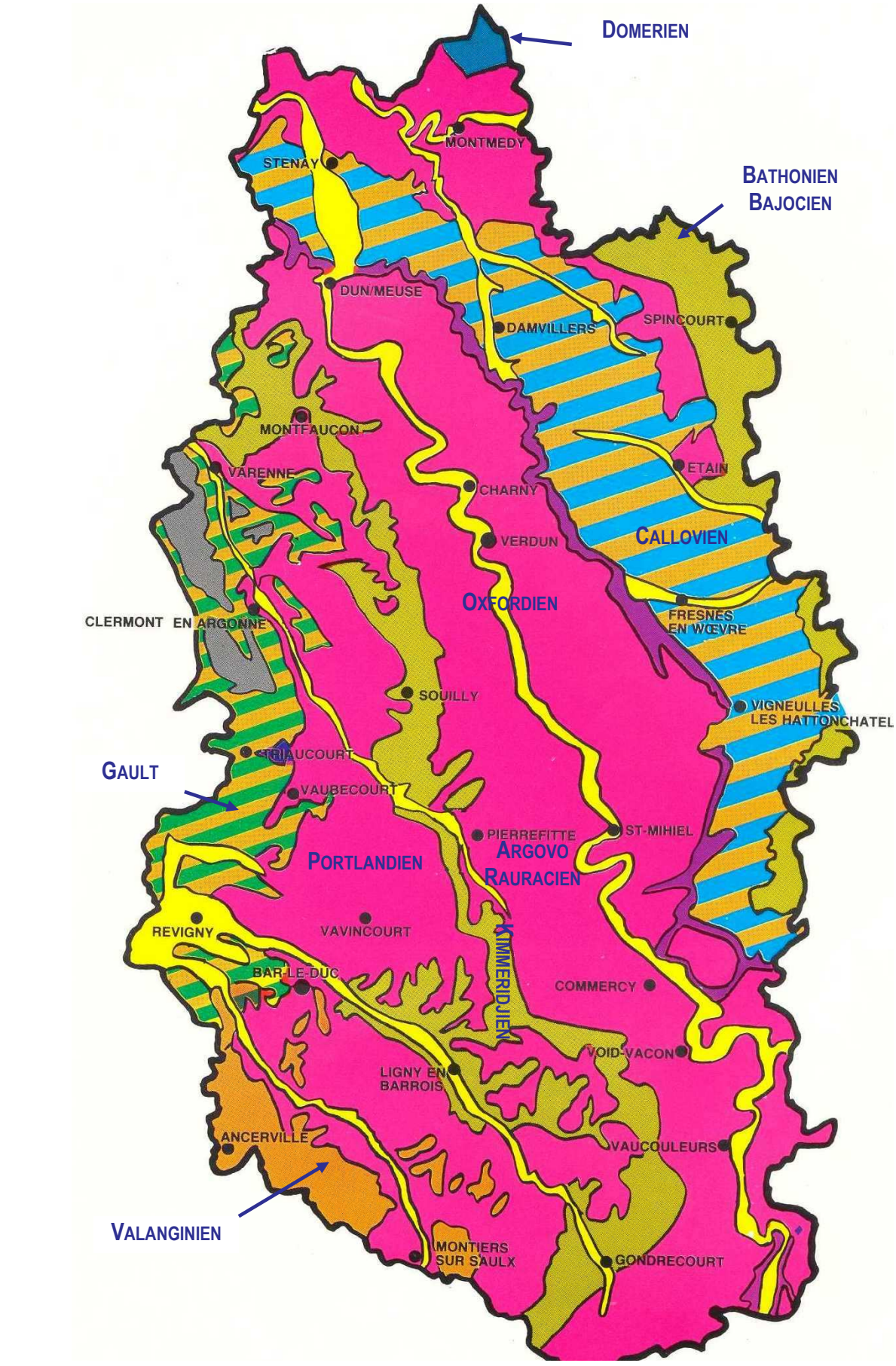
Limons assez profonds sur matériau calcaire à 0,80 m – 1,20 m

ALLUVIONS ANCIENNES

Terrasses en bordure de vallée de Meuse, proches de Saint Mihiel pour les analyses présentées

ALLUVIONS RECENTES

Elles sont situées en fond de vallées



Sols d'alluvions récents

Sols sur Argile du Gault et Sables verts d'Argonne

Sols sur Grés

Sols sur limons

Sols sur Marne

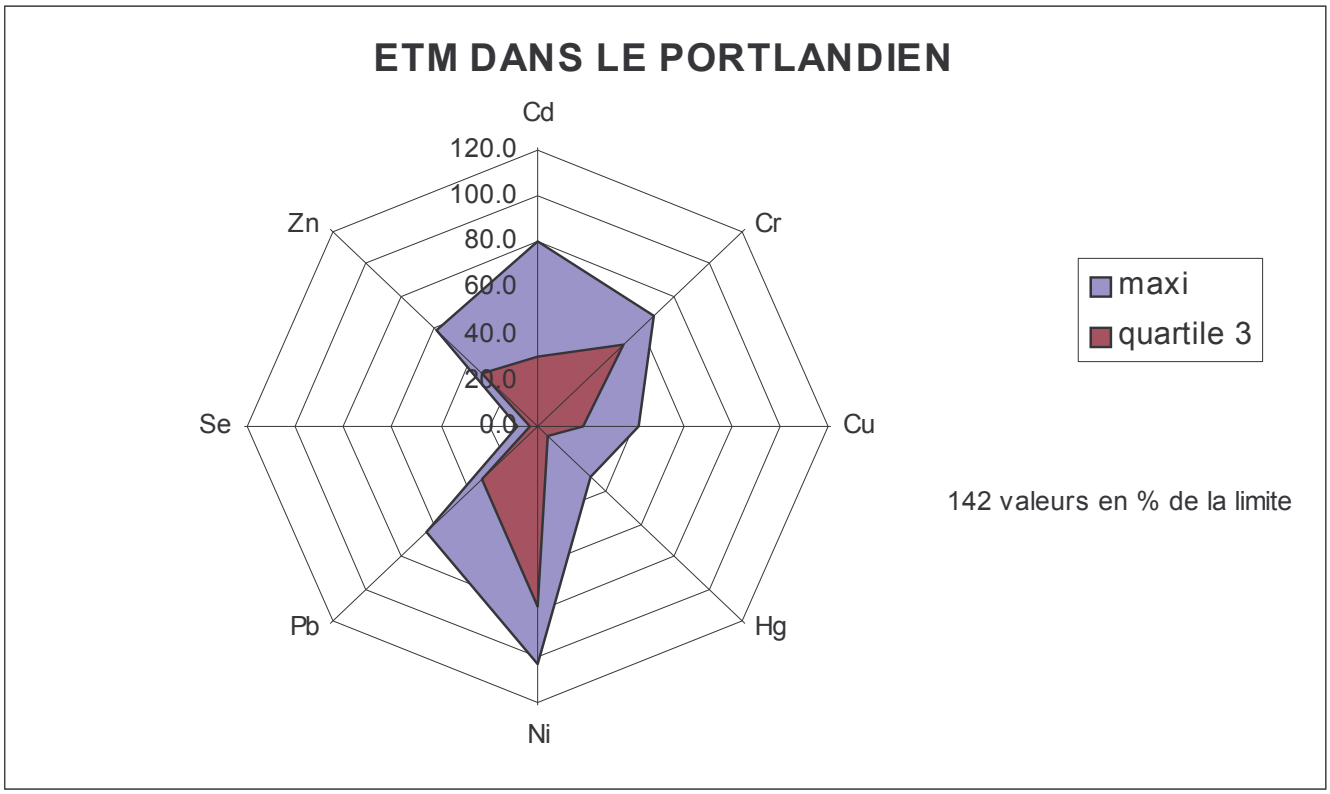
Côtes de Meuse

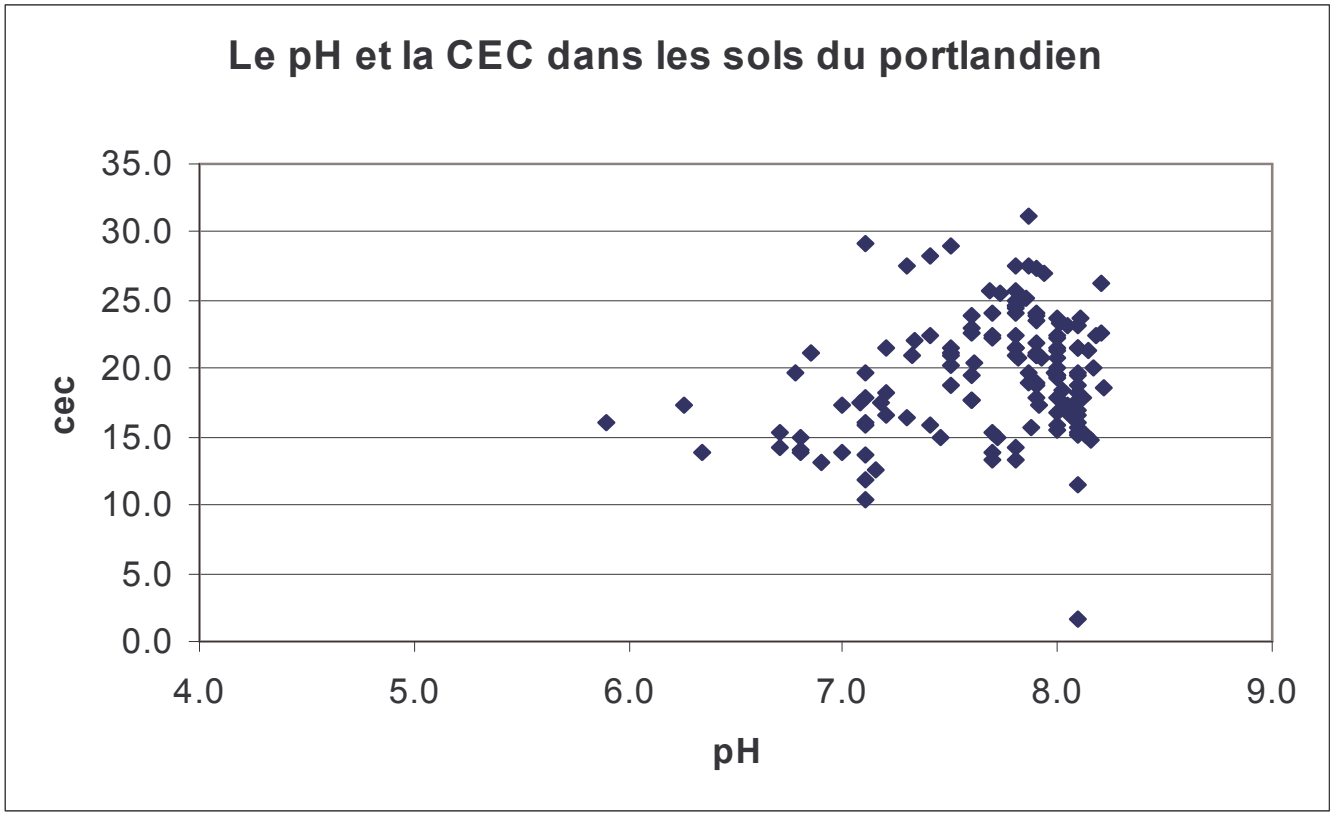
Sols Argilo-Calcaires

Sols sur argile Bleue de la Woëvre

Sols sur Argile du Lias du Pays de Montmédy

4.2 – Les résultats d'analyses ETM représentés par origine géologique

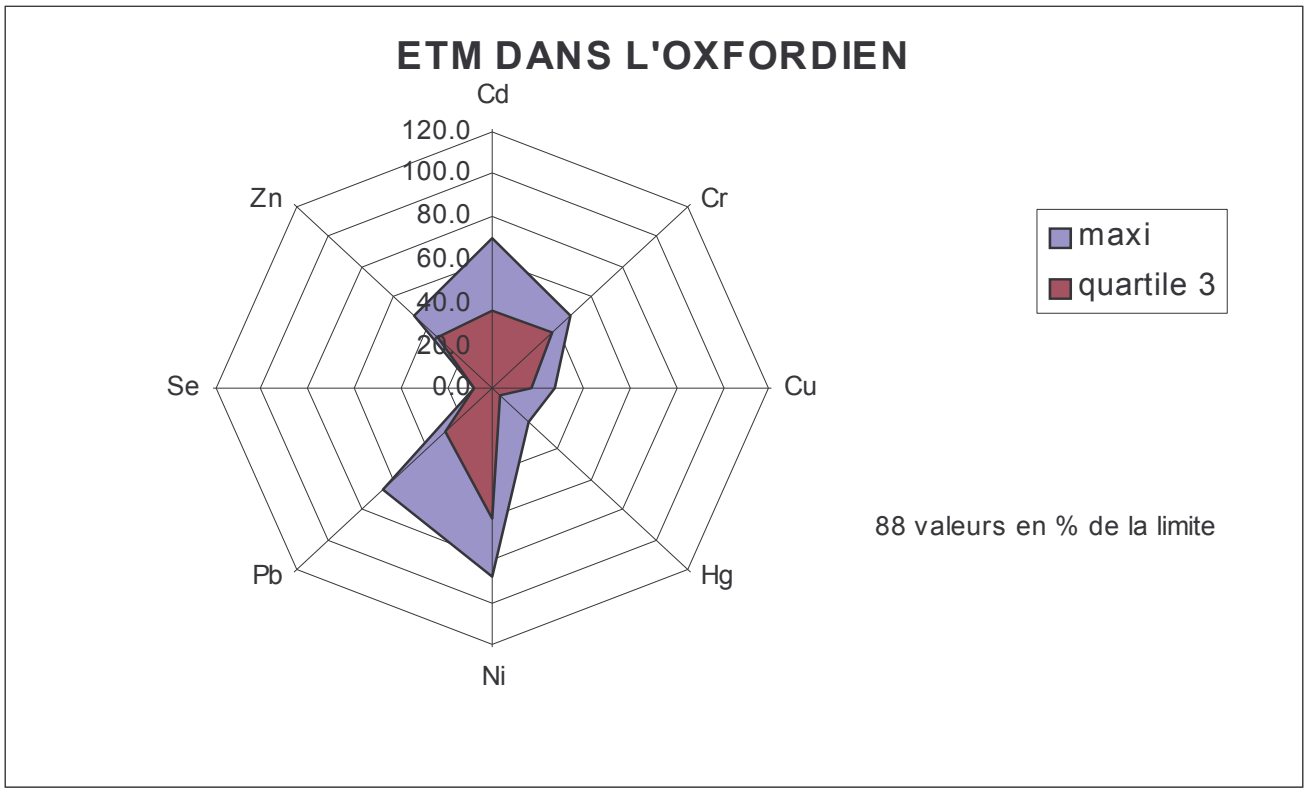


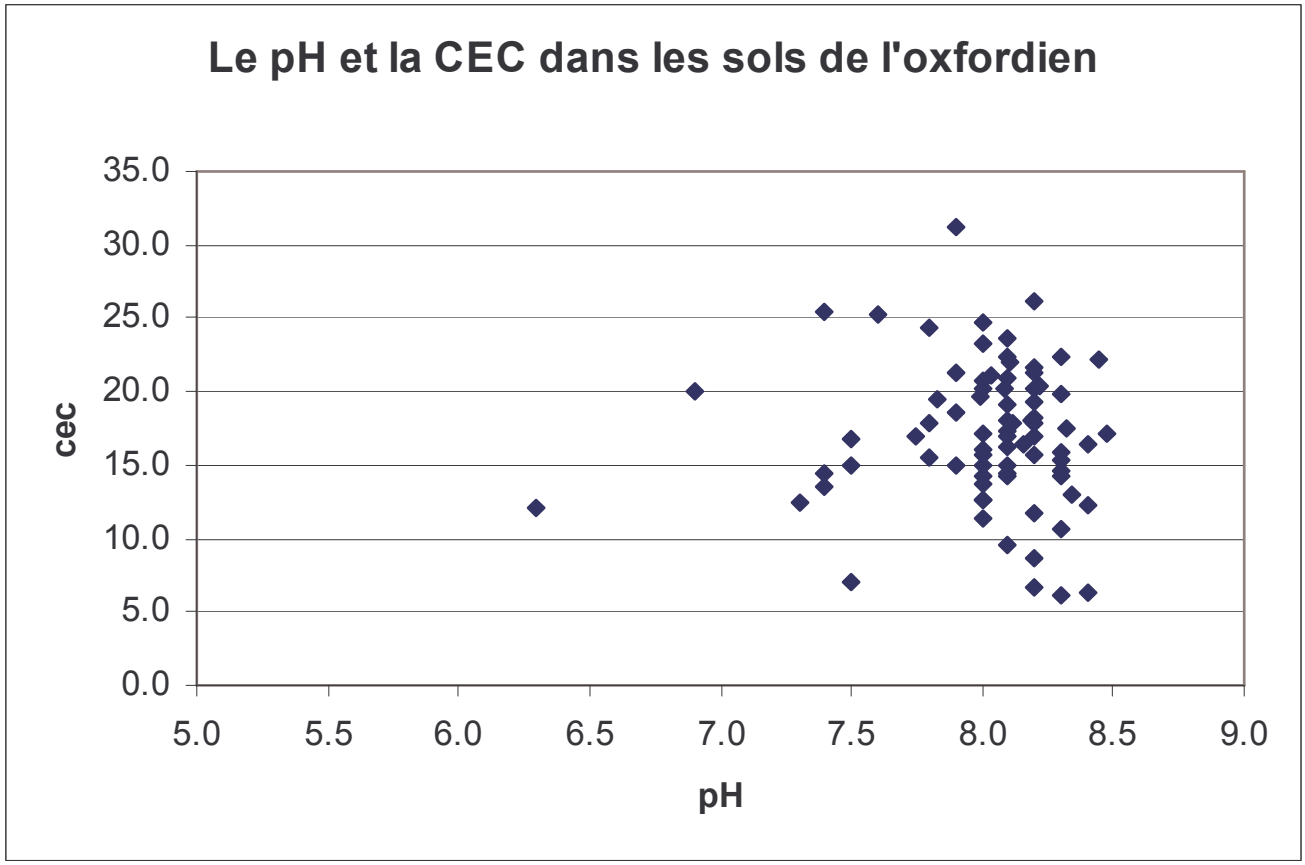


► **LE PORTLANDIEN**

Le pH va de 6 à 8,2 selon l'importance du calcaire dans la terre fine qui reste une base argileuse à argilo-limoneuse de couleur plutôt rouge.

Sur les ETM, malgré un bon regroupement pour le quartile 3, les valeurs maxi apportent beaucoup de variabilité notamment sur le Nickel (> 50 mg), le Cadmium et le Chrome. Dans ces matériaux le couple Nickel - Chrome est bien marqué.





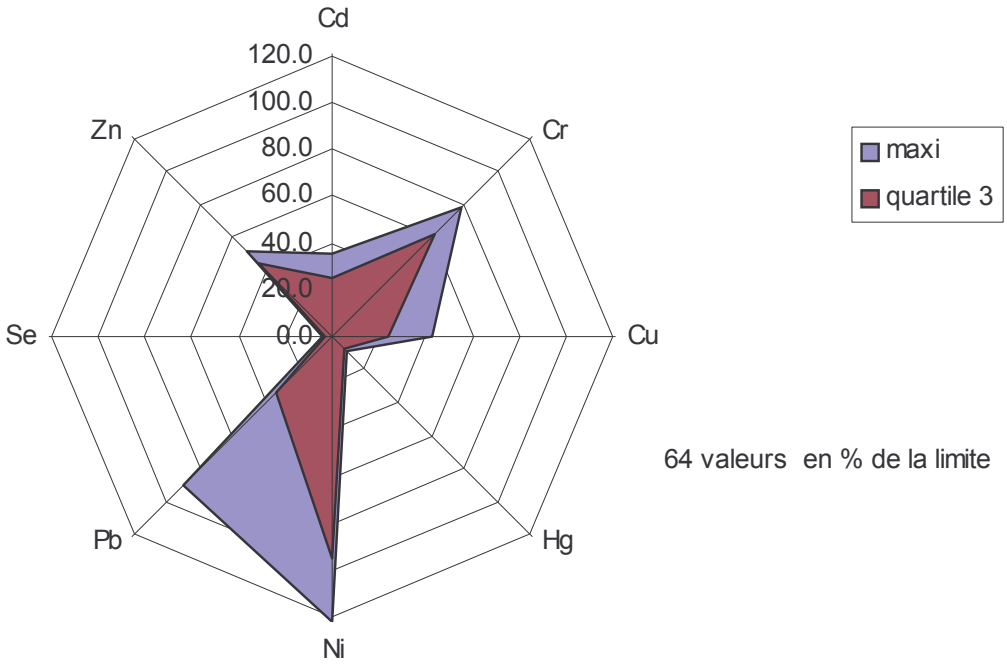
► **OXFORDIEN**

Sols calcaires d'où un pH élevé de 7,3 à 8,5.

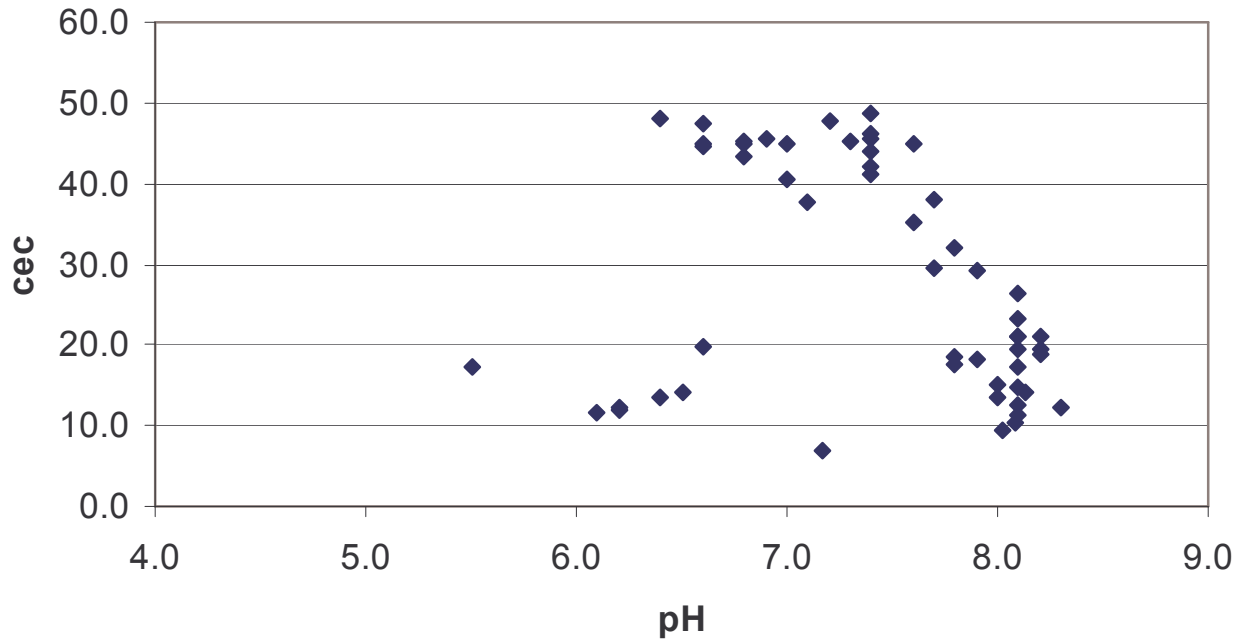
Le Nickel est toujours l'élément à suivre de près, la teneur maxi relevée atteint 87 % de la limite.

Le Cadmium peut être ponctuellement élevé.

ETM DANS LES ALLUVIONS RECENTES



Le pHet la CEC dans les alluvions récentes



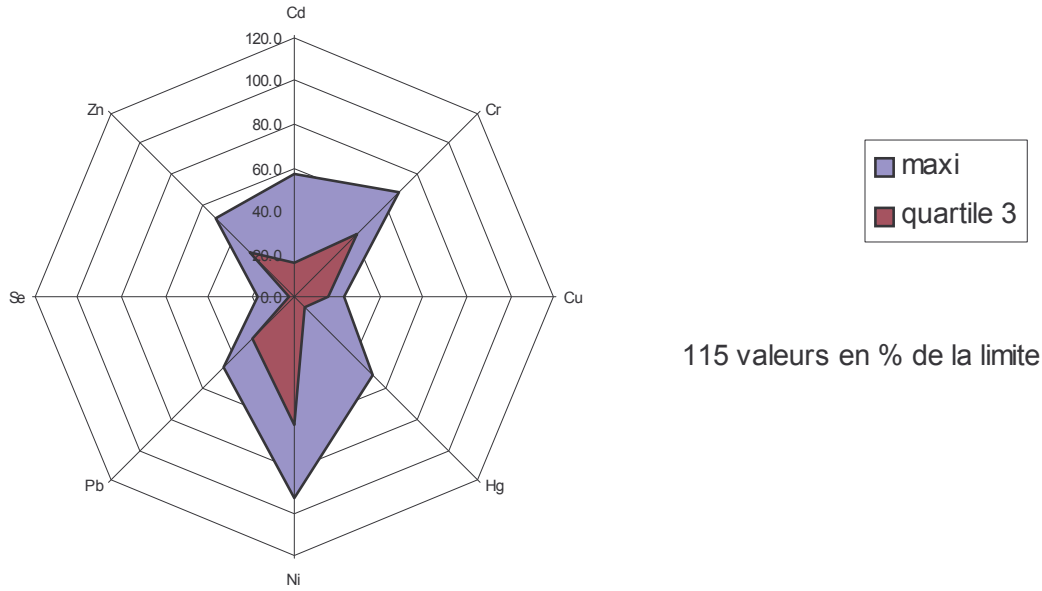
► ALLUVIONS RECENTES

Compte tenu de leur positionnement dans les vallées, de leur origine, on constate une grande variabilité tant sur le pH que la capacité d'échange. Le comportement physique et physico chimique des sols présente aussi une grande diversité.

Ces caractéristiques se retrouvent aussi sur les ETM en particulier le Nickel qui peut dépasser la limite réglementaire dans certains secteurs.

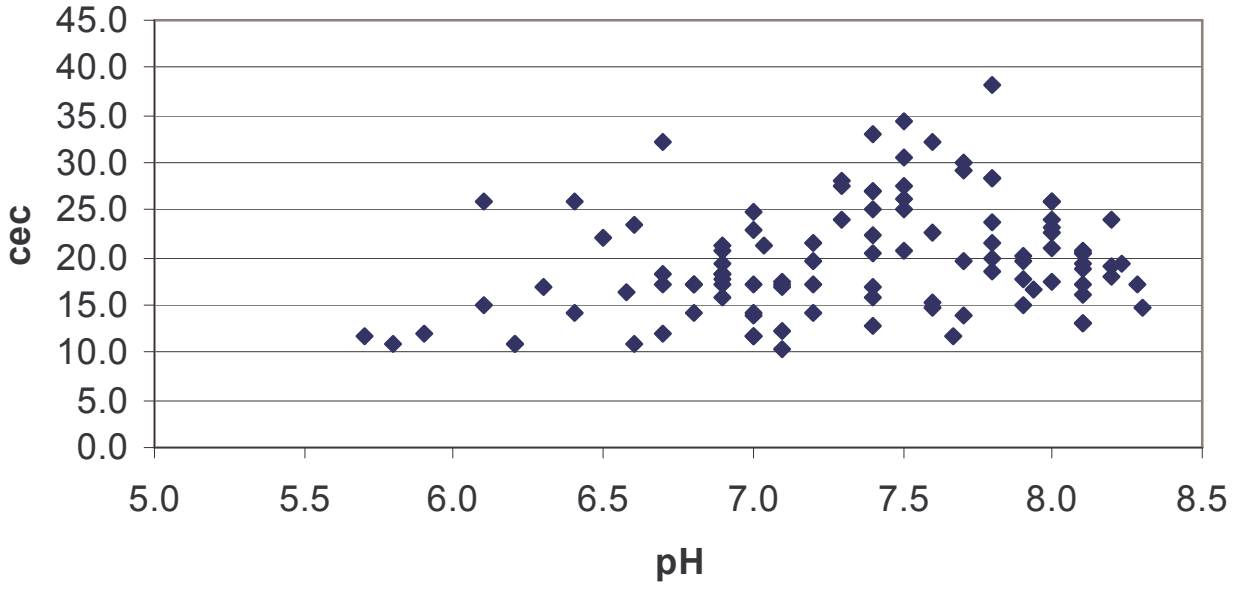
Le Plomb et le Chrome présentent aussi de fortes variations.

ETM DANS LE CALLOVIEN



115 valeurs en % de la limite

Le PH et la CEC dans les sols du callovien



► CALLOVIEN

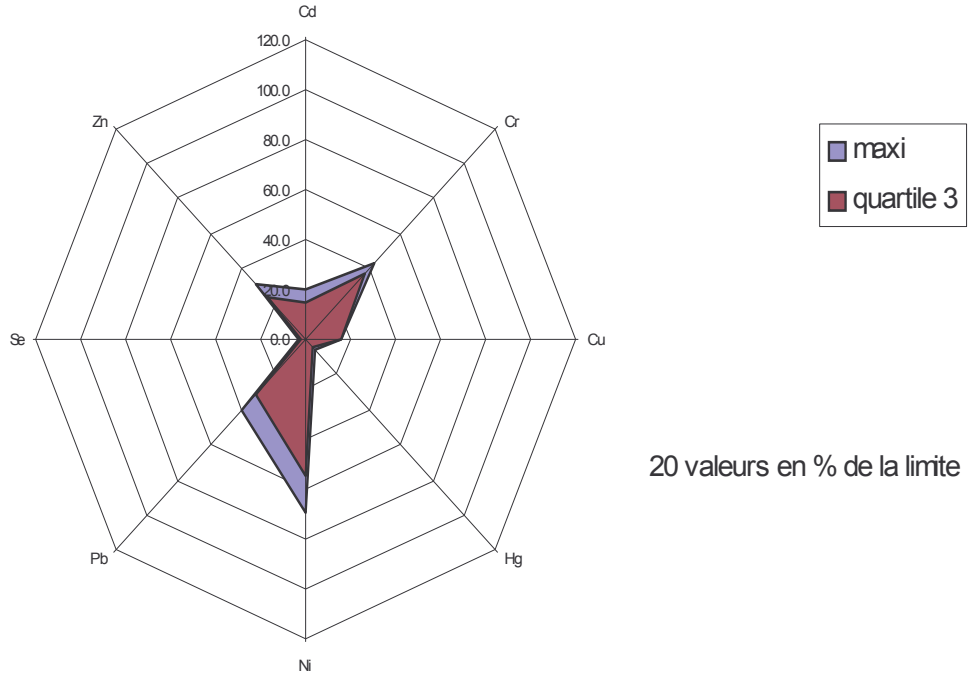
Ce sont essentiellement des sols à dominance argileuse sur marnes calcaires dans la plaine et la Woëvre. Certaines parcelles peuvent être limoneuses d'où des pH et des CEC plus faibles que les autres.

Cette variation importante se retrouve sur les ETM qui sont sujets pour les principaux à de grandes amplitudes de teneurs.

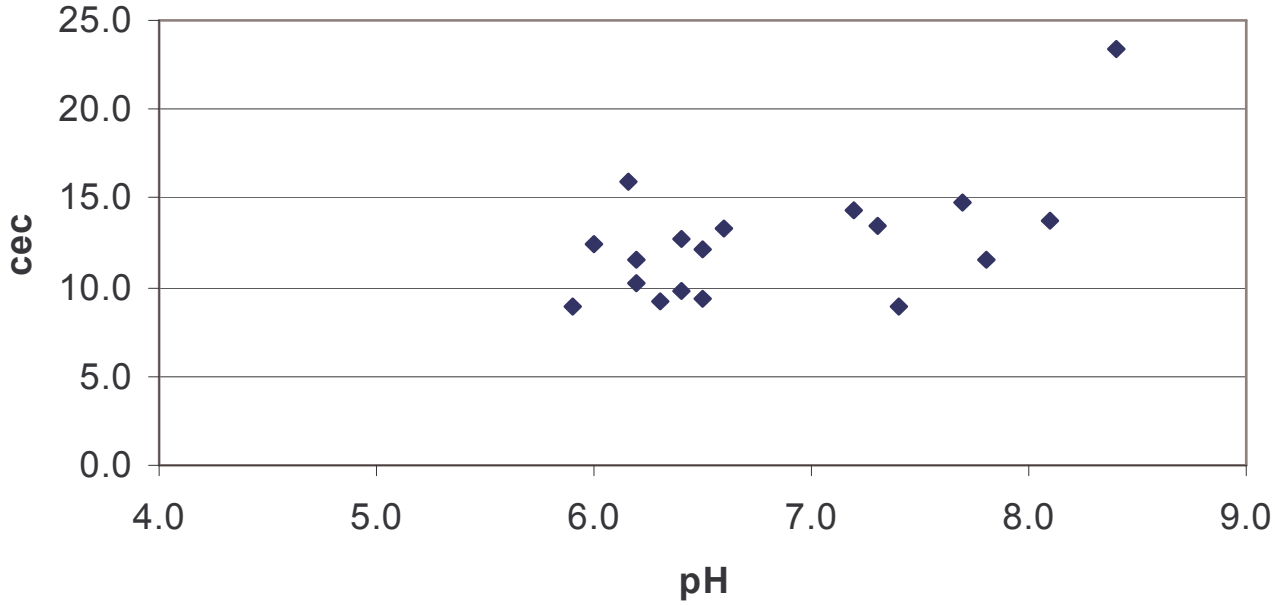
Le Nickel sort toujours en tête avec un résultat à 92 % de la limite.

Pour affiner et limiter les variations, il serait nécessaire de mieux connaître le profil pédologique des parcelles situées sur cet étage géologique.

ETM DANS LES ALLUVIONS ANCIENNES



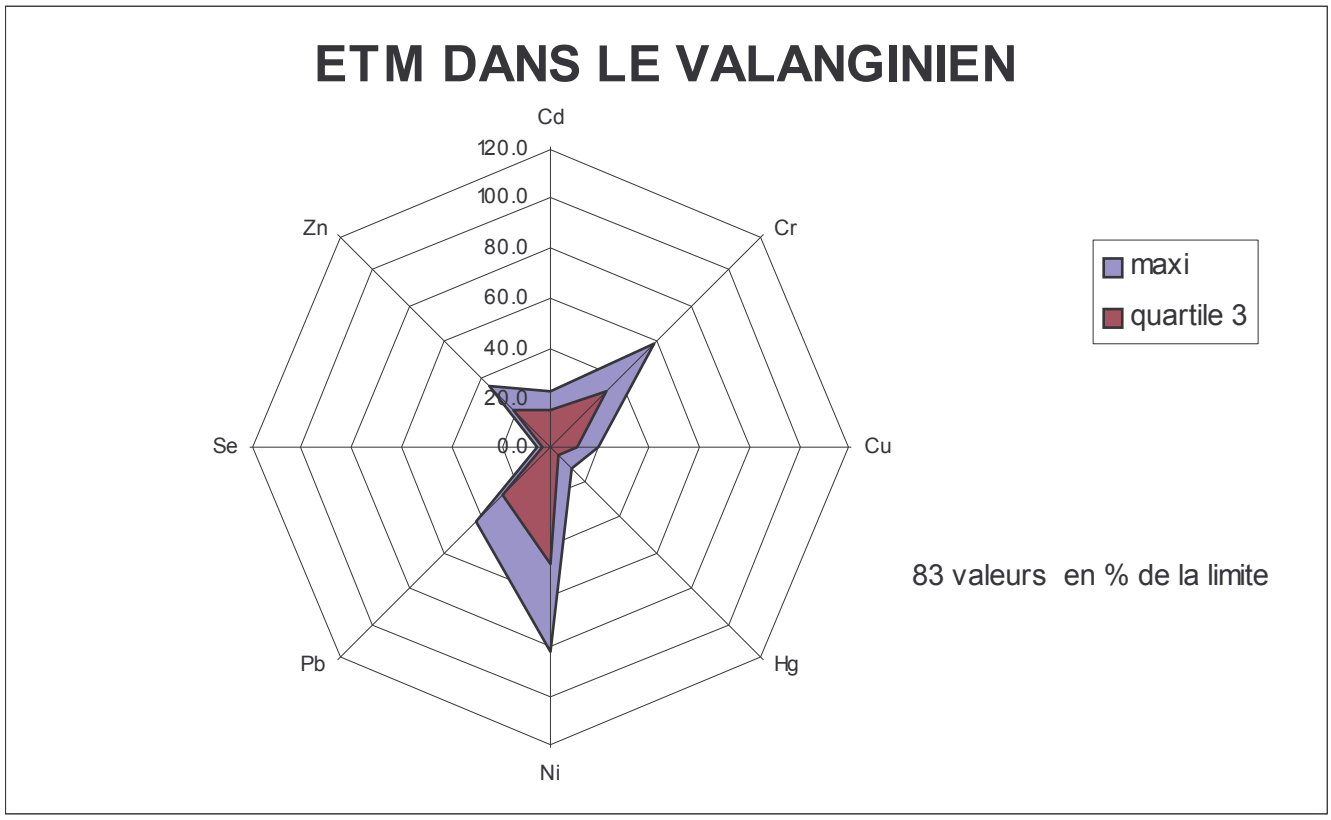
Le pH et la CEC dans les alluvions anciennes

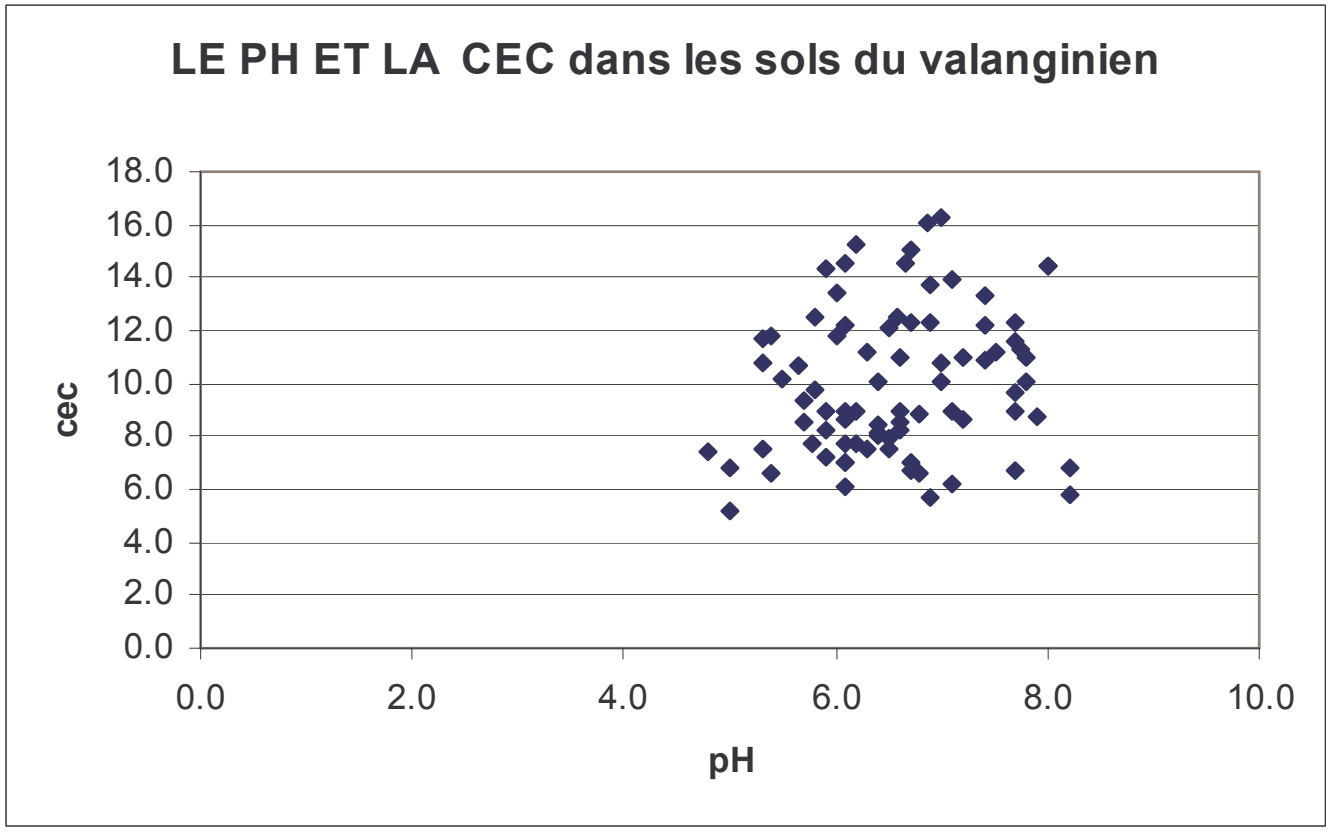


► **ALLUVIONS ANCIENNES**

Le nombre de mesures est limité. On constate une variabilité du pH assez importante 5,8 à 8,2 et une CEC assez groupée dans la même gamme que les limons.

Concernant les ETM, les résultats sont très groupés et le Nickel n'excède pas 68 % de la limite.



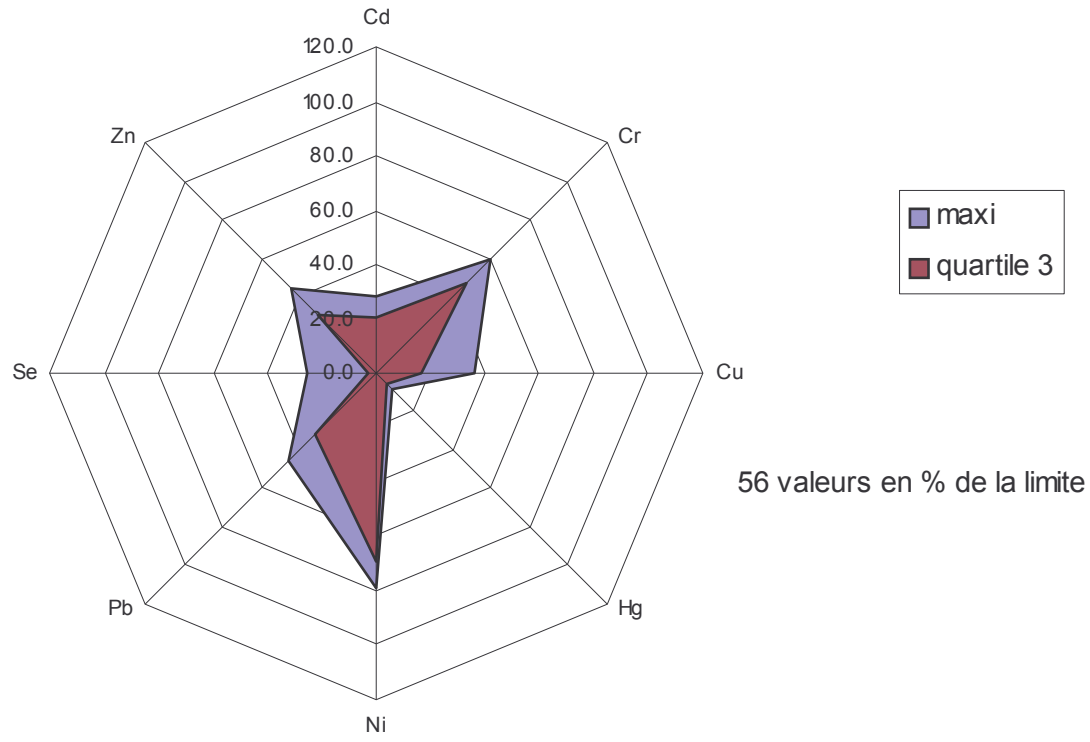


► VALANGINIEN

Ce sont des sols peu ou pas calcaire où le pH est parfois assez bas dans les sols plus sableux. Seules des boues chaulées peuvent être épandues sur des sols à pH inférieur à 6. Un chaulage d'entretien permet de rester autour de 6,5 – 7.

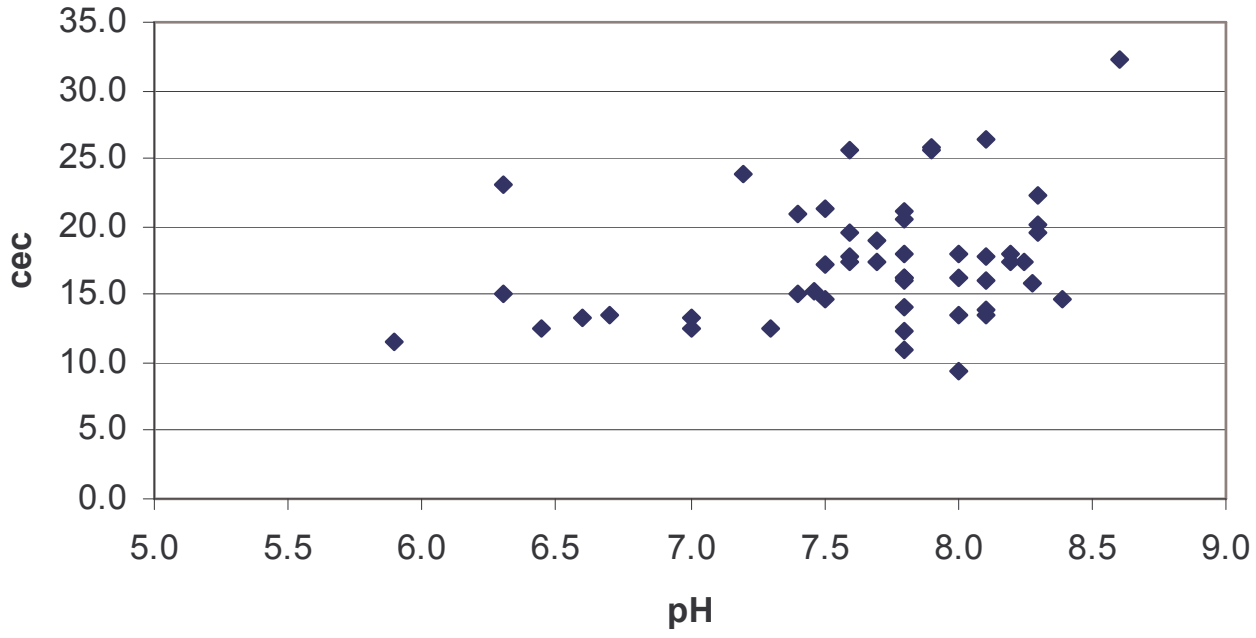
Pour les ETM (Eléments Traces Métalliques), seuls le Chrome et le Nickel montrent une petite pointe sans atteindre les limites réglementaires.

ETM DANS LE BATHONIEN-BAJOCIEN



56 valeurs en % de la limite

LE PH ET LA CEC dans les sols du bathonien bajocien

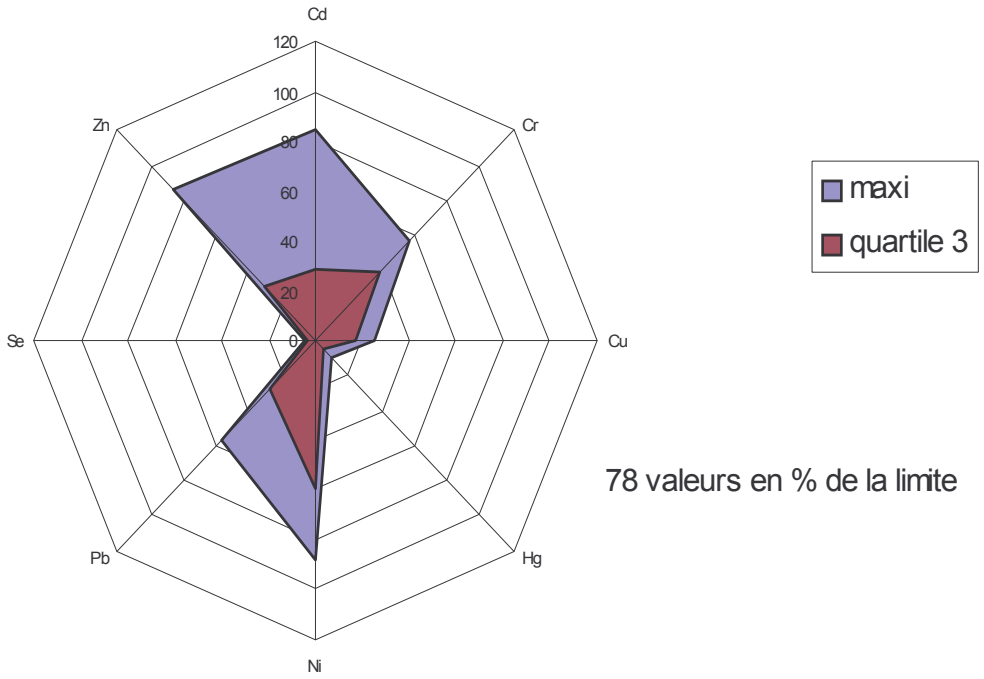


► **BATHONIEN - BAJOCIEN**

Malgré une hétérogénéité du groupe de parcelles sur le comportement physico chimique de ces sols, les teneurs en ETM restent bien groupées. On retrouve toujours le nickel en pointe et dans une moindre mesure le Chrome.

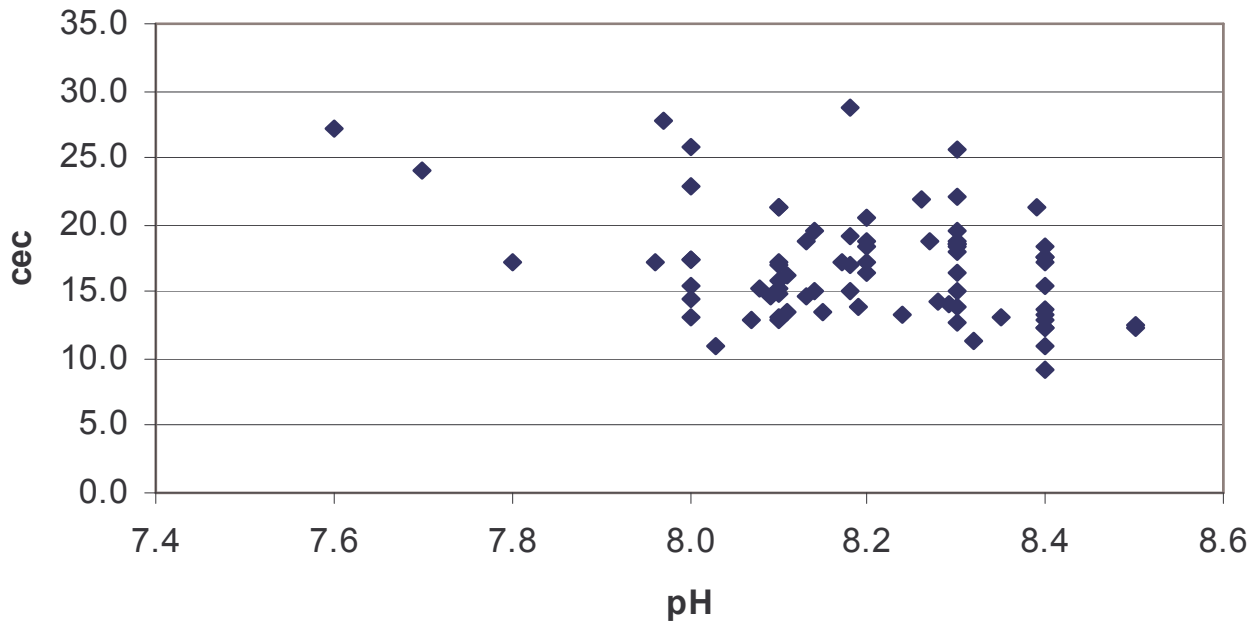
Ces matériaux sont sur une base calcaire mais peuvent être très limoneux sur certains sites.

ETM DANS LES MARNES DU KIMMERIDJIEN



78 valeurs en % de la limite

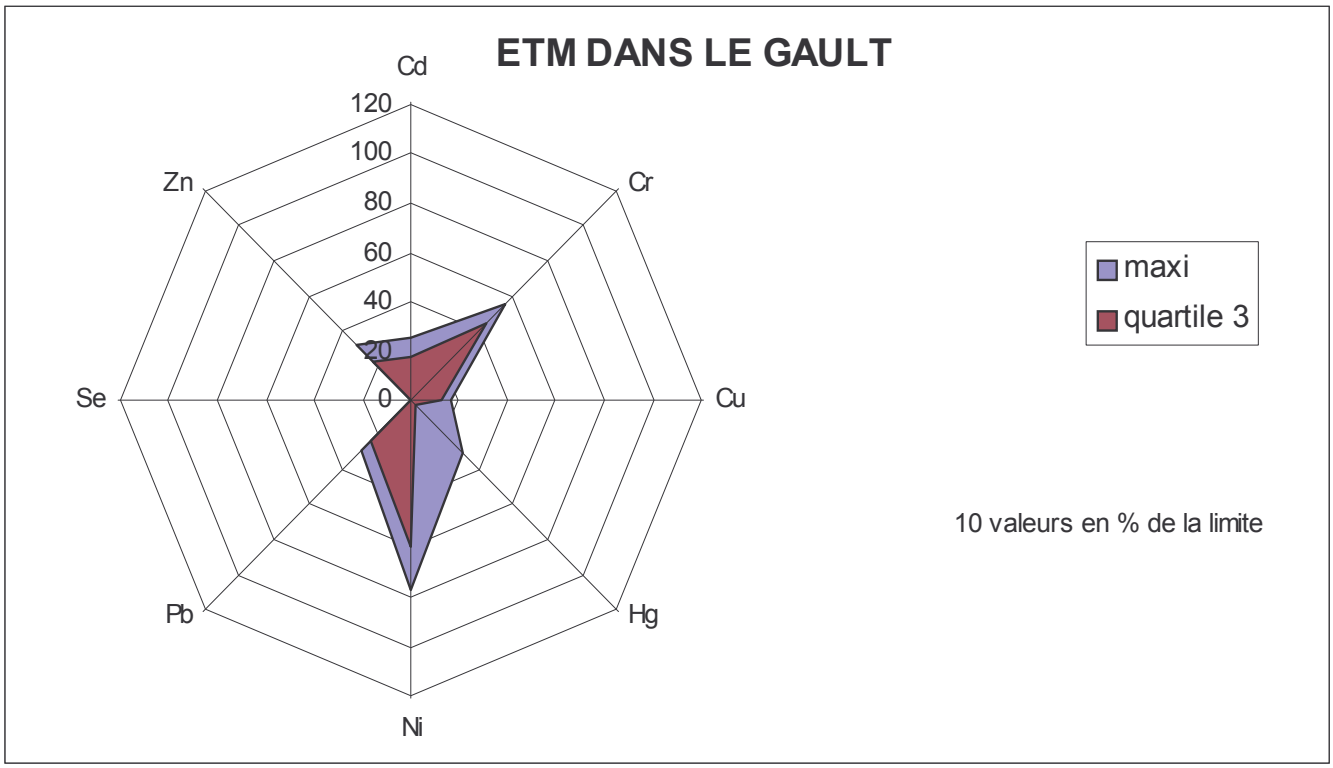
LE PH ET LA CEC dans les sols du kimmeridjien

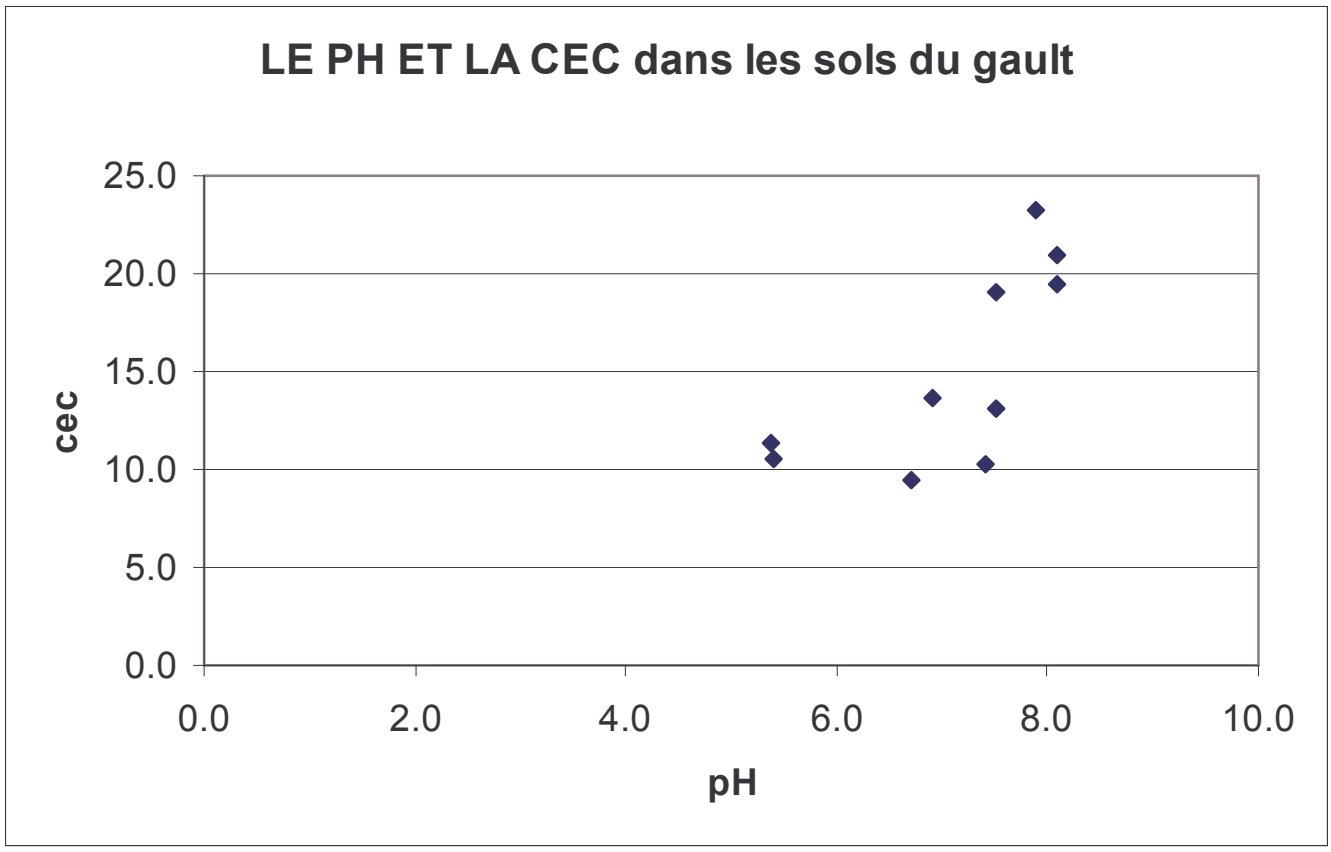


► LE KIMMERIDJIEN

Il s'agit de marnes calcaires avec plus ou moins de cailloux et parfois des zones à tendance hydromorphe. Le pH se situe de 7,5 à 8,5.

Pour les ETM, il n'y a pas de dépassement de limite mais certaines valeurs maxi peuvent s'en rapprocher notamment en Nickel et Cadmium.

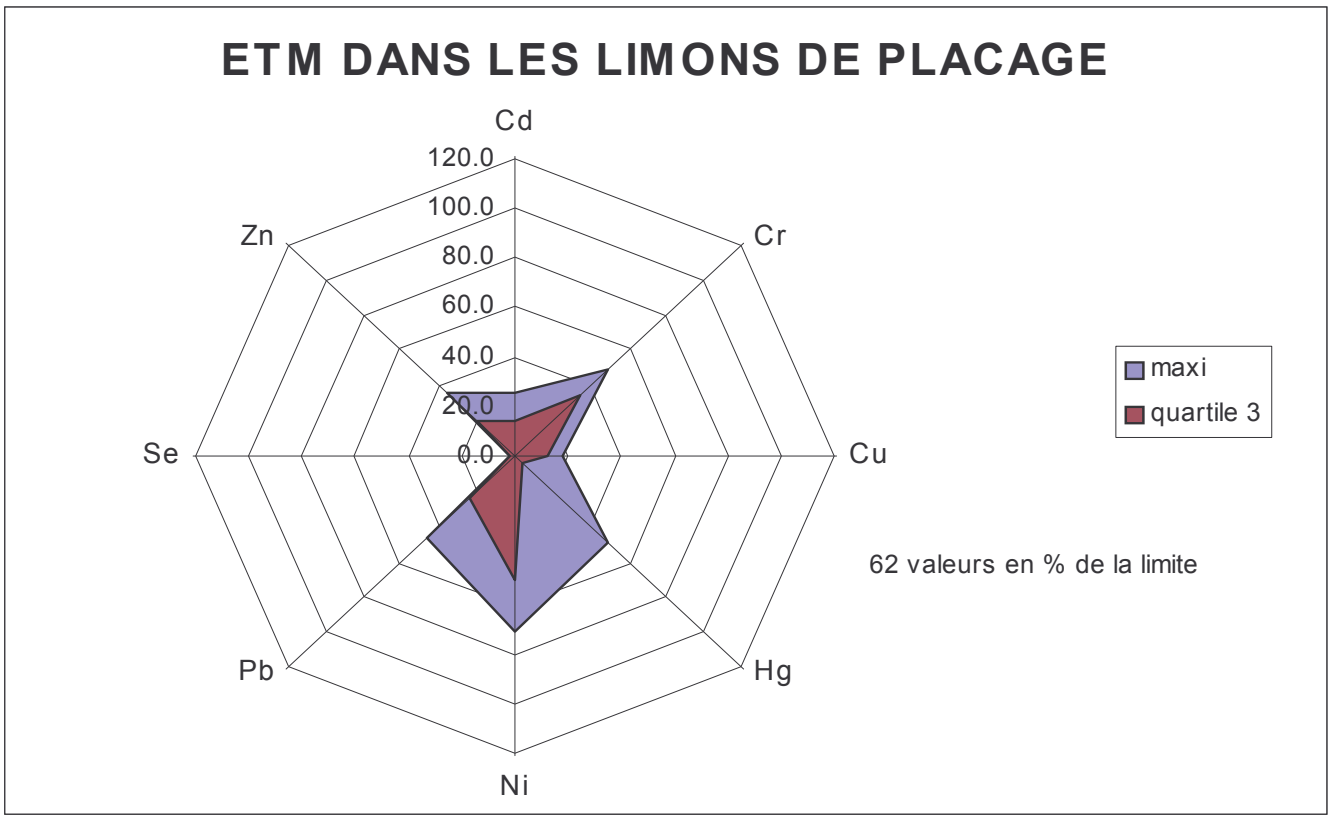


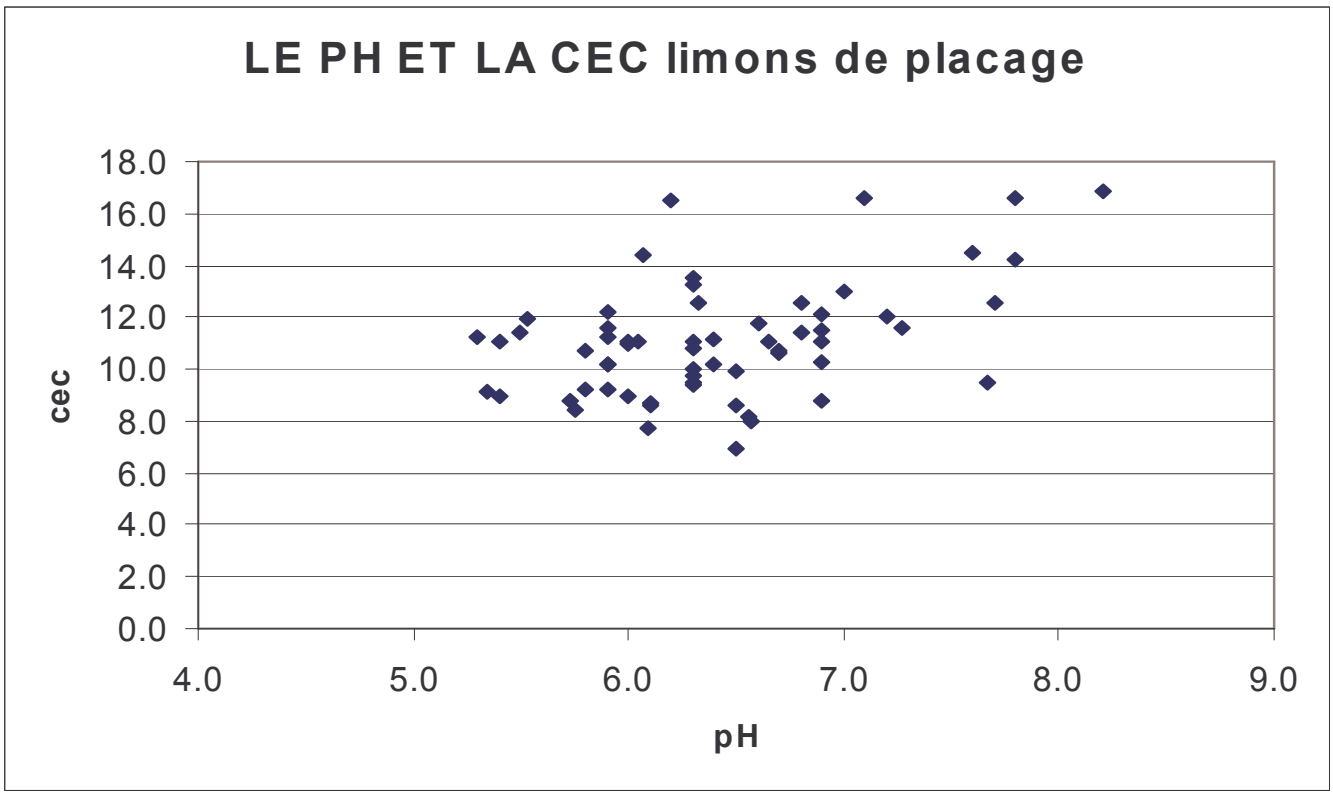


► LE GAULT

Les sols concernés se situent plutôt vers l'Argonne avec des argiles et des pH assez variables.

Le nombre de valeurs limité ne permet pas d'être très exhaustif. Les premiers résultats ne montrent pas de problèmes en ETM.





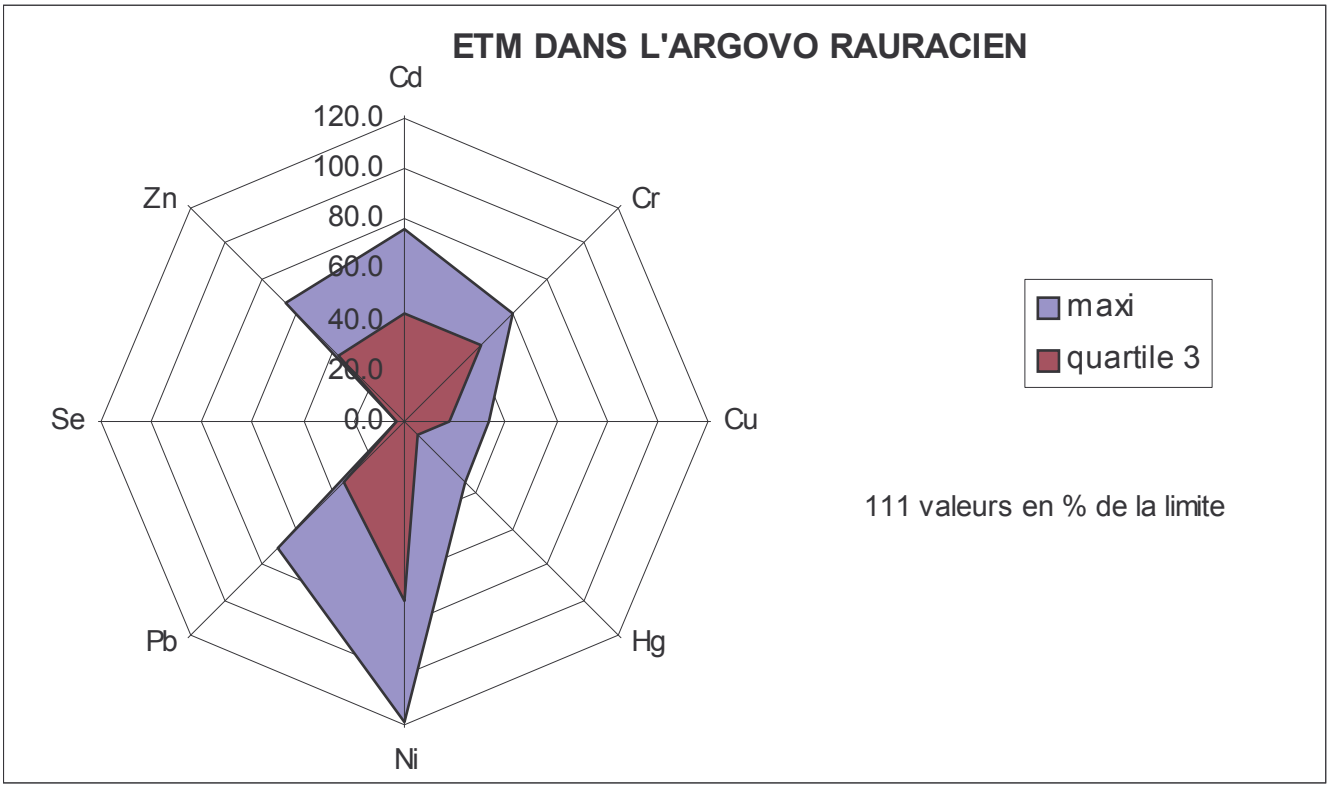
► LIMONS DE PLACAGE

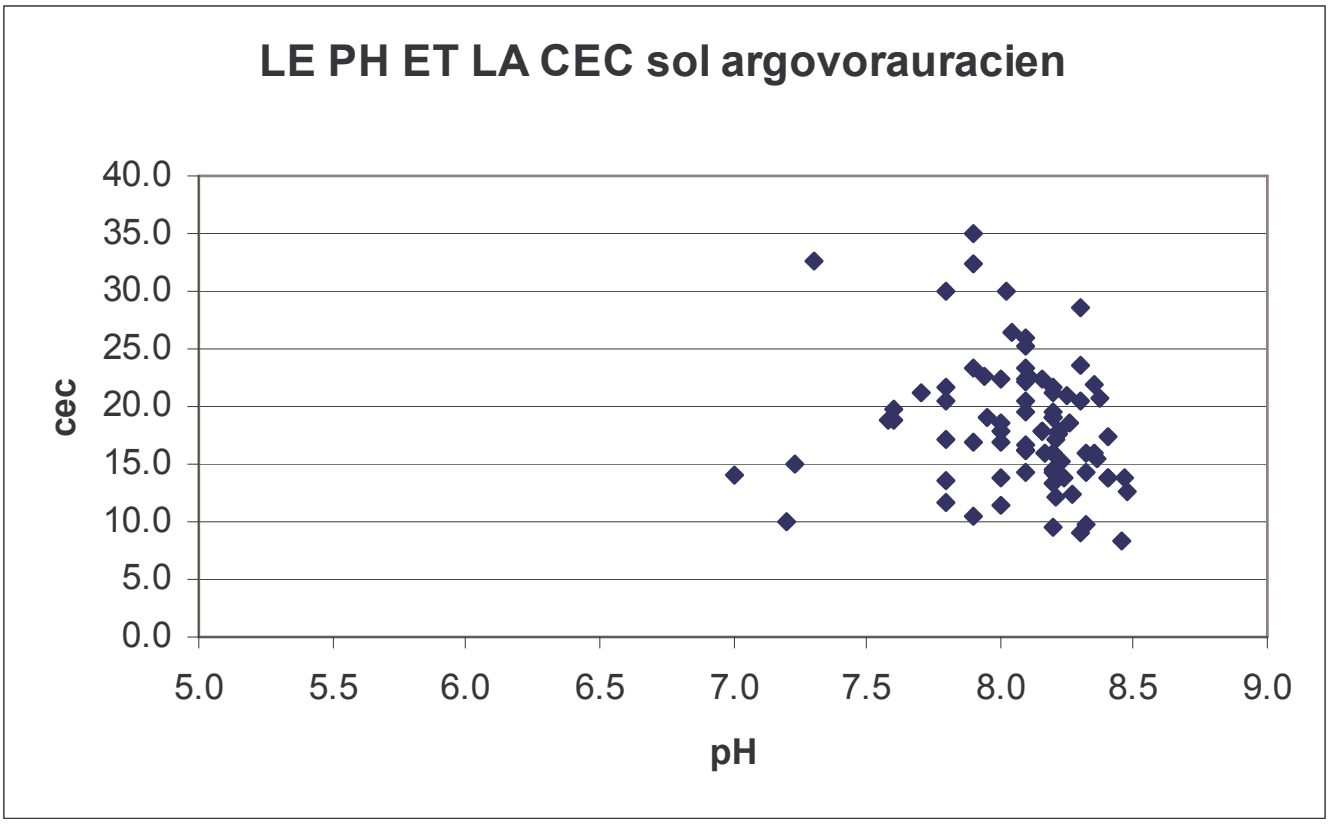
Ces sols sont souvent assez profonds et reposent souvent sur une roche mère calcaire. Ils peuvent se trouver dans de nombreuses situations géographiques sur le département mais parfois sur de faibles surfaces.

De part leur origine et leur matériau support, les situations sont très diverses. Le pH en est le reflet de 5,3 à plus de 8.

La CEC est une caractéristique plus commune puisqu'elle reste assez basse en dessous de 18.

Malgré cette variabilité physico chimique, les résultats de mesures ETM restent assez groupés sans dépasser 70 % de la limite en Nickel.





► **ARGOVO-RAURACIEN**

Ce sont toujours des sols calcaires avec un pH entre 7 et 8,5.

La teneur en Nickel peut être variable et même dépasser la limite (1 cas sur 109).

Notons par ailleurs que la teneur en Cadmium peut atteindre des niveaux élevés, près de 80 % de la limite.

➥ Globalement, on constate que le Nickel revient régulièrement dans de nombreux sols. Il peut parfois dépasser la valeur limite réglementaire. Le Chrome est souvent présent mais ne dépasse pas la limite. Dans une moindre mesure, le Cadmium est quelquefois bien présent dans les sols d'origine calcaire type Portlandien, Kimméridjien, Oxfordien et même Callovien.

Les autres ETM sont présents mais restent dans des concentrations limitées. L'ensemble de ces données montre bien qu'un sol sans ETM n'existe pas.

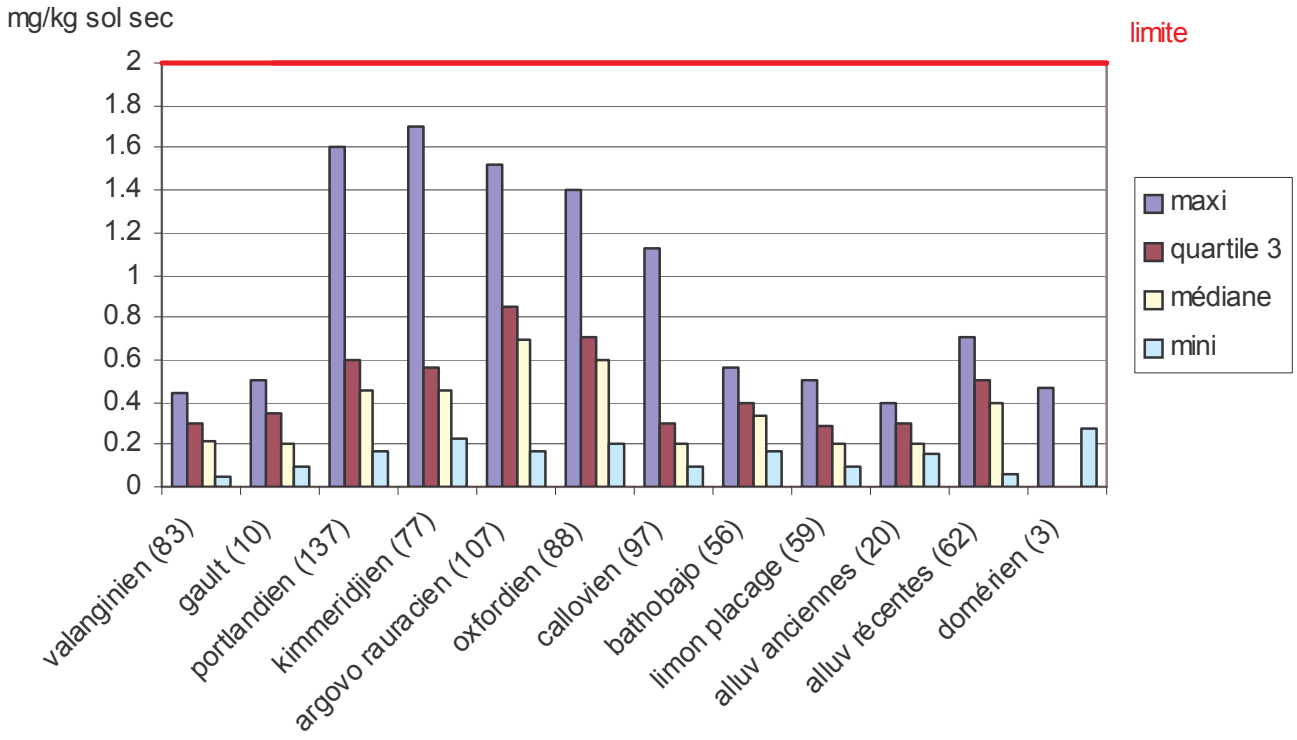
4.3 – Présentation des teneurs de certains métaux Cd, Cr, Ni, Pb, Zn

Pour avoir une vision comparative pour un même élément dans les divers matériaux, cinq graphiques ont été établis.

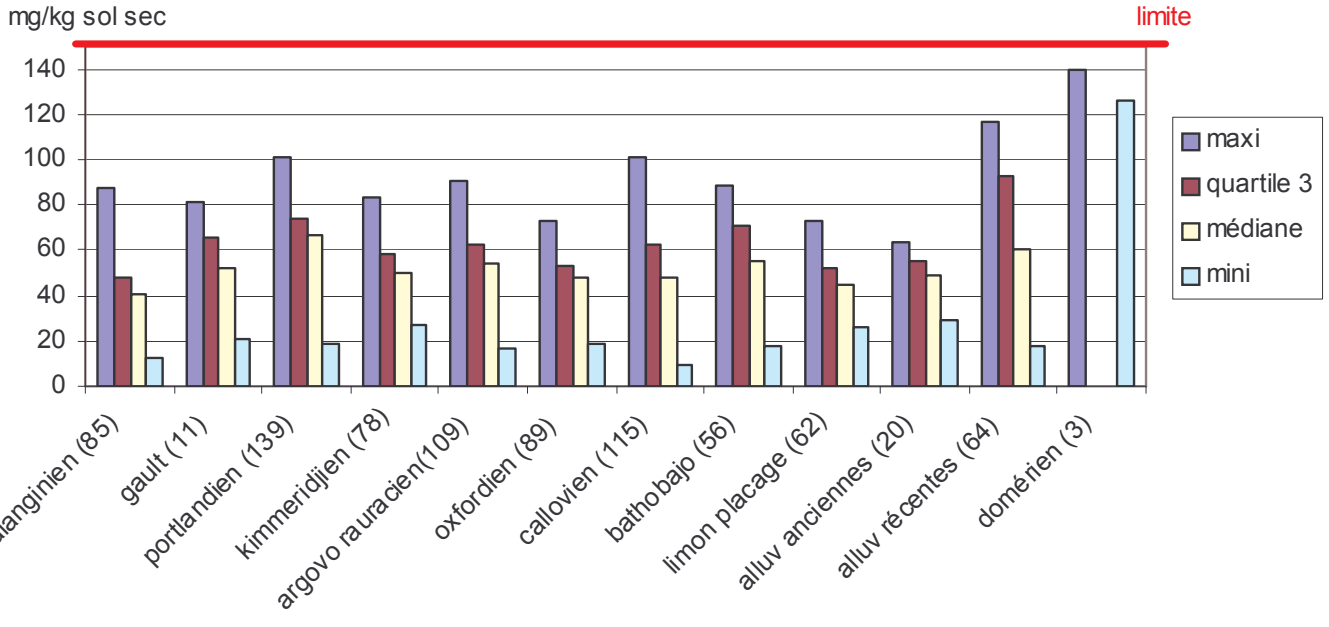
En analysant ces documents, il est assez aisé de voir :

- Les étages géologiques calcaire (portlandien, kimmeridgien, argovo-rauracien et oxfordien) font ressortir les teneurs les plus hautes notamment en Cadmium, Nickel, plomb et zinc.
- Les alluvions récentes montrent aussi des teneurs élevées dans l'ensemble pour différents éléments. L'explication que l'on peut donner est liée au fait du transport de matériaux riches en ETM provenant de secteurs géologiques plus chargés en amont.
- Pour le mercure et le Cuivre, les teneurs sont habituellement assez basses quelque soit les matériaux. Ponctuellement, il peut arriver de trouver une teneur élevée en Cuivre : il faut vérifier la situation du prélèvement, la présence d'une ligne électrique au dessus peut en être la cause.

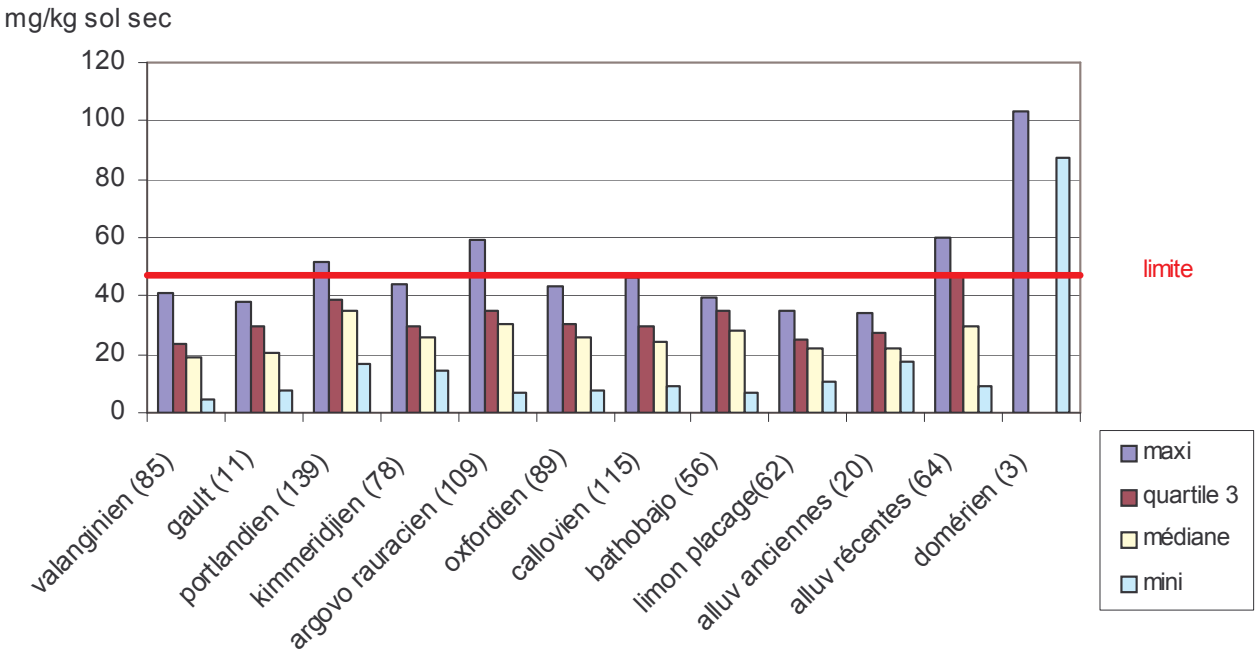
LE CADMIUM DANS LES SOLS MEUSIENS



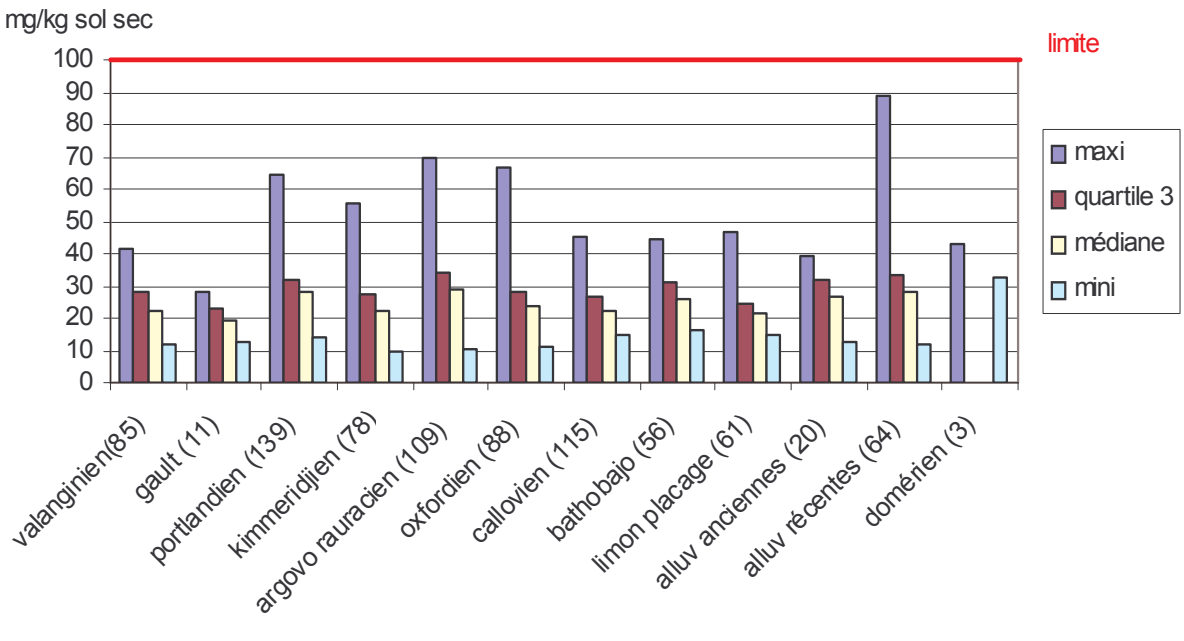
LE CHROME DANS LES SOLS MEUSIENS

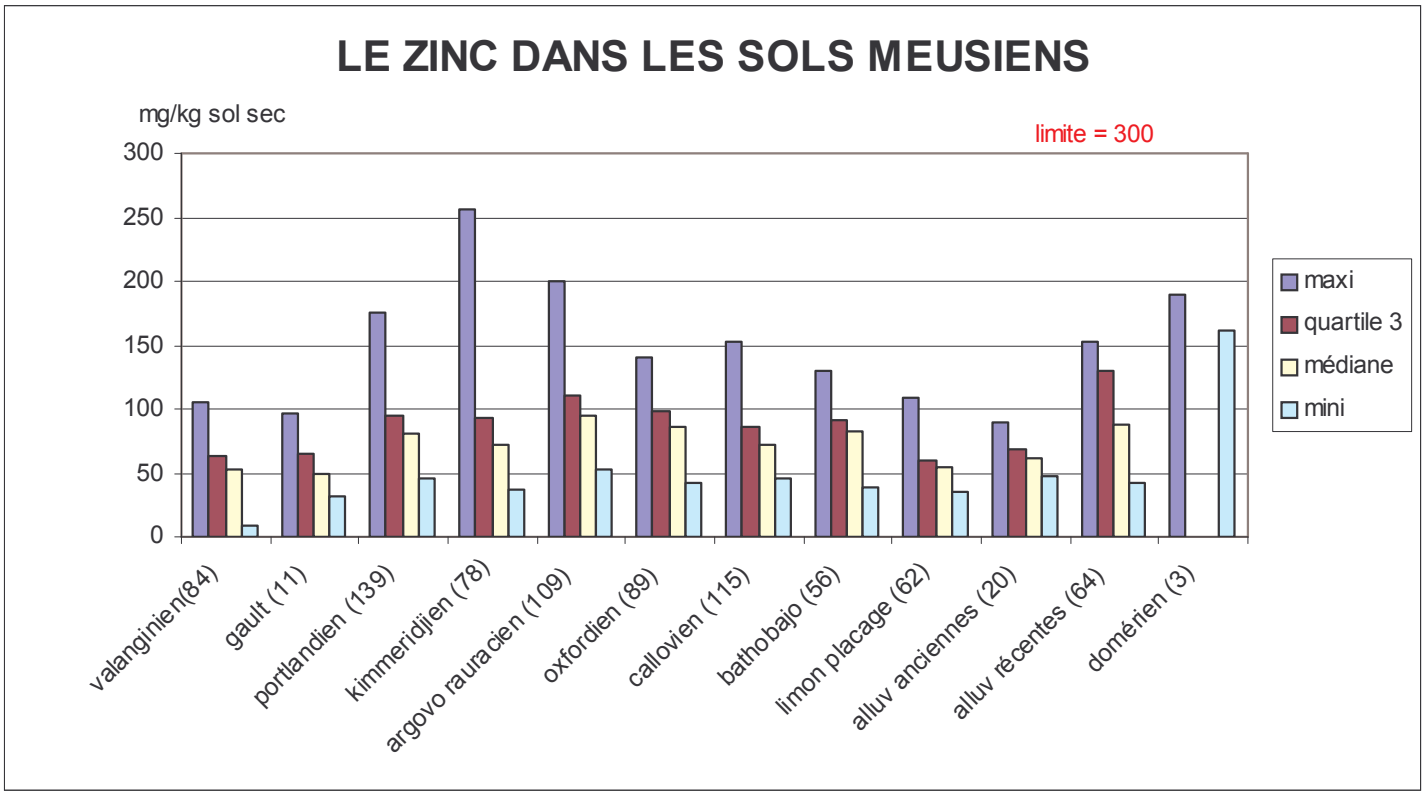


LE NICKEL DANS LES SOLS MEUSIENS



LE PLOMB DANS LES SOLS MEUSIENS




LE ZINC DANS LES SOLS MEUSIENS
mg/kg sol sec
limite = 300
300
250
200
150
100
50
0
maxi
quartile 3
médiane
mini
valanginien(84)
gault (11)
portlandien (139)
kimmeridjien (78)
argovo rauracien (109)
oxfordien (89)
callovien (115)
bathobajo (56)
limon placage (62)
alluv anciennes (20)
alluv récentes (64)
domérien (3)

5 – Communes concernées par les teneurs les plus élevées en Nickel

En Meuse, mais aussi en Lorraine, le Nickel peut être présent en quantité importante dans le sol. Des travaux réalisés par l'ENSAIA l'avaient montré en 2000.

↳ Teneurs supérieures à la limite réglementaire

L'étude des résultats des mesures en Meuse fait état de quelques parcelles où les teneurs en Nickel dépassent la limite réglementaire (50 mg/kg sol sec).

A ce jour, 18 analyses dépassent ce seuil sur 839 connues sur le département soit 2,15 %. Il faut bien noter que toutes les communes n'ont pas été sujettes à analyses. Par contre, les principales formations géologiques ont été vues.

Ainsi dans ces valeurs élevées, on trouve :

- 3 parcelles dans le Domérien au Nord du département vers Thonnelle – Thonne le Thil.
- 13 parcelles en Alluvions Récentes autour de Sorcy Saint Martin, Vertuzey, Ville Issey et Clery le Petit.
- 1 parcelle sur Argovo Rauracien à Savonnières en Woëvre.
- 1 parcelle sur Portlandien à Auzéville en Argonne.

Pour respecter la réglementation boues actuelle, il est nécessaire de disposer d'une autorisation préfectorale avant épandage de boues dans ces parcelles.

↳ Teneurs de 45 mg à 50 mg Nickel / kg sol soit 90 à 100 % de la valeur limite

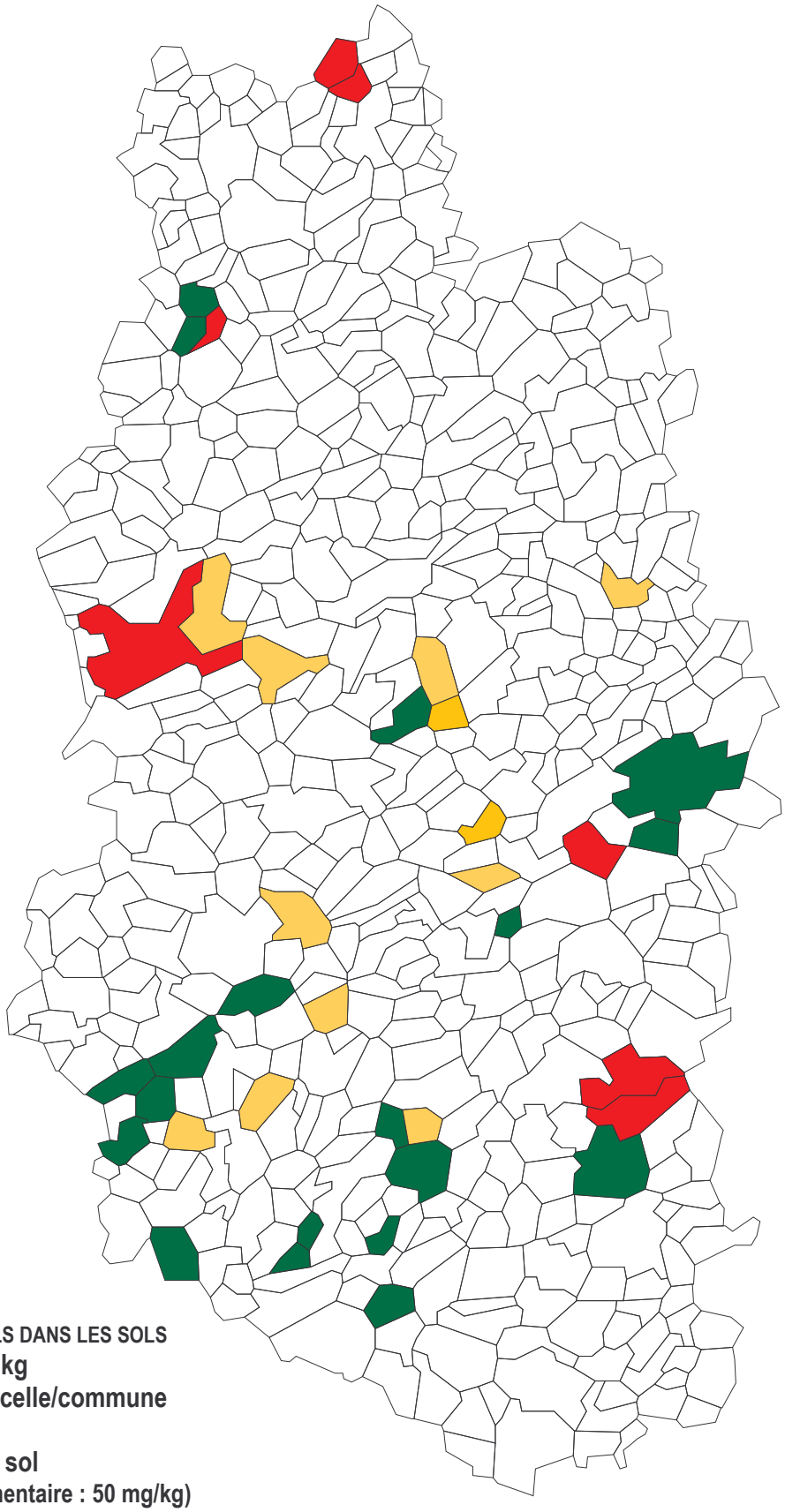
En Meuse, il y a aujourd'hui 17 parcelles concernées sur 839 soit 2 % des situations. Ces valeurs sont en dessous de la limite réglementaire et l'épandage y est autorisé.

On retrouve :

- 5 sols sur Alluvions Récentes à Sorcy Saint Martin, Génicourt sur Meuse, Dieue sur Meuse, Cléry le Petit.
- 7 sols sur Portlandien à Erize Saint Dizier, Brocourt, Rampont, Nançois le Grand, Brillon en Barrois, Erize la Grande, Longeville en Barrois.
- 4 sols sur Argovo rauracien à Ville Issey, Les Paroches, Bannoncourt.
- 1 sol sur Callovien à Hennemont.

Dans ces situations, le calcul de flux de métaux et surtout le Nickel permet d'appréhender l'évolution éventuelle de la teneur du sol par les apports de boues pour éviter de dépasser la limite réglementaire.

COMMUNES AVEC TENEURS ELEVEES EN NICKEL DANS LES SOLS



TENEURS EN NICKELS DANS LES SOLS
mg / kg
au moins une parcelle/commune

- **> 50 mg / kg sol**
  (limite réglementaire : 50 mg/kg)
- **45 à 50 mg / kg sol**
- **40 à 50 mg / kg sol**

Mission Recyclage Agricole des Déchets – Meuse
Décembre 2007

➥ **Teneurs de > 40 à 45 mg à 50 mg Ni / kg sol soit 80 à 90 % de la valeur limite**

Le nombre de valeurs est plus important : 38 valeurs sur 839 soit 4,5 % de l'ensemble.

Elles concernent des communes déjà citées précédemment et une vingtaine d'autres qui sont proches des précédentes.

➥ **Commentaires géographiques :**

Pour la teneur en Nickel, on peut s'attendre à des valeurs élevées à très élevées dans la vallée de la Meuse en zone inondable en particulier, et ce sur toute la longueur. Cela peut s'expliquer par le transport de matériaux chargés en ETM issus de secteurs en amont.

Sur les plateaux calcaires aux environs de Bar le Duc - Ligny en Barrois ainsi que vers Clermont – les Souhesmes, on peut s'attendre à des valeurs élevées : cela correspond assez bien à certains étages géologiques.

Ponctuellement dans la Woëvre, on peut aussi trouver des teneurs importantes en Nickel. Il est difficile de trouver une explication avec les éléments connus à ce jour.

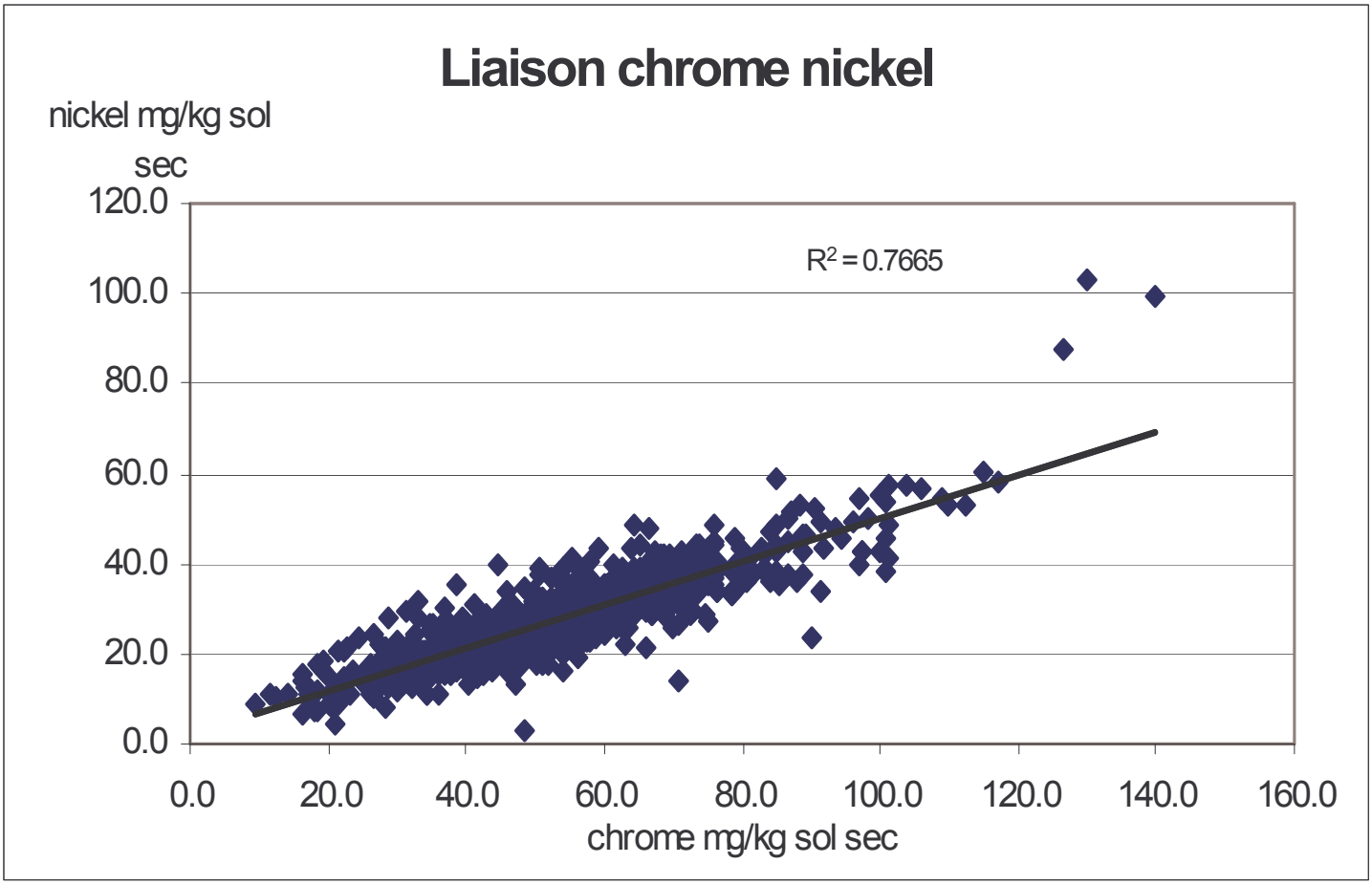
Le "record" en Meuse est tenu à l'extrême nord du département vers Thonne le Thil et Thonnelle dans l'étage géologique du Domérien. Cela correspond bien aux mesures en Meurthe et Moselle sur le même étage.

Lors de nouveaux projets d'épandage de boues, on peut dès maintenant dans certains secteurs, indiquer aux maîtres d'ouvrage la problématique de ces teneurs dans les sols.

6 – Liaison Chrome - Nickel

Les recherches INRA et la bibliographie font état d'une liaison fréquente entre ces 2 éléments chrome et nickel. Ils sont présents ensembles dans des teneurs variables mais ils évoluent souvent en parallèle. Le Nickel est mis en exergue car la réglementation épandage de boues fixe une valeur seuil basse pour lui (50 mg) alors que pour le chrome, elle est de 150 mg/kg sol sec. Pour l'instant, les teneurs en chrome n'ont pas dépassé cette limite.

L'ensemble des mesures faites en Meuse est reporté dans le graphique ci-dessous.



Au vu de celui-ci, on peut dire qu'il y a une bonne liaison entre les teneurs en chrome et nickel dans les sols du département de la Meuse. L'origine géologique de ces éléments peut être globalement confirmée.

Bien sûr, il est possible que localement on trouve une parcelle avec une teneur très élevée liée à une activité humaine intensive et polluante à proximité, récente ou très ancienne.

EVOLUTION THEORIQUE DES TENEURS DU SOL EN ELEMENTS TRACES METALLIQUES

HYPOTHESES : teneurs dans les boues: base 3ème quartile boues urbaines Meuse 1995 à 2007
teneurs dans les sols: base 3 ème quartile sols Meuse sur 839 échantillons 1995 à 2007
tonnage de terre fine 2000 tonnes par hectare sol superficiel
sur 10 ans , on considère 3 apports sur la même parcelle

EXEMPLE 1 : BOUES URBAINES LIQUIDES 5% MS

	Cadmium	Chrome	Cuivre	Mercure	Nickel	Plomb	Zinc
teneurs boues mg/kg MS	1.6	36	356	2.1	24.5	90.1	870.6
FLUX g/ha 1 apport 2 T MS	3.2	72	712	4.2	49	180.2	1741.2
3 apports 6 T MS	9.6	216	2136	12.6	147	540.6	5223.6
flux maxi sur 10 ans et 30 t MS/ha sur 10ans	***150***	***15000***	***15000***	***150***	***3000***	***15000***	***45000***
teneur du sol mg/kg terre	0.55	63.9	16.5	0.05	34.06	30	94.55
teneur avec 1 apport 2 T MS	0.5516	63.936	16.856	0.0521	34.0845	30.0901	95.4206
teneur avec 3 apports 6 T MS	0.5548	64.008	17.568	0.0563	34.1335	30.2703	97.1618
norme sol	***2***	***150***	***100***	***1***	***50***	***100***	***300***

EXEMPLE 2 : BOUES URBAINES PATEUSES 22% MS

	Cadmium	Chrome	Cuivre	Mercure	Nickel	Plomb	Zinc
teneurs boues mg/kg MS	1.6	36	356	2.1	24.5	90.1	870.6
FLUX g/ha 1 apport 6 T MS	9.6	216	2136	12.6	147	540.6	5223.6
3 apports 18 T MS	28.8	648	6408	37.8	441	1621.8	15670.8
flux maxi sur 10 ans et 30 t MS/ha sur 10ans	***150***	***15000***	***15000***	***150***	***3000***	***15000***	***45000***
teneur du sol mg/kg terre	0.55	63.9	16.5	0.05	34.06	30	94.55
teneur avec 1 apport 6 T MS	0.5548	64.008	17.568	0.0563	34.1335	30.2703	97.1618
teneur avec 3 apports18 T MS	0.5644	64.224	19.704	0.0689	34.2805	30.8109	102.3854
norme sol	***2***	***150***	***100***	***1***	***50***	***100***	***300***

RESULTATS D'UN SUIVI CONCRET : épandage des boues de BAR LE DUC

Sol limoneux non calcaire . Base 3000 tonnes de terre fine par hectare
Environ 30 tonnes de matière sèche de boues de Bar le Duc épandues de 1993 à 2003.
Echantillons de sol réalisés au même endroit et avec la même méthode.

EVOLUTION DES TENEURS DANS LES SOLS

					g/kg sol sec			mg/kg sol sec						
année	CEC	CaCO3	%MO	pH	P2O5	K2O	MgO	cadmium	chrome	cuivre	mercure	nickel	plomb	zinc
1993	8.5	0	1.4	**6.6**	**0.18**	0.24	0.1	**0.2**	**44.3**	**8.6**	**<0.3**	**17.2**	**23.5**	**45.1**
1997	8.7	0.2	1.5	**7.3**	**0.2**	0.28	0.1							
2000	9	0.1	1.7	**7.1**	**0.22**	0.32	0.1	**0.3**	**25.1**	**7.7**	**0.04**	**13.4**	**15.1**	**36.9**
2003	8.6	0.2	1.6	**7.2**	**0.25**	0.28	0.1	**0.3**	**33.3**	**8.2**	**0.036**	**14.2**	**17.4**	**41**
limite pour épandage boues								2	150	100	1	50	100	300

Source : Mission de recyclage agricole des déchets Meuse

7 – Evolution des teneurs en ETM dans les sols

L'exemple de calcul ci-joint permet une approche pratique des enjeux. Il est réalisé pour un sol avec peu de terre fine, il est certain que dans un sol profond avec 3 000 tonnes de terre par hectare, la dilution est plus grande. De plus, les mesures se font seulement sur la couche de sol habituellement travaillée.

Pour ce calcul, nous avons utilisé des teneurs moyennes en ETM dans les boues urbaines en Meuse.

On voit bien qu'en respectant la réglementation sur la qualité des boues, en faisant 3 apports sur 10 ans, les flux limites imposés sont respectés et la variation de la teneur du sol théorique est relativement faible.

Dans la réalité, ces petites évolutions sont difficiles à montrer par des analyses de sol. C'est pourquoi, il est impératif de revenir au même endroit pour réaliser les prélèvements de sol, avoir la même méthodologie. La précision de mesure au laboratoire intervient aussi pour une petite part.

Des observations de terrain avec des boues pâteuses à 30 t MS par hectare sur 10 ans sur le plan d'épandage des boues de Bar le Duc n'ont pas permis de montrer une variation significative des teneurs du sol (voir ci-joint).

Il est certain qu'avec des boues d'industrie agro alimentaire, ou de papeterie, les apports en ETM sont beaucoup plus faibles et l'évolution des teneurs du sol n'en est que plus limitée.

8 – Cas des teneurs du sol supérieures à la limite

Cette situation concerne, pour l'instant, seulement le Nickel dans notre département ainsi que sur la Lorraine.

En 2000, une étude, réalisée par le laboratoire Sols et Environnement de l'ENSAIA – INRA/INPL à Nancy, a porté sur la biodisponibilité du Nickel dans les sols de la Région Lorraine.

Cette étude a permis de montrer que même à des teneurs supérieures à la limite réglementaire de 50 mg / kg de sol, le Nickel n'est pas disponible pour les cultures en place.

Pour montrer cette biodisponibilité, il est conseillé de réaliser une mesure du nickel DTPA. Si le résultat est inférieur à 5 mg/kg sol, le nickel n'est pas ou très peu absorbé par la plante.

Une copie de la synthèse de cette étude est jointe à ce dossier en annexe.

Dans le cas de dépassement de teneur, on s'appuiera sur cette étude pour solliciter une dérogation d'épandage des boues auprès du Préfet.

9 – Contamination des sols en éléments traces métalliques

Durant toute la démarche précédente, nous faisons le constat d'un état des teneurs en ETM dans les sols.

Les ETM sont pour une grande part liés à l'origine géochimique des sols, mais il ne faut pas oublier les apports liés à des activités humaines sur place, à proximité ou plus éloignés. Il s'agit bien entendu des apports par les engrais, les effluents organiques de toute origine mais aussi les éventuelles retombées atmosphériques.

Une étude nationale, demandée par l'ADEME, permet d'avoir une approche globale de la situation à l'échelon national avec une approche départementale. La synthèse de cette étude est reportée en annexe.

On peut notamment remarquer l'influence des effluents d'élevage porcs et volailles qui contiennent du cuivre et du zinc en quantité non négligeable. Certains engrais phosphatés apportent du cadmium (superphosphates) ou du chrome (scories).

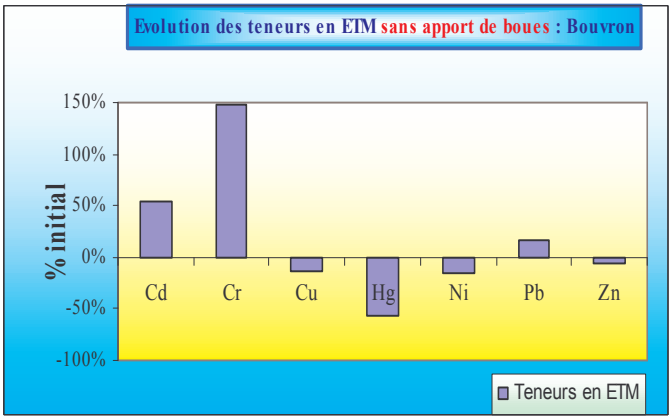
10 – Expérimentation régionale Lorraine

De 1996 à 2004, des expérimentations régionales ont été réalisées par la Chambre Régionale d'Agriculture de Lorraine en liaison avec l'ADEME, l'Agence de l'Eau Rhin Meuse, quelques collectivités et les industriels producteurs de boues.

L'objectif était de mesurer l'intérêt agronomique de diverses boues d'épuration et le comportement des ETM dans le sol et leur assimilation éventuelle par les cultures.

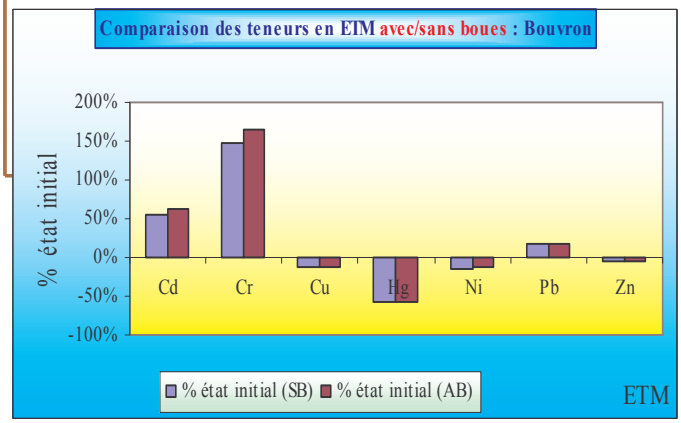
Nous reprenons ici quelques graphiques et commentaire concernant les ETM, issus de la plaquette de présentation des résultats d'essais.

Eléments Traces Métalliques dans les sols



Les teneurs en ETM présentes naturellement dans les sols avant épandage sont telles qu'un enrichissement éventuel ne pourraient être observés qu'à long terme : **pas d'évolution liée à l'épandage de boues pendant les 8 ans de suivi sur tous les sites.**

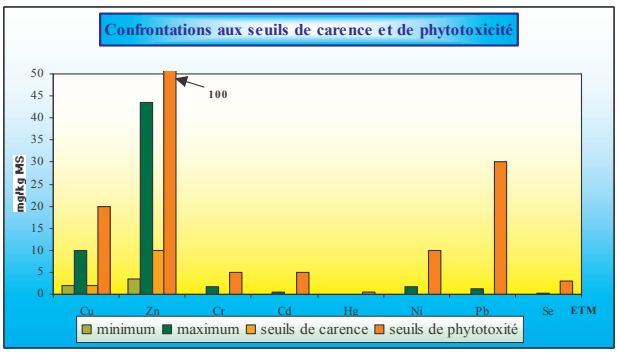
Les sols suivis durant le programme présentent de très fortes variabilités de richesse en ETM à l'état initial (sans apport de boue) : ces variations sont liées aux teneurs naturelles fluctuantes suivant les sols et à l'historique de leurs utilisations.



Comparaison des teneurs en ETM avec ou sans apport de boue : **absence apparente d'un «effet boue» sur l'enrichissement des sols** après 2 rotations (à confirmer à long terme).

SB : Sans Boue AB : Avec Boue

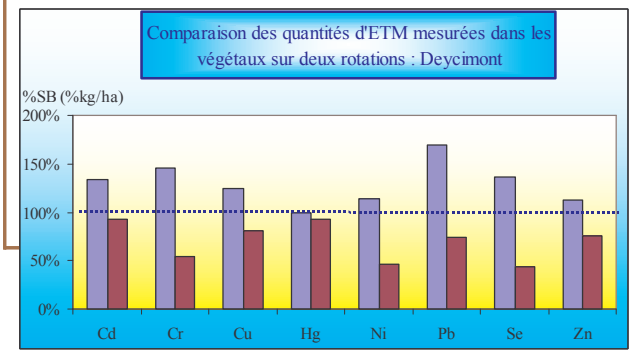
Eléments Traces Métalliques dans les plantes (parties aériennes : tiges et grains).



Confrontation des teneurs avec ou sans boue :

Les teneurs mesurées sont confrontées aux seuils de carence et de phytotoxicité de chaque ETM pour toutes les cultures suivies (Kabata-Pendias, 1992):

Les teneurs demeurent «normales» au cours de toute l'expérimentation, quelles que soient les modalités (état initial ou final, avec ou sans boue), et bien inférieures aux seuils de phytotoxicité.



Autres observations :

Aucune modification de rendement observée (absence d'impact mesurable sur la culture).

Différences non significatives des teneurs totales en ETM selon les modalités avec ou sans boue (graphe ci-contre).

Pas de corrélation entre l'apport des boues et les variations de quantités d'ETM sur 2 rotations, quelque soit le site et les boues étudiées.

Facteur ETM : Conclusion des expérimentations Lorraine 1996 - 2004

Evolution des teneurs des sols en ETM très variable et sans corrélation apparente avec l'apport de boue.

Pas d'incidence marquée d'un type de boue sur les cultures et les sols (teneurs "normales").

Les quantités initiales d'ETM dans les sols sont très supérieures aux quantités "boues" et "cultures" : un enrichissement éventuel des sols en ETM consécutif à un épandage de boues n'est donc pas observable à l'échelle de ces essais (2 à 3 rotations), face à la richesse en ETM des sols selon l'origine géologique et les pratiques culturales.

11 – Conclusion

Depuis plus de 12 ans, des mesures d'éléments traces métalliques dans les sols sont réalisées en Meuse.

Nos sols contiennent des quantités variables de ces éléments en fonction de leur origine géologique mais aussi selon les activités humaines présentes ou passées sur la parcelle ou à proximité sans oublier les retombées atmosphériques d'origine plus lointaine.

Au vu des analyses, nous avons surtout un effet d'origine géologique.

Le département de la Meuse a peu ou n'a pas d'activité polluante spécifique apportant ce type d'éléments traces métalliques.

Ces mesures ont lieu seulement pour l'utilisation des boues urbaines ou industrielles en épandage direct.

Les boues urbaines apportent ces éléments mais dans des quantités limitées qu'il faut suivre par enregistrement et analyses.

En dehors de quelques parcelles plus chargées naturellement en nickel, on peut dire qu'il y a peu de problèmes d'éléments traces métalliques dans les sols en Meuse.

Cela étant, on ne peut que recommander de continuer un suivi rigoureux des épandages de boues d'épuration. C'est un gage de pérennité de la filière en maintenant une surveillance de la qualité des sols.

ANNEXES

1. **Caractérisation de la biodisponibilité du nickel dans les sols du jurassique inférieur et du trias de la région Lorraine.**

2. **Bilan des flux de contaminants entrant sur les sols agricoles de France métropolitaine.**

Caractérisation de la biodisponibilité du nickel dans les sols du jurassique inférieur et du trias de la région Lorraine

Etude réalisée par le
Laboratoire Sols et Environnement
ENSAIA-INRA/INPL
2, Avenue de la Forêt de Haye, BP 172,
54505 Vandœuvre-lès-Nancy CEDEX
Auteurs : G. ECHEVARRIA, S. MASSOURA et J.L. MOREL
200 exemplaires
© 2001 Agence de l'Eau Rhin-Meuse – Conseil Général de Moselle – Communauté Urbaine du Grand Nancy

---

SYNTHESE
Décembre 2000

© 2001 - tous droits réservés- Agence de l'Eau Rhin-Meuse – Conseil Général de Moselle – Communauté Urbaine du Grand Nancy

AERM. janvier 2002 / tirage n°02

L'épandage de boues de stations d'épuration des eaux usées est soumis au décret du 7 décembre 1997 et à l'arrêté du 8 janvier 1998. La qualité du sol devant recevoir des boues exigée par l'arrêté impose notamment des teneurs totales en éléments en traces métalliques ne dépassant pas un seuil fixé. Parmi les éléments concernés par le décret se trouve le nickel dont la concentration maximale autorisée dans les sols destinés à recevoir des boues est de 50 mg kg^{-1} [a].

Dans le monde le nickel est présent dans les sols à l'état naturel à des concentrations variant de moins d'un mg kg^{-1} dans des sols carencés à plusieurs dizaines de milliers de mg kg^{-1} dans les sols de serpentine. En moyenne, la concentration reportée dans les sols cultivés non pollués varie de 25 à 30 mg kg^{-1} dans les régions tempérées (Holmgren *et al.*, 1993). Certains sols cultivés présentent des concentrations supérieures à ces valeurs moyennes (Buatier et al., 1994). Ces concentrations peuvent atteindre plus de 100 mg kg^{-1} sur des sols agricoles développés sur certains étages géologiques notamment présents dans le nord-est de la France (Jurassique Inférieur et Trias). Il n'est donc pas possible directement d'épandre de boues de stations d'épuration sur de tels sols.

A l'exception de sols fortement pollués (McIlveen et Negusanti, 1994) ou de sols développés sur serpentines (L'huillier, 1994 ; L'huillier et Edighoffer, 1996), aucune toxicité du nickel du sol pour les plantes n'a été signalée à ce jour. La biodisponibilité du nickel dans les sols ou son aptitude à être transféré vers les organismes vivants, en particulier les plantes, est en général faible à l'image de la solubilité de l'ion Ni^{2+} dans les sols. Celle-ci dépend essentiellement du pH du sol (Anderson et Christensen, 1988) et est en moyenne trois à quatre fois inférieure à celle du zinc. Sur des sols développés sur des roches mères naturellement très riches en nickel (péridotites) de Nouvelle Calédonie, la biodisponibilité du nickel est indépendante de la teneur totale de nickel et dépend de la nature du sol ainsi que des conditions environnementale y régnant : nature des oxydes de fer, présence de conditions réductrices, etc. (Becquer *et al.*, 1995). Ainsi dans ces régions où la teneur totale moyenne en nickel avoisine les 10 000 mg kg^{-1}, on peut rencontrer des sols ne présentant aucune toxicité pour les cultures dans lesquels le transfert n'est pas supérieur à celui observé sur des sols agricoles « pauvres » en nickel (L'huillier, 1994 ; L'huillier et Edighoffer, 1996).

Dans le nord-est de la France, les teneurs totales en nickel dans les sols développés sur les étages calcaires du Jurassique Inférieur et du Trias sont fréquemment supérieures à la valeur de 50 mg kg^{-1}. Deux études précédentes ont permis dans deux sous-régions lorraines de caractériser la biodisponibilité du nickel dans les sols développés sur ces étages géologiques (Echevarria et al., 1999, 2000). Elles ont montré qu'elle ne dépend pas de la quantité de nickel totale du sol et que le pH en est le principal facteur explicatif. La biodisponibilité de ce nickel issu des matériaux géologiques n'est cependant pas suffisamment caractérisée dans cette région pour pouvoir en extrapoler les résultats à d'autres situations sur ces mêmes matériaux géologiques. En particulier, certains étages géologiques dans lesquels les anomalies Ni sont fréquentes ont été sous-représentés dans ces deux études (Domérien inférieur, Carixien, Lettenkohle inférieur et Mushelkalk moyen supérieur). Deux étages dont la surface est significative sur le Plateau Lorrain étaient déjà bien représentés dans les deux études précédentes : le Lotharingien (argiles à Promicroceras) et le Sinémurien-Hettangien (calcaires à Gryphée).

La biodisponibilité d'un élément en traces métallique (ETM) dans un sol est la propriété de cet élément à se retrouver sous forme soluble dans la solution du sol et donc à pouvoir potentiellement être absorbé par les organismes qui y vivent (en particulier par les racines des plantes). Une petite partie de la quantité biodisponible est déjà en solution tandis que la majeure partie est temporairement insoluble mais peut devenir soluble dans un intervalle de temps court. C'est pour cela que la mesure de cette quantité biodisponible n'est pas facile à mettre en œuvre. Pour caractériser la biodisponibilité d'un ETM dans les sols, plusieurs

[a] Les concentrations dans les sols s'entendent par kg de poids sec dans tout le document

© 2001 - tous droits réservés- Agence de l'Eau Rhin-Meuse – Conseil Général de Moselle – Communauté Urbaine du Grand Nancy

méthodes peuvent être utilisées. La plus simple est de cultiver un végétal sur le sol étudié et de mesurer le transfert de cet élément vers les parties aériennes ou racinaires. Cependant cette méthode est très dépendante de l'espèce utilisée car certaines espèces sont plus sensibles que d'autres à la toxicité, d'autres ont une capacité supérieure à prélever le nickel (Shallari, 1997 ; Shallari et al., 2000 ; Massoura, 2000). Elle dépend aussi des conditions de croissance des espèces (fertilité du sol, conditions climatiques). Les tests végétaux sont longs à mettre en œuvre et la difficulté de les extrapoler pour pouvoir comparer des situations entre elles limite leur application. Pour caractériser la biodisponibilité du nickel ainsi que celle d'autres éléments en traces métalliques (ETM) dans les sols, la méthode des cinétiques d'échange isotopique est la seule qui permette de quantifier spécifiquement le compartiment exclusif où s'alimentent les plantes (Echevarria, 1996 ; Echevarria *et al.*, 1997, 1998 ; Shallari, 1997 ; Gérard *et al.*, 2000). En effet, l'utilisation d'un isotope radioactif, permet de mesurer de manière exacte la taille du compartiment biodisponible du nickel du sol et de prédire la dynamique de ses échanges avec la solution du sol, compartiment où les racines prélèvent l'élément.

Ce travail avait pour objectif de caractériser la biodisponibilité du nickel sur 75 sols développés sur ces étages géologiques dans la Région Lorraine et d'identifier les paramètres contrôlant cette biodisponibilité. Sur chacun des 75 échantillons une analyse de terre complète comprenant notamment la mesure des teneurs de, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Hg Zn, (teneur totale et extractible au DTPA) a été réalisée. Des cinétiques d'échange isotopique du nickel ont été effectuées sur 55 échantillons de terre choisis parmi les 75 pour leur représentativité dans l'optique de caractériser la biodisponibilité du nickel dans les sols.

L'ensemble des 75 sols prélevés représentent donc la répartition géologique suivante, avec une prédominance des trois étages riches en Ni affleurant sur les plus grandes surfaces au niveau régional (Lotharingien supérieur, Sinémurien-Hettangien et Muschelkalk supérieur) :

- Alluvions récentes : 2
- Limons des Plateaux : 6
- Rauracien (Meuse) : 1
- Domérien inférieur : 3
- Carixien, Lotharingien-Carixien : 5
- Lotharingien supérieur (Argiles à *Promicroceras*) : 16
- Lotharingien inférieur (Calcaires à *G. obliqua*) : 4
- Sinémurien-Hettangien : 18
- Keuper moyen : 1
- Lettenkohle inférieur : 5
- Mushelkalk supérieur : 10
- Mushelkalk moyen : 2
- Non déterminés : 2

Ils présentent une large gamme de variation des paramètres suivants :

- Teneur en argiles (de 13,0 à 53,4%)
- Teneur en matière organique (de 1,8 à 14,0 mg kg^{-1})
- Teneur en calcaire total (de 0,0 à 31,1%)
- Capacité d'échange cationique (de 72 à 435 meq kg^{-1})
- Teneur en Ni total (de 12,8 à 226,3 mg kg^{-1})
- pH (de 5,5 à 8,3)

Les teneurs en nickel total dans les 75 échantillons de terre varient de 12,8 à 226,3 mg kg^{-1}). La moyenne arithmétique de ces valeurs est de 62,2 et l'écart-type de l'échantillonnage est de 33,1. Ceci montre la grande variabilité spatiale de ce paramètre sur les 75 sols échantillonnés et la forte représentativité des sols dont la teneur en nickel total est au delà de

© 2001 - tous droits réservés- Agence de l'Eau Rhin-Meuse – Conseil Général de Moselle – Communauté Urbaine du Grand Nancy

la teneur fixée par l'arrêté. Pour trois étages géologiques l'échantillonnage est suffisamment représentatif ce qui permet de présenter la répartition de la variable nickel total pour ces sous-populations échantillonnées :

16 échantillons pour les argiles à *Promicroceras* du Lotharingien (en y incluant les faibles dépôts limoneux) avec une moyenne arithmétique de 62,0 et un écart-type de 29,7.

18 pour les calcaires à *Gryphea arcuata* du Sinémurien-Hettangien avec une moyenne arithmétique de 58,0 et un écart-type de 11,5.

9 pour les calcaires à *Ceratites* du Muschelkalk supérieur avec une moyenne arithmétique de 58,3 et un écart-type de 9,6.

Dans l'ensemble, ces valeurs reflètent une tendance indiquant une variabilité plus grande des teneurs en Ni dans les étages géologiques les plus récents (Domérien, Carixien et Lotharingien) que dans les étages les plus anciens (Lettenkhole et Muschelkalk).

Les résultats montrent que la quantité de nickel biodisponible (E_{1min}) dans l'ensemble des 75 sols ne dépend pas de la teneur totale du métal mais qu'elle est dépendante du pH de la solution du sol (Figure 1). De plus, sur l'ensemble des sols la majorité du nickel n'est pas échangeable. Les transferts prévisibles vers la plante sont donc faibles en relation avec la concentration de Ni dans la solution du sol elle-même faible (au moins dix fois inférieur au seuil général de toxicité). Une corrélation très hautement significative existe entre E_{1min} et Ni DTPA (Figure 2) :

$$(1) \quad \text{Ni DTPA (mg kg}^{-1}) = 0{,}485\ E_{1min}\ (\text{mg kg}^{-1}) + 0{,}660$$

$r_2 = 0{,}371$, $n = 55$

L'extraction par le DTPA est donc une méthode permettant d'estimer de manière satisfaisante la quantité de nickel biodisponible (i.e. le paramètre E_{1min}).

Les quantités de Ni extraites par le DTPA varient de 0,6 mg kg^{-1} de terre à 4,2 mg kg^{-1}. La moyenne arithmétique de ces valeurs est de 1,4 et l'écart-type de l'échantillonnage est de 0,9. Plusieurs analyses statistiques ont été effectués sur la variable Ni DTPA pour tenter d'identifier les facteurs contrôlant ou non cette variable. En ce qui concerne les valeurs de Ni DTPA pour les trois étages géologiques les moyennes sont les suivantes :

Pour les argiles à *Promicroceras* du Lotharingien (en y incluant les faibles dépôts limoneux) avec une moyenne arithmétique de 1,8 et un écart-type de 1,1.

Pour les calcaires à *Gryphea arcuata* du Sinémurien-Hettangien avec une moyenne arithmétique de 1,2 et un écart-type de 0,6.

Pour les calcaires à *Ceratites* du Muschelkalk supérieur avec une moyenne arithmétique de 1,1 et un écart-type de 0,7.

Ces différences entre étages géologiques sont vraisemblablement dues à des différences de caractéristiques physico-chimiques des sols propres à chaque étage. Il n'est pas possible de réaliser un test statistique pour vérifier un éventuel effet de l'étage sur la quantité de nickel extraite par le DTPA, ces moyennes sont données à titre indicatif.

La quantité de Ni ingérée quotidiennement par l'homme est de 170 µg. Il n'existe pas pour l'instant de valeurs seuils réglementaires imposées pour la concentration de Ni dans les denrées agricoles et alimentaires. Cependant, des bases de données existent qui répertorient les concentrations mesurées dans divers types d'aliments. De ces bases, il apparaît que les concentrations de Ni dans les aliments sont très variables (en moyenne de 136 µg kg^{-1}) et atteignent 500 à 1000 µg kg^{-1} dans les aliments dérivé des légumineuses (US Food and Drug Administration, 1999). Il est donc difficile en l'absence de réglementation de définir des

© 2001 - tous droits réservés- Agence de l'Eau Rhin-Meuse – Conseil Général de Moselle – Communauté Urbaine du Grand Nancy

Figure 1 : Influence du pH du sol sur la quantité de Ni extrait par le DTPA

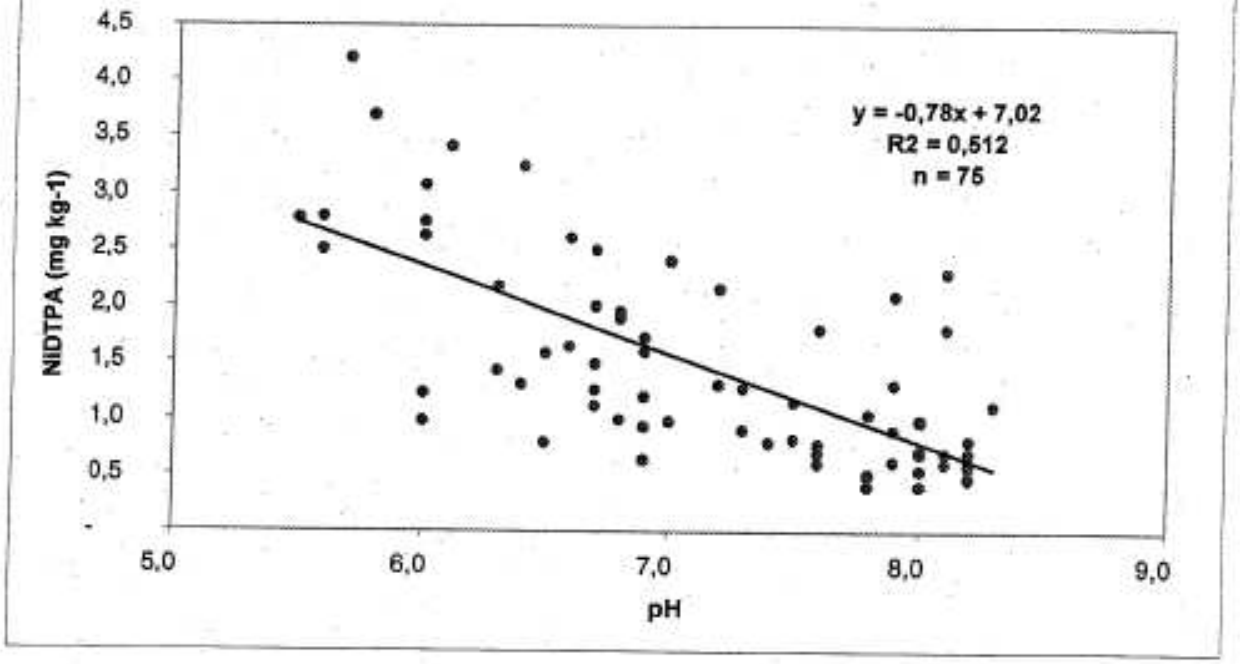
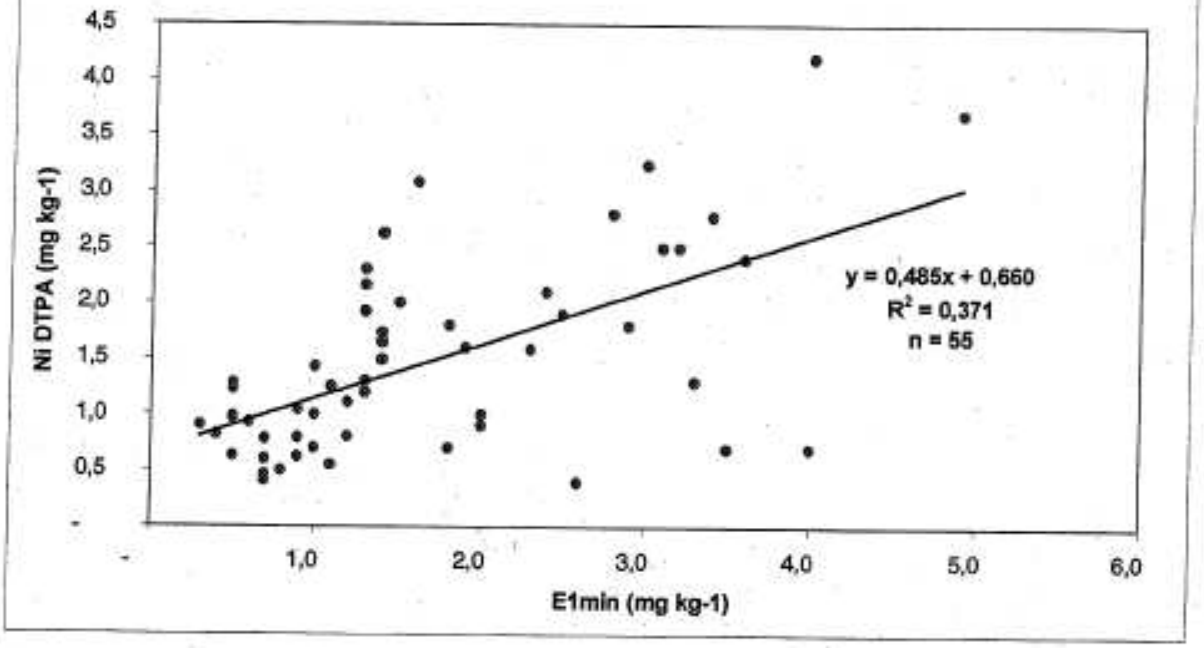


Figure 2 : Estimation du Ni isotopiquement échangeable à 1 min par l'extraction au DTPA



© 2001 - tous droits réservés- Agence de l'Eau Rhin-Meuse – Conseil Général de Moselle – Communauté Urbaine du Grand Nancy

seuils de biodisponibilité acceptables sachant que les plantes répondent très différemment à ces seuils (cas des légumineuses qui accumulent ou des grains de céréales qui excluent : Massoura, 2000).

Il est relativement aisé de distinguer des seuils de toxicité du Ni dans les sols pour chaque espèce végétale, cependant, la contamination de la chaîne alimentaire peut avoir lieu significativement alors que la biodisponibilité du Ni n'induit pas encore de toxicité. Ce seuil est donc insuffisant pour interpréter les quantités de Ni biodisponibles dans les sols. Les travaux menés en Nouvelle-Calédonie ont permis de relier la quantité extraite par le DTPA avec la concentration de Ni dans les tissus de dix plantes différentes dont le radis, la tomate, la carotte, la courgette, l'aubergine et le chou chinois (L'huillier et Edighoffer, 1996). De cette relation, il ressort que jusqu'à des quantités extraites de 5 mg kg^{-1}, la concentration de Ni dans les tissus des plantes reste inchangée et inférieure à 15 mg kg^{-1}. Ce seuil paraît largement raisonnable pour assurer des transferts limités de Ni dans la plupart des plantes cultivées. Cependant, l'acquisition de références régionales permettrait, dans le cas des sols agricoles, de constituer une grille d'interprétation plus précise des résultats, notamment en introduisant les espèces de grande culture (blé, colza, orge, maïs,...) et fourragères (ray-grass, trèfle, luzerne,...) représentatives de la région.

Dans ces conditions, l'épandage de boues urbaines ne présente pas de risques supérieurs dans les sols où la teneur totale en nickel dépasse le seuil de 50 mg kg^{-1} à condition que la quantité de Ni extrait par le DTPA ne soit pas supérieure à 5 mg kg^{-1} (valeur obtenue dans la bibliographie en dessous de laquelle la biodisponibilité du Ni ne semble pas influencer son absorption par la plante).

Il est difficile de cartographier la biodisponibilité du nickel pour chaque étage géologique voire pour chaque type de sol au sein d'un étage donné car les analyses tendent à montrer que les variables expliquant la biodisponibilité du Ni sont indépendantes de la couche géologique. En revanche, dans ce contexte géologique du nord-est de la France, il est possible à partir d'analyses de routine de prévoir la quantité de Ni biodisponible à partir de la quantité de Ni extrait par le DTPA.

Par conséquent, sur des parcelles dépassant la teneur limite fixée par l'arrêté du 8 janvier 1998, il est possible de recommander une procédure visant à s'assurer que la biodisponibilité du nickel est suffisamment faible pour autoriser un éventuel épandage de boues. Cette procédure consisterait à effectuer systématiquement une mesure de nickel extrait par le DTPA et de vérifier avant autorisation que le valeur obtenue est inférieure à 5 mg kg^{-1}. Une nouvelle mesure pourrait être effectuée après épandage pour vérifier l'effet de ce dernier sur la biodisponibilité du nickel. Dans ces conditions, il est possible d'assurer un risque minimum de transfert de nickel vers les cultures et les produits alimentaires.

© 2001 - tous droits réservés- Agence de l'Eau Rhin-Meuse – Conseil Général de Moselle – Communauté Urbaine du Grand Nancy

ADEME
DEPARTEMENT GESTION BIOLOGIQUE ET SOLS
RESPONSABLE ADEME : ISABELLE DEPORTES
CONTRAT ADEME N° 03 75 C 0004 DU 05/09/2005 – DUREE : 20 MOIS

BILAN DES FLUX DE CONTAMINANTS ENTRANT SUR LES SOLS AGRICOLES DE FRANCE METROPOLITAINE

BILAN QUALITATIF DE LA CONTAMINATION PAR LES ELEMENTS TRACES METALLIQUES ET LES COMPOSES TRACES ORGANIQUES & APPLICATION QUANTITATIVE POUR LES ELEMENTS TRACES METALLIQUES

SYNTHESE DE L'ETUDE

MAI 2007
N° 1 34 0243

SOGREAH CONSULTANTS SAS
6 RUE DE LORRAINE 38130 ECHIROLLES
RESPONSABLE SOGREAH : ELISE BELON

SOMMAIRE

1. RESUME / ABSTRACT 1
2. SYNTHESE 2
3. EXECUTIVE SUMMARY 9

1. RESUME / ABSTRACT

RESUME

Dans le contexte de la définition d'une stratégie thématique européenne sur la protection des sols, un premier état des lieux des pressions de contamination par les éléments traces métalliques (ETM) et composés traces organiques sur les sols agricoles de France métropolitaine a été réalisé. La synthèse des connaissances et des données disponibles a abouti à la définition d'une méthodologie pour l'évaluation des entrées de ces contaminants sur les sols agricoles. Cette approche a été menée de la façon la plus exhaustive possible. Elle est traçable et repose sur des données relativement facilement disponibles et actualisables. Elle a permis l'évaluation quantitative des flux de 10 ETM entrant sur les sols agricoles, du fait de six sources de contamination principales identifiées (traitements phytosanitaires, engrais minéraux, déjections animales, amendements calciques et magnésiens, boues et composts et retombées atmosphériques). Les résultats sont exprimés en termes de quantités totales d'ETM entrant sur les sols, aux échelles départementale et nationale, et en termes de flux sur les surfaces concernées par l'épandage de produits contenant des ETM. D'un point de vue quantitatif global, les déjections animales, les engrais minéraux, les traitements phytosanitaires et les retombées atmosphériques sont les sources majeures d'apport d'ETM alors que du point de vue des flux sur les surfaces concernées, les risques de dépassement des seuils d'homologation se situent plutôt pour les sources ayant des teneurs en certains ETM potentiellement élevées : déjections animales, boues résiduaires urbaines, composts de déchets verts et cendres de chaufferies-bois.

MOTS-CLE : sol, agriculture, contamination, éléments traces métalliques, composés traces organiques, France, arsenic, cadmium, cuivre, chrome, mercure, molybdène, nickel, plomb, sélénium, zinc, traitements phytosanitaires, engrais minéraux, déjections animales, amendements minéraux, boues, composts, retombées atmosphériques

ABSTRACT

In the context of the definition of a European thematic strategy on soil protection, a first assessment of contamination pressure by metal trace elements (MTE) and organic trace compounds (OTC) to agricultural soils of Metropolitan France has been achieved. After gathering and synthesizing information and available data, a methodology for the quantification of MTE and OTC inputs to agricultural soils has been developed. This approach was carried out on the most possible exhaustive way. Method is traceable and relies on rather easily available and updatable data. It led to the quantitative assessment of 10 MTE inputs to French agricultural soils, coming from six main sources of contamination (pesticides, mineral fertilizers, animal effluents, liming materials, sludge and composts and atmospheric deposition). Results are expressed in terms of MTE inputs to agricultural soils, at both national and department scales, and in terms of local flow on areas concerned by spreading of products containing MTE. On a quantitative point of view, animal effluents, mineral fertilizers, pesticides and atmospheric deposition are major sources of MTE inputs, whereas on a local point of view (flows on involved areas), there are risks of exceeding the homologation limit for some sources containing high concentrations of some MTE: animal effluents, urban sludge, green waste composts and ashes from wood boiler rooms.

KEYWORDS : soil, agriculture, contamination, trace metal elements, trace organic compounds, France, arsenic, cadmium, copper, chromium, mercury, molybdenum, nickel, lead, selenium, zinc, pesticides, mineral fertilizers, animal effluents, liming materials, sludge, composts, atmospheric deposition

2. SYNTHESE

INTRODUCTION : BESOIN D'ETABLIR UN ETAT DES LIEUX DETAILLE DE LA CONTAMINATION DES SOLS AGRICOLES DE FRANCE

La prise de conscience de l'importance de préserver les sols, ressource naturelle essentielle et difficilement renouvelable, est relativement récente comparée à d'autres éléments de l'environnement, tels que l'eau et l'air.

Une réflexion européenne sur la protection des sols a été initiée en 2002 par la Commission Européenne qui a publié une communication intitulée « Vers une stratégie thématique pour la protection des sols ». Huit principales menaces pesant sur les sols, dont la contamination locale et diffuse, étaient alors identifiées. En septembre 2006, la Commission Européenne a adopté une stratégie thématique en faveur de la protection des sols incluant un projet de directive cadre.

Dans ce contexte, l'ADEME a confié à SOGREAH l'étude du bilan des flux de contaminants entrant sur les sols agricoles de France métropolitaine dont les objectifs sont :

- de faire le bilan des connaissances et des données existantes sur la thématique puis d'élaborer une méthodologie d'estimation des entrées d'éléments traces métalliques (ETM) et de composés traces organiques (CTO) sur les sols agricoles de France (phase 1),
- d'évaluer les quantités d'ETM entrant sur les sols agricoles de France métropolitaine au moyen de la méthodologie développée (phase 2).

Au-delà, cette étude doit permettre de hiérarchiser les flux entrant d'ETM ainsi que les sources de contamination, permettant d'apporter des éléments d'aide à la décision pour orienter des politiques publiques (Etat), des actions (auprès d'agriculteurs par exemple) et des recherches.

BILAN QUALITATIF DES FLUX D'ETM ET DE CTO SUR LES SOLS AGRICOLES : 6 SOURCES PRINCIPALES D'APPORT IDENTIFIEES

Les sources potentielles d'entrées d'ETM et de CTO sur les sols agricoles ont été recensées de la façon la plus exhaustive possible. Parmi ces sources, six sources principales d'apport ont été identifiées :

- les traitements phytosanitaires,
- les engrais minéraux,
- les déjections animales,
- les amendements calciques et magnésiens,
- les boues et composts,
- les retombées atmosphériques.

La méthodologie d'évaluation quantitative des entrées de contaminants qui a été développée ensuite est basée sur ces six catégories de sources principales de contamination.

D'autres sources potentielles de contamination ont été envisagées (irrigation, épandage de cendres de chaufferies, sédiments de crue, résidus de culture). Ces sources, pour lesquelles peu de données existent, n'ont pas été comptabilisées dans les bilans départementaux et national. Cependant, pour l'irrigation qui représente d'importants volumes d'eau apportés sur les sols agricoles, entraînant potentiellement des entrées d'ETM et pour l'épandage de cendres de chaufferies bois, qui pourrait se développer dans le futur, une méthodologie a été détaillée sur la base de données partielles, permettant une première estimation du poids de ces sources sur les entrées totales d'ETM sur les sols agricoles.

ELABORATION D'UNE METHODOLOGIE D'EVALUATION DES QUANTITES D'ETM ENTRANT SUR LES SOLS AGRICOLES : UNE APPROCHE EXHAUSTIVE, TRACABLE ET ACTUALISABLE

L'objectif est ici d'établir une méthodologie qui permette d'évaluer :

- les *quantités d'ETM* entrant sur les sols agricoles, aux échelles nationale et départementale,
- les *flux sur les surfaces concernées*, à l'échelle nationale.

Dans le cadre d'une utilisation de ce bilan comme appui aux politiques publiques, ces estimations doivent permettre une évaluation des apports *par type d'ETM* et *par type de source de contamination*.

Par ailleurs, les données plus ou moins précises qui sont utilisées doivent être *traçables* et leur variabilité doit pouvoir, dans la mesure du possible, être caractérisée de façon à ce que l'approche puisse être affinée ultérieurement lorsque des données plus précises seront disponibles.

Enfin, la méthode doit être facilement *actualisable* pour être en mesure d'établir plus tard un bilan actualisé en fonction notamment de l'évolution de l'intensité des sources de contamination ou encore de celle des surfaces agricoles. Ainsi, la méthodologie doit s'appuyer sur des données relativement facilement disponibles et actualisables.

De façon plus détaillée, la méthodologie a été déclinée en trois modes opératoires différents selon le type de source considéré.

- Approche par *pratiques culturales* pour les *produits phytosanitaires*.

  Pour les cultures concernées par les traitements phytosanitaires apportant des ETM (fongicides à base de cuivre et de zinc), les quantités d'ETM apportés par ces traitements sont calculés en fonction des surfaces traitées, des doses moyennes annuelles appliquées et des quantités de produit épandu atteignant le sol.

- Approche par *quantité de produit épandu* sur les sols agricoles, pour les *engrais minéraux*, les *déjections animales*, les *amendements calciques et magnésiens* et les *boues et composts*.

  Il s'agit ici de calculer les quantités d'ETM apportés par ces sources de contamination en croisant les quantités de produits épandus et les teneurs en ETM de ces produits.

- Approche prenant directement en compte *les flux d'entrée d'ETM* sur les sols, pour les *retombées atmosphériques*.

  Les quantités d'ETM provenant des retombées atmosphériques sont calculées en multipliant le flux moyen de dépôt sur la zone considérée par la superficie de sols agricoles dans cette zone.

L'approche des *flux sur les surfaces concernées* vient en complément de l'estimation des *quantités totales* d'ETM entrant sur les sols agricoles. Cette étape se focalise sur les surfaces qui reçoivent effectivement les produits étudiés. On approche ainsi l'idée de flux d'ETM reçus *à la parcelle*. Ici aussi, trois approches méthodologiques sont distinguées :

- une approche immédiate à partir des données de base, pour les *traitements phytosanitaires* et les *retombées atmosphériques*,
- une approche globale affinée par des scénarios d'épandage, pour les *engrais minéraux* et les *déjections animales*,
- une approche par dose et fréquence d'apport types, pour les *amendements calciques et magnésiens* et pour les *boues et composts*.

Cette méthodologie a été développée pour les six principales sources de contamination retenues pour le calcul. D'autres sources potentielles de contamination par les ETM ont été envisagées (irrigation, cendres, sédiments de crue, résidus de culture) et une méthodologie, similaire à l'approche *par quantité de produit* décrite précédemment a été détaillée pour deux de ces sources : l'irrigation et les cendres de chaufferies-bois (sur la base toutefois de données partielles).

Les sources des données utilisées dans les calculs sont de plusieurs types :

- dires d'experts : pour les pratiques de traitements phytosanitaires,
- statistique agricole : pour toutes les données de surfaces des cultures, cheptels, surface agricole utilisée

- données fournies par les organismes institutionnels ou interprofessionnels : livraisons d'engrais minéraux et d'amendements minéraux basiques, quantités de boues de stations d'épuration épandues sur les sols agricoles
- données provenant d'études, de travaux de recherche, de documents officiels : données issues du dispositif mousse-métaux pour les retombées atmosphériques, teneurs en ETM de différents produits, réglementation et normes

La précision et la fiabilité des données est variable en fonction des paramètres étudiés. Globalement, les *données agricoles* et les *données sur les quantités de produits épandus* sont fiables et relativement précises. Les *données sur les teneurs en ETM* des différentes sources de contamination sont plus ou moins précises, en fonction de l'existence ou non de résultats de campagnes d'analyse à large échantillon. Les *données sur les traitements phytosanitaires*, qui proviennent de l'appréciation des pratiques moyennes par les conseillers techniques spécialisés, présentent une idée de la tendance générale des pratiques phytosanitaires mais ne peuvent pas être considérées comme un indicateur absolu. Enfin, les *données sur les flux de retombées atmosphériques*, qui sont issues de campagnes de biosurveillance des retombées de métaux (dispositif mousse-métaux), proviennent de travaux de recherche récents sur la conversion des résultats en indicateur de flux de dépôt, conversion où certains paramètres peuvent encore être affinés.

PISTES METHODOLOGIQUES POUR LES CTO

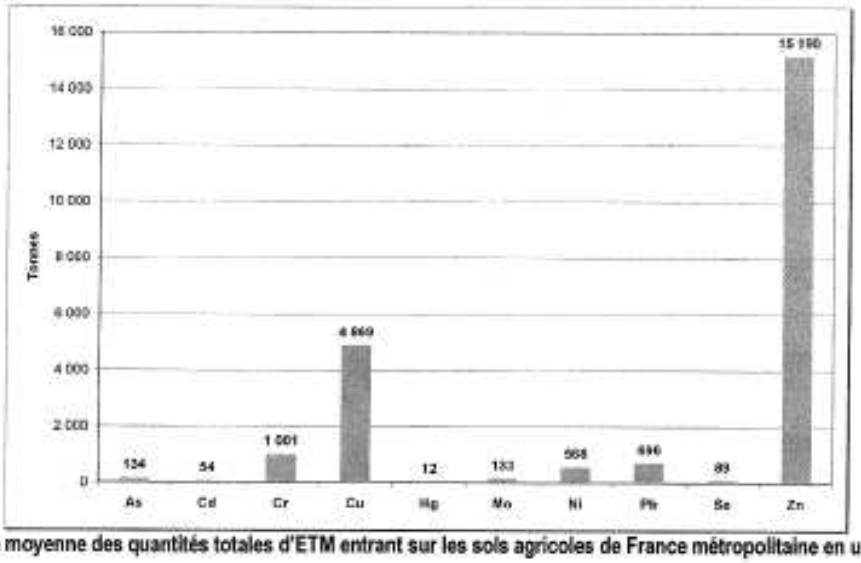
La démarche globale proposée pour les ETM est également applicable pour les CTO à quelques nuances près.

Les *engrais minéraux* et *amendements calciques et magnésiens*, de par leur nature minérale, ne sont globalement pas des sources d'apport de CTO aux sols agricoles. Pour les autres sources de contamination (*traitements phytosanitaires, déjections animales, boues et composts, retombées atmosphériques*) l'approche méthodologique développée pour les ETM reste pertinente pour les CTO, mais elle se heurte généralement à un manque de données sur les teneurs en CTO des sources de contamination, ainsi que sur les flux de retombées atmosphériques de CTO ou encore sur la connaissance précise et exhaustive des pratiques de traitements phytosanitaires (par substance active). De plus, le très grand nombre de composés traces organiques (plusieurs centaines de molécules actives pour les produits phytosanitaires par exemple) représente une difficulté supplémentaire. Pour les CTO, l'approche méthodologique n'a pas été appliquée pour une évaluation quantitative des entrées sur les sols agricoles.

APPLICATION QUANTITATIVE POUR LES ELEMENTS TRACES METALLIQUES, EN FRANCE METROPOLITAINE

➢ Résultats à l'échelle nationale

L'histogramme ci-dessous présente pour les 10 ETM étudiés, l'estimation moyenne des quantités totales entrant sur les sols agricoles en une année, du fait des 6 sources potentielles d'apport intégrées dans le calcul.

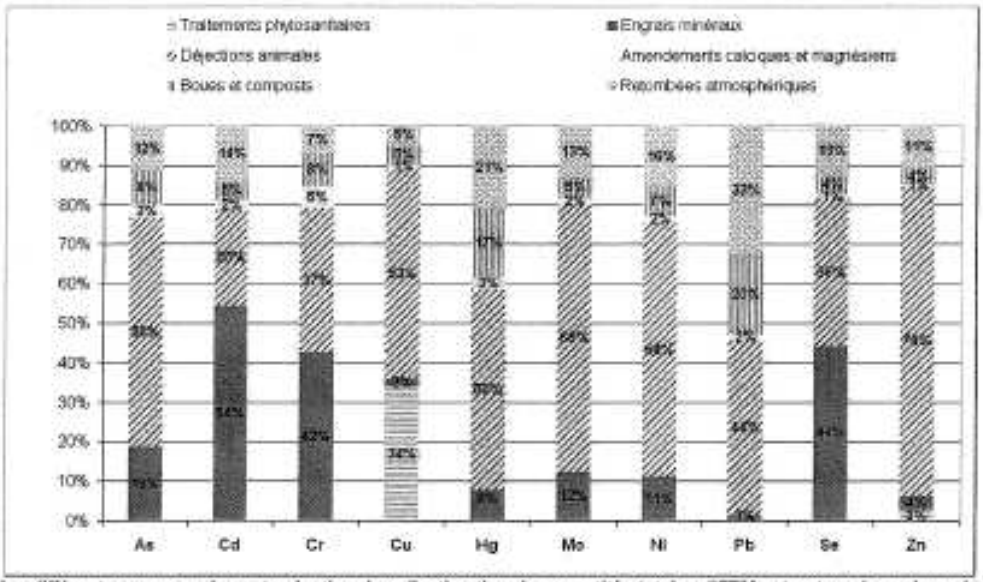


Estimation moyenne des quantités totales d'ETM entrant sur les sols agricoles de France métropolitaine en une année

On peut schématiquement distinguer dans les résultats les ETM dont les quantités moyennes entrant sur les sols agricoles :

- sont supérieures à 4500 tonnes/an : cuivre et zinc,
- sont comprises entre 500 et 1000 tonnes/an : chrome, nickel et plomb,
- sont inférieures à 150 tonnes/an : arsenic, cadmium, mercure, molybdène et sélénium.

Le graphique suivant présente la part prise par chaque source dans le résultat des quantités moyennes d'ETM entrant sur les sols agricoles.



Part des différentes sources de contamination dans l'estimation des quantités totales d'ETM entrant sur les sols agricoles

De façon synthétique on observe que :

- les déjections animales jouent un rôle important dans les entrées d'ETM sur les sols agricoles (part de 25% à 78% en fonction des ETM). La présence de certains ETM (cuivre et zinc en particulier) s'explique par le fait que l'alimentation des élevages bovins, porcins et de volailles est très couramment complémentée en ces éléments, de façon supérieure aux besoins réels (non connus précisément) résultant en un rejet important dans les déjections. Il convient de rappeler que, parmi les sources de contamination identifiées, les déjections animales correspondent aux plus gros tonnages épandus sur sols agricoles (près de 300 millions de tonnes de matière brute).
- les engrais minéraux jouent un rôle important pour certains ETM : 54% pour le cadmium, 42% pour le chrome et 44% pour le sélénium. La présence d'ETM dans les engrais minéraux est principalement due aux engrais phosphatés qui contiennent des impuretés (cadmium, chrome,) présentes de façon naturelle dans les matières premières (phosphates) dont ils sont issus, les teneurs en ETM étant variables en fonction de la situation géographique du gisement exploité. Les quantités d'engrais minéraux livrés en France métropolitaine s'élèvent à 9.6 millions de tonnes.
- les traitements phytosanitaires comptent pour 34% des quantités de cuivre entrant sur les sols agricoles. En effet, le cuivre est utilisé en viticulture et en arboriculture fruitière comme traitement fongicide contre le mildiou et l'oïdium (sous la forme de produits tels que la bouillie bordelaise).
- les retombées atmosphériques constituent une source de contamination diffuse non négligeable, représentant 5% à 33% des entrées, en fonction des ETM, et le plus souvent de l'ordre de 10-15%. Les sources d'ETM dans l'atmosphère peuvent être naturelles (érosion éolienne, activité volcanique, embruns marins et incendies de forêts) ou anthropiques (production d'énergie, procédés industriels, usines d'incinération, trafic automobile).
- les boues et composts prennent une part relativement faible dans le total des quantités d'ETM entrant sur les sols agricoles français (autour de 4-8%) sauf pour les ETM suivants : mercure (17%) et plomb (20 %).

- les amendements calciques et magnésiens jouent, à l'échelle de la France, un rôle faible sur les entrées d'ETM sur les sols agricoles (de l'ordre de 1 à 5%).

De plus, un calcul à part a été réalisé pour l'irrigation et pour les cendres de chaufferie-bois, sur la base de données disponibles partiellement (qualité moyenne des eaux souterraines et données sur les chaufferies-bois en Bretagne). Il en ressort que les apports d'ETM par les eaux d'irrigation (ressource en eau souterraine) pourraient ne pas être négligeables par rapport aux autres sources d'apport, en particulier pour l'arsenic et le sélénium (potentiellement de 14% à 28% des apports). Cela s'explique par le fait que, dans certaines régions, les sols et sous-sols présentent des teneurs naturellement élevées en arsenic et sélénium, induisant des concentrations élevées dans les eaux souterraines qui servent pour l'irrigation. Concernant les cendres de chaufferies-bois, où un calcul a été réalisé sur la Bretagne (seules données disponibles), les quantités d'ETM entrant par ce biais sur les sols agricoles sont négligeables par rapport aux autres sources.

Il ressort de l'approche par *quantités totales d'ETM* que d'un point de vue quantitatif global, les déjections animales, les engrais minéraux, les traitements phytosanitaires et les retombées atmosphériques sont les sources majeures d'apport d'ETM.

L'approche des *flux sur les surfaces concernées* vient en complément de ce premier résultat, en estimant les flux engendrés localement par les différentes sources de contamination. Les *flux sur les surfaces concernées* ont été comparés avec les flux maximaux moyens autorisés pour l'homologation des matières fertilisantes (sauf pour les traitements phytosanitaires, pour lesquels le point de repère correspond à la dose d'application homologuée). Il en ressort que toutes les estimations *moyennes* de *flux sur les surfaces concernées* se situent en deçà de cette limite. Cependant, les flux maximaux calculés (correspondant à l'épandage de produits dont la teneur en ETM équivaut à la teneur maximale connue), peuvent dépasser ce seuil. C'est le cas pour les déjections animales (pour arsenic, cuivre et zinc), pour les boues de STEP urbaines (pour arsenic, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb et zinc), pour les composts de déchets verts (pour cadmium) et pour les cendres de chaufferies-bois (pour arsenic, chrome, cuivre, et plomb).

- Résultats à l'échelle départementale

La méthodologie développée permet de décliner le même calcul des quantités d'ETM entrant sur les sols agricoles à l'échelle départementale. Les résultats à cette échelle sont présentés sous la forme de cartes, dont deux exemples (cadmium et cuivre) sont inclus ci-après. Les principaux commentaires permettant d'expliquer les contributions relatives des différentes sources de contamination en fonction des départements sont précisés ci-dessous.

Le facteur qui joue un rôle déterminant dans les résultats à l'échelle départementale est l'orientation agricole du département. En effet, que ce soit pour les traitements phytosanitaires, engrais minéraux, déjections animales et amendements calciques et magnésiens, la part relative prise par chacune de ces sources dans l'apport total d'ETM sur les sols agricoles est déterminée par le type d'agriculture prédominant dans la zone. Seules les deux sources de contamination : boues et composts et retombées atmosphériques ne sont pas principalement déterminées par le type d'agriculture.

Ainsi, dans les zones où l'orientation agricole principale correspond à la viticulture et à l'arboriculture fruitière, les traitements phytosanitaires jouent un rôle important dans les entrées de cuivre sur les sols agricoles. Ces zones se situent dans les vignobles (du Nord au Sud) de Champagne, Alsace, Val de Loire, Bourgogne, Beaujolais, Vallée du Rhône, Bordelais et Languedoc-Roussillon. Les cultures fruitières se localisent majoritairement dans la vallée du Rhône.

Pour les zones de grandes cultures, les engrais minéraux jouent un rôle important dans les entrées d'ETM sur les sols agricoles, en particulier pour le cadmium, le chrome et le sélénium. Les grandes cultures se situent plutôt dans le Nord (bassin parisien, Picardie) et dans le Sud-Ouest (bassin aquitain, Midi-Pyrénées).

Dans les zones d'élevage, les déjections animales jouent un rôle important dans les entrées d'ETM sur les sols agricoles, en particulier pour le cuivre et le zinc (les animaux sont complémentés, dans leur alimentation, en ces deux éléments, particulièrement en élevage porcin et avicole). Elles jouent également un rôle important pour tous les autres ETM (en particulier As, Hg, Mo, Ni et Pb), parce que les quantités de déjections animales en jeu sont importantes, induisant des quantités d'ETM importantes, même lorsque ces derniers sont présents en faible quantité dans les déjections animales et d'autant plus lorsqu'ils sont présents en quantité non négligeable. L'élevage se situe principalement dans l'Ouest : en Bretagne et Normandie, dans le Massif Central et dans les zones montagneuses.

De plus, les boues et composts jouent un rôle important dans les zones densément peuplées (moitié Nord de la France), ce qui se traduit par une part non négligeable apportée par cette source dans certains départements, en particulier pour les éléments suivants : arsenic, chrome, mercure, nickel et plomb.

Concernant les retombées atmosphériques, dont la distribution est déconnectée de l'orientation agricole du territoire, on retiendra en particulier que pour tous les ETM sauf arsenic et sélénium, les flux sont plus importants dans la région allant de l'Ile-de-France au Nord-Pas-de-Calais et dans la vallée du Rhône. On observe également que la zone du Massif Central et la façade Ouest de la France subissent globalement des dépôts moindres en ETM (sauf certaines exceptions localement).

Les deux cartes ci-dessous illustrent les commentaires précédents pour deux ETM : cadmium et cuivre.

Sur la carte du cadmium on observe la part importante prise par les engrais minéraux dans les zones de grandes cultures, en particulier dans le bassin parisien et dans le Nord de la France.

Sur la carte du cuivre, on observe le rôle joué par les traitements phytosanitaires dans les régions viticoles et arboricoles (depuis la vallée du Rhône au Val de Loire en passant par le Languedoc Roussillon et le Bordelais), et le rôle joué par les déjections animales dans les régions d'élevage (grand Ouest).

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

L'étude sur le bilan des flux de contaminants entrant sur les sols agricoles de France métropolitaine a permis de faire une première synthèse des connaissances sur les entrées d'ETM et de CTO sur les sols agricoles, d'élaborer une méthodologie pour estimer ces flux entrant et enfin de quantifier les apports d'ETM.

Ce bilan pour les ETM (développé aux niveaux national et départemental) constitue un premier état des lieux détaillé, mettant en évidence une hiérarchie des flux et des sources de contamination. En effet, la précédente référence française concernant les flux d'ETM sur les sols agricoles date de 1998 (Académie des Sciences) et résultait d'une approche nationale, prenant en compte un nombre réduit de sources de contamination.

Trois groupes d'ETM sont distingués par rapport à l'estimation des quantités moyennes entrant sur les sols agricoles : le cuivre et le zinc sont les éléments entrant en plus grande quantité (tonnages supérieurs à 4 500 tonnes/an), viennent ensuite le chrome, nickel et plomb (tonnages compris entre 500 et 1 000 tonnes/an) et enfin les autres ETM étudiés (tonnages inférieurs à 150 tonnes/an). D'un point de vue quantitatif global, les déjections animales, les engrais minéraux, les traitements

phytosanitaires et les retombées atmosphériques sont les sources majeures d'apport d'ETM alors que du point de vue des flux sur les surfaces concernées, les risques de dépassement des seuils d'homologation se situent plutôt pour les sources ayant des teneurs en certains ETM potentiellement élevées : déjections animales, boues résiduaires urbaines, composts de déchets verts et cendres de chaufferies-bois.

Les résultats présentés sont à considérer en connaissance des hypothèses et des limites de la méthodologie. Plusieurs voies d'amélioration de ce premier bilan sont envisageables, orientées vers l'identification de paramètres sensibles pour lesquels l'amélioration des données de base résulterait en un gain important pour la précision du résultat final. Il s'agit principalement de mieux préciser certaines teneurs en ETM (teneurs en ETM des engrais minéraux reposant sur un large échantillon, qualité des eaux d'irrigation).

Les résultats de cette étude pourront être utiles pour orienter des actions ou politiques publiques. La méthodologie ayant été réalisée de façon traçable et actualisable, cela devrait permettre de suivre l'évolution de ces flux et, le cas échéant, d'évaluer l'impact de la mise en œuvre d'actions ciblées. Ainsi, il pourra être judicieux de procéder à l'actualisation du bilan lors d'avancées de la connaissance sur certaines données (teneurs en ETM), mais également en lien avec la mise en place d'actions ciblées en réalisant un état de référence avant la mise en œuvre et un bilan comparatif après la fin de l'action.

L'approche par *quantités totales d'ETM* permet d'aborder les risques à long terme sur de grandes surfaces, tandis que l'approche par *flux sur les surfaces concernées* permet d'aborder les risques à moyen terme sur de plus petites étendues. Ces deux approches, déjà complémentaires, pourraient être complétées par une troisième approche : l'approche des flux par surface à l'échelle de la parcelle agricole ou de l'exploitation agricole (notamment pour l'élevage pour cette dernière échelle), non développée dans cette étude. Ces 3 approches correspondent à des niveaux de priorités et de décisions différents :

- l'approche *par quantités totales d'ETM (bilan national)*, pourrait servir d'appui à la décision au niveau national ou européen, pour la définition de politiques à long terme pour les couples ETM/sources qui jouent un rôle majeur dans les entrées d'ETM sur les sols agricoles (traitements phytosanitaires à base de cuivre, engrais phosphatés contenant des impuretés, dont le cadmium et le chrome, déjections animales contenant du cuivre et zinc provenant de l'alimentation animale,) ;
- les approches par *quantités totales d'ETM (bilan départemental)* et par *flux sur les surfaces concernées* pourraient servir d'outil d'aide à la décision au niveau régional/départemental auprès d'organismes institutionnels ou interprofessionnels, pour la définition de politiques à moyen terme, pour les couples ETM/sources jouant un rôle majeur dans la région donnée (principalement déterminé par l'orientation agricole de la région). L'approche par *flux sur les surfaces concernées* pourrait également apporter des éléments pour des actions collectives (Etat, collectivités, professionnels) de réduction de la présence d'ETM dans les sources pouvant potentiellement exercer localement une forte intensité de contamination (cuivre et zinc dans les déjections animales ; arsenic, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb et zinc dans les boues résiduaires urbaines ; cadmium dans les composts de déchets verts et arsenic, chrome, cuivre et plomb pour les cendres de chaufferies-bois) ;
- l'approche des *flux par surface à l'échelle de la parcelle agricole ou de l'exploitation agricole*, qui n'a pas été développée ici, pourrait permettre d'aider à la définition d'actions à court ou moyen terme, actions d'amélioration des pratiques agricoles orientées vers la diminution des flux locaux d'ETM.

Ce premier bilan des flux entrant apporte donc des éléments d'aide à la décision mais ne prend pas en compte certains autres paramètres nécessaires à l'estimation de la contamination des sols et des risques associés, permettant la détermination des priorités d'action. En effet, d'une part, tous les ETM et leurs différentes formes chimiques (spéciation) ne posent pas les mêmes problèmes (toxicité, écotoxicité, bioaccumulation dans la chaîne alimentaire, mobilité). D'autre part, la présente approche des flux d'entrée devrait être complétée par l'estimation des flux de sortie (cultures, eaux), afin de faire des bilans entrées-sorties, permettant d'estimer des indicateurs comme l'accumulation d'ETM dans les sols, la présence dans les eaux mais également dans les végétaux à destination alimentaire ... Par ailleurs, de façon prospective, il pourrait être intéressant de coupler les cartes élaborées (flux entrant à l'échelle départementale) avec des bases de données sols (par exemple la base de données du réseau de mesure de la qualité des sols) et avec des modèles prédictifs permettant de délimiter des "zones à risques » vis-à-vis de différentes cibles (sol, végétaux, animaux).

Enfin, il est important de souligner les efforts réalisés depuis une vingtaine d'années sur la réduction des flux à la source, sur l'amélioration de la qualité de certains produits et sur la réduction des quantités émises. On peut en particulier citer de façon non exhaustive l'ajustement de la fertilisation phosphatée, la diminution des apports de cuivre dans l'alimentation porcine, l'amélioration nette de la qualité des boues résiduaires urbaines, le bannissement du plomb dans les carburants et l'amélioration de la qualité des émissions atmosphériques de sources fixes.

phytosanitaires et les retombées atmosphériques sont les sources majeures d'apport d'ETM alors que du point de vue des flux sur les surfaces concernées, les risques de dépassement des seuils d'homologation se situent plutôt pour les sources ayant des teneurs en certains ETM potentiellement élevées : déjections animales, boues résiduaires urbaines, composts de déchets verts et cendres de chaufferies-bois.

Les résultats présentés sont à considérer en connaissance des hypothèses et des limites de la méthodologie. Plusieurs voies d'amélioration de ce premier bilan sont envisageables, orientées vers l'identification de paramètres sensibles pour lesquels l'amélioration des données de base résulterait en un gain important pour la précision du résultat final. Il s'agit principalement de mieux préciser certaines teneurs en ETM (teneurs en ETM des engrais minéraux reposant sur un large échantillon, qualité des eaux d'irrigation).

Les résultats de cette étude pourront être utiles pour orienter des actions ou politiques publiques. La méthodologie ayant été réalisée de façon traçable et actualisable, cela devrait permettre de suivre l'évolution de ces flux et, le cas échéant, d'évaluer l'impact de la mise en œuvre d'actions ciblées. Ainsi, il pourra être judicieux de procéder à l'actualisation du bilan lors d'avancées de la connaissance sur certaines données (teneurs en ETM), mais également en lien avec la mise en place d'actions ciblées en réalisant un état de référence avant la mise en œuvre et un bilan comparatif après la fin de l'action.

L'approche par *quantités totales d'ETM* permet d'aborder les risques à long terme sur de grandes surfaces, tandis que l'approche par *flux sur les surfaces concernées* permet d'aborder les risques à moyen terme sur de plus petites étendues. Ces deux approches, déjà complémentaires, pourraient être complétées par une troisième approche : l'approche des flux par surface à l'échelle de la parcelle agricole ou de l'exploitation agricole (notamment pour l'élevage pour cette dernière échelle), non développée dans cette étude. Ces 3 approches correspondent à des niveaux de priorités et de décisions différents :

- l'approche *par quantités totales d'ETM (bilan national)*, pourrait servir d'appui à la décision au niveau national ou européen, pour la définition de politiques à long terme pour les couples ETM/sources qui jouent un rôle majeur dans les entrées d'ETM sur les sols agricoles (traitements phytosanitaires à base de cuivre, engrais phosphatés contenant des impuretés, dont le cadmium et le chrome, déjections animales contenant du cuivre et zinc provenant de l'alimentation animale,) ;
- les approches par *quantités totales d'ETM (bilan départemental)* et par *flux sur les surfaces concernées* pourraient servir d'outil d'aide à la décision au niveau régional/départemental auprès d'organismes institutionnels ou interprofessionnels, pour la définition de politiques à moyen terme, pour les couples ETM/sources jouant un rôle majeur dans la région donnée (principalement déterminé par l'orientation agricole de la région). L'approche par *flux sur les surfaces concernées* pourrait également apporter des éléments pour des actions collectives (Etat, collectivités, professionnels) de réduction de la présence d'ETM dans les sources pouvant potentiellement exercer localement une forte intensité de contamination (cuivre et zinc dans les déjections animales ; arsenic, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb et zinc dans les boues résiduaires urbaines ; cadmium dans les composts de déchets verts et arsenic, chrome, cuivre et plomb pour les cendres de chaufferies-bois) ;
- l'approche des *flux par surface à l'échelle de la parcelle agricole ou de l'exploitation agricole*, qui n'a pas été développée ici, pourrait permettre d'aider à la définition d'actions à court ou moyen terme, actions d'amélioration des pratiques agricoles orientées vers la diminution des flux locaux d'ETM.

Ce premier bilan des flux entrant apporte donc des éléments d'aide à la décision mais ne prend pas en compte certains autres paramètres nécessaires à l'estimation de la contamination des sols et des risques associés, permettant la détermination des priorités d'action. En effet, d'une part, tous les ETM et leurs différentes formes chimiques (spéciation) ne posent pas les mêmes problèmes (toxicité, écotoxicité, bioaccumulation dans la chaîne alimentaire, mobilité). D'autre part, la présente approche des flux d'entrée devrait être complétée par l'estimation des flux de sortie (cultures, eaux), afin de faire des bilans entrées-sorties, permettant d'estimer des indicateurs comme l'accumulation d'ETM dans les sols, la présence dans les eaux mais également dans les végétaux à destination alimentaire ... Par ailleurs, de façon prospective, il pourrait être intéressant de coupler les cartes élaborées (flux entrant à l'échelle départementale) avec des bases de données sols (par exemple la base de données du réseau de mesure de la qualité des sols) et avec des modèles prédictifs permettant de délimiter des "zones à risques » vis-à-vis de différentes cibles (sol, végétaux, animaux).

Enfin, il est important de souligner les efforts réalisés depuis une vingtaine d'années sur la réduction des flux à la source, sur l'amélioration de la qualité de certains produits et sur la réduction des quantités émises. On peut en particulier citer de façon non exhaustive l'ajustement de la fertilisation phosphatée, la diminution des apports de cuivre dans l'alimentation porcine, l'amélioration nette de la qualité des boues résiduaires urbaines, le bannissement du plomb dans les carburants et l'amélioration de la qualité des émissions atmosphériques de sources fixes.

Sources identifiées	Éléments			
	Cd	Pb	Zn	Cu
Retombées atmosphériques (industries et voitures)	3 %	97 %	2 %	-
Engrais	89 %	-		-
Boues	***4 %***	***1 %***	***14 %***	***1 %***
Composts urbains	4 %	2 %	15 %	1 %
Lisiers de porc	-	-	69 %	6 %
Produits phytosanitaires	-	-	-	92 %
Total	100 %	100 %	100 %	100 %
Total des flux identifiés	68 t/an	8.307 t/an	3.242 t/an	15.274 t/an

Source : Robert et Juste, INRA, Journées Techniques ADEME des 5 et 6 juin 1997

Tableau 2 : Contribution relative des différentes sources d'éléments traces métalliques contaminant le sol français (en tonnes par an)

Concentrations en éléments traces des fertilisants minéraux et organiques (Mg de Kg de M.S)

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Scories Thomas	-	1 500	15	15	30	50
Phosphate triple	50	230	35	35	2	380
Phosphate alumino calcique	90	1 350	25	10	40	145
Triple 15	13	130	15	30	1	130
Scories phospho-potassiques	10	480	8	13	13	113
Sulfate de magnésium	-	3	3	6	405	12
Fumier Champignon	2	60	160	25	250	930
Lisier Porc *	0,3	18	488	14	12	784
Fumier Bovin *	0,3	15	71	8	8	357
Boues urbaines **	2,9	59	309	32	107	755

* Source C.A. 59 – 62 ** Source SYPREA