



*Syndicat Mixte Recyclage Agricole
du Haut-Rhin*

Avec la collaboration de :



Institut National de la Recherche Agronomique

ESSAI DE LONGUE DUREE DE PLEIN CHAMP D'ENSISHEIM :

**Effet des épandages de boues urbaines, chaulées ou non,
sur la qualité des terres et des cultures.**

Rapport final de synthèse 1995-2006

Etude financée par :

ADEME

Agence de l'Eau Rhin-Meuse

Conseil Général du Haut-Rhin

Producteurs haut-rhinois de boues recyclées en agriculture

Anne SCHAUB (ARAA) et Nathalie VALENTIN (SMRA)

Mars 2008

Contacts



Anne Schaub

Association pour la Relance Agronomique en Alsace
Maison de l'Agriculture
2 rue de Rome
Espace Européen de l'Entreprise
BP 30022
Schiltigheim
67013 Strasbourg
Tél : 03 88 19 17 52
araa@bas-rhin.chambagri.fr

*Syndicat Mixte Recyclage Agricole
du Haut-Rhin*



Nathalie Valentin

Syndicat Mixte Recyclage Agricole du Haut-Rhin
(anciennement Mission recyclage agricole du Haut-Rhin)
Bâtiment Europe
2 allée de Herrlisheim
68000 Colmar
Tél : 03 89 22 95 70
n.valentin@smra68.net



Institut National de la Recherche Agronomique

Sabine Houot

Coordinatrice nationale des essais sur les produits résiduels organiques
INRA-AgroParisTech
UMR 1091
Environnement et Grandes Cultures
78850 Thiverval-Grignon
Tél : 01 30 81 54 01
houot@grignon.inra.fr

Table des matières

1. RESUME	4
2. SYNTHÈSE	5
3. CONTEXTE DE L'ESSAI	9
4. OBJECTIFS	11
5. PROTOCOLE	13
5.1 LIEU DE RÉALISATION DE L'ESSAI	13
5.2. DATE ET DURÉE DE L'ESSAI	13
5.3. PRÉSENTATION DE L'ESSAI	13
5.4. SUCCESSION DE CULTURES	14
5.5. CLIMAT	15
5.6. CARACTÉRISTIQUES INITIALES DU SOL ET DU SITE	16
5.7. CARACTÉRISATION DES BOUES EPANDUES	25
5.8. CARACTÉRISATION DES ENGRAIS MINÉRAUX EPANDUS	28
5.9. ITINÉRAIRE TECHNIQUE	29
5.10. PARAMÈTRES SUIVIS	31
5.11. MÉTHODE D'ÉCHANTILLONNAGE ET DE PRÉPARATION DES SOLS ET DES VEGETAUX	32
5.12. MÉTHODES D'ANALYSE DES ÉCHANTILLONS	34
5.13. ANALYSES STATISTIQUES	34
6. EFFET DES EPANDAGES SUR LES SOLS : RESULTATS ET DISCUSSION	36
6.1. EFFET DU NON LABOUR SUR LE PROFIL	36
6.2. EFFET DES EPANDAGES SUR LES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES DU SOL (HORS MICRO-POLLUANTS)	37
6.3. EFFET FERTILISANT DES BOUES	39
6.4. EFFET DES TRAITEMENTS SUR LES TENEURS EN MICROPOLLUANTS DU SOL	47
6.5. IMPACTS DU NON LABOUR SUR L'EFFET DES EPANDAGES	53
6.6. EFFET DES TRAITEMENTS SUR DES INDICATEURS BIOLOGIQUES DU SOL	54
7. EFFET DES EPANDAGES SUR LES CULTURES : RESULTATS ET DISCUSSION	60
7.1. EFFET DES TRAITEMENTS SUR LA PRODUCTIVITÉ	60
7.2. EFFET DES TRAITEMENTS SUR L'ACCUMULATION POTENTIELLE DE MICROPOLLUANTS DANS LES CULTURES	66
8. BILANS EN ÉLÉMENTS TRACES : RESULTATS ET DISCUSSION	79
8.1. STOCKS D'ÉLÉMENTS TRACES TOTAUX DANS LE SOL	79
8.2. EFFET DES TRAITEMENTS SUR LES FLUX D'ÉLÉMENTS TRACES APPORTÉS	79
8.3. EFFET DES TRAITEMENTS SUR LES FLUX D'ÉLÉMENTS TRACES EXPORTÉS PAR LES RECOLTES	81
8.4. EFFET DES TRAITEMENTS SUR LE BILAN D'ÉLÉMENTS TRACES	81
9. CONCLUSION	84
10. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	86
ANNEXES	89
ANNEXE 1 : CALENDRIER DES TRAVAUX	90

ANNEXE 2 : REPARTITION SPATIALE DES CARACTERISTIQUES DU SOL	92
ANNEXE 3 : AIRE REGIONALE DE REPARTITION DU SOL.....	93
ANNEXE 4 : CARACTERISTIQUES DU SOL DE HARDT ROUGE PROFONDE.....	94
ANNEXE 5 : DESCRIPTION DES FOSSES PEDOLOGIQUES.....	98
ANNEXE 6 : METHODE D'ANALYSE PAR TTGE	102
ANNEXE 7 : TABLEAUX DE RESULTATS COMPLEMENTAIRES	108

1. RESUME

Les agriculteurs, les collecteurs, les industriels de l'agroalimentaire et plus généralement les consommateurs s'interrogent et s'inquiètent des risques liés à l'épandage en agriculture des boues de station d'épuration. Face à ce constat, la Mission recyclage agricole, service de l'ARAA, a mis en place en 1995 un essai de longue durée de plein champ à Ensisheim, qui vise à répondre concrètement à la question : **comparés à des pratiques agricoles « classiques », les épandages de boues conformes à la réglementation génèrent-ils un risque de dégradation de la qualité du sol et des récoltes ?** Pour ce faire, nous avons suivi des indicateurs physiques, chimiques et biologiques, dont 13 éléments traces¹ et 23 composés traces², à partir d'analyses dans le sol, les grains récoltés, les résidus de récolte et les intrants (engrais minéraux, boues). **Nous avons comparé les traitements comportant des boues chaulées et non chaulées avec le traitement ne comportant que des engrais minéraux, pour identifier l'impact des épandages.**

Le dispositif en bloc comprend 4 répétitions de 3 traitements : une fertilisation minérale exclusive (traitement « Minéral »), une boue urbaine biologique déshydratée chaulée complétée par des engrais minéraux NPK (traitement « BCH »), une boue urbaine biologique déshydratée non chaulée complétée par des engrais minéraux NPK (traitement « BOUE »). Cinq épandages de boues à 15-20 t MB/ha ont été réalisés en novembre 1995, 1998 et 2001, mars 2003 et 2004. Le cumul représente un total de 20,7 tonnes de matière sèche pour les boues chaulées (hors chaux) et 13,3 tonnes de MS pour les boues non chaulées. Ce tonnage correspond aux doses couramment pratiquées dans le département. La parcelle a été cultivée en monoculture de maïs grain irrigué, puis en rotation maïs/blé à partir de 2005. Fin 2006, nous disposons donc des analyses de 10 récoltes de maïs et d'une récolte de blé. La parcelle a été labourée jusqu'à la campagne 2000. Depuis la campagne 2001, elle est cultivée en non labour. Le changement de travail du sol concerne donc les 3 derniers épandages. Le sol du site est un sol brun décalcifié rougeâtre légèrement lessivé, moyennement profond à profond, sur gravier rhénan (néoluvisol fersialitique caillouteux). Sa texture est limono-argilo-sableuse en surface et argilo-limono-sableuse en profondeur. Son pH initial est à peine de 6 en surface.

Les épandages ont modifié significativement le pH du sol, certaines teneurs totales et extractibles en éléments traces dans le sol, et certaines teneurs en éléments traces dans le maïs. Ce sont les boues chaulées qui apportent le plus de modifications.

Le pH a augmenté dans BCH : +1,25 dans 0-5 cm, +1 dans 5-20 cm et +0,6 unité dans 20-40 cm.

Concernant les éléments traces dans le sol, 3 compartiments chimiques sont distingués, correspondant à des mobilités croissantes : éléments totaux, éléments complexés avec les matières organiques et les oxydes, éléments échangeables. Les indicateurs sont les extractions totales à HF, et sélectives à l'EDTA et à CaCl₂.

Les teneurs totales dans le sol du traitement BCH sont plus élevées en Hg dans les horizons 0-5 et 5-20 cm. Ce résultat est cohérent avec le bilan entrées (engrais+boues) – sorties (grains) du Hg.

Sur le traitement BCH, on observe moins de Mn et Ni échangeables et complexés, moins de Cd échangeable, moins de B soluble à l'eau, moins de Co complexé, davantage de Cu et Zn complexés, moins de Cu et Zn échangeables, que sur le traitement Minéral. Sur le traitement BOUE, il y a davantage de Cu et Zn échangeables et complexés que sur le traitement Minéral.

Les boues chaulées modifient légèrement et transitoirement la structure des communautés bactériennes totales et celle des endomycorhizes.

Le traitement BCH a des teneurs en Mn, Cd et Ni plus faibles dans les cultures que les 2 autres traitements. Ces teneurs plus faibles dans BCH sont à relier au pH plus élevé.

Aucune accumulation de composé traces organiques n'est décelable, ni dans le sol, ni dans les cultures.

A moyen terme, il n'y a pas de risque pour la chaîne alimentaire via une accumulation de ces 13 éléments ou de ces 23 composés traces dans le maïs, ni d'atteinte à la fertilité du sol. Cependant, au bout de 11 ans, des accumulations de Hg apparaissent dans le sol suite aux épandages des boues chaulées, bien que les teneurs restent très faibles.

MOTS CLES :

Maïs, blé, éléments traces, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, Se, Zn, B, Co, Mo, Mn, As, composés traces, HAP, PCB, azote, boue urbaine déshydratée chaulée, boue urbaine déshydratée non chaulée, fertilisation, essai de longue durée de plein champ, structure des communautés microbiennes, lombric.

¹ Cadmium (Cd), chrome (Cr), cuivre (Cu), mercure (Hg), nickel (Ni), plomb (Pb), sélénium (Se), zinc (Zn), bore (B), cobalt (Co), molybdène (Mo), arsenic (As), manganèse (Mn)

² PCB 23, 52, 101, 118, 138, 153, 180, benzo(a)pyrène, benzo(b)fluoranthène, fluoranthène, benzo(ghi)pérylène, benzo(k)fluoranthène, indéno(1.2.3-cd)pyrène, acénaphthylène, acénaphthène, fluorène, phénanthrène, anthracène, pyrène, benzo(a)anthracène, chrysène, dibenzo(ab)anthracène, naphthalène

2. SYNTHÈSE

Les agriculteurs, les collecteurs, les industriels de l'agroalimentaire et plus généralement les consommateurs s'interrogent et s'inquiètent des risques liés à l'épandage en agriculture des boues de station d'épuration. Ces préoccupations ont été mises en relief dans le Haut-Rhin par une enquête réalisée par l'Institut de l'élevage en 1995 à la demande de la Mission recyclage agricole, service de l'ARAA. La réactualisation de cette enquête en 2001 confirme la persistance de ces inquiétudes. La crainte des « métaux lourds » est toujours forte.

Face à ce constat, la Mission recyclage agricole a contribué à la mise en place de 3 essais au champ de long terme dans le département : à Ensisheim (maîtrise d'œuvre : MRA68 ; boues urbaines sur sol acide ; 1995-2006), à Colmar (maîtrise d'œuvre : INRA Colmar et Grignon ; composts sur sol basique ; 2000-2010), à Bergheim (maîtrise d'œuvre : MRA68 ; boues industrielles sur sol acide ; 2002-2008). Ces essais complémentaires visent à répondre concrètement à la question des agriculteurs et des consommateurs : **comparés à des pratiques agricoles « classiques », les épandages de boues conformes à la réglementation génèrent-ils un risque de dégradation de la qualité du sol ? Le concept de qualité du sol englobe ici la fertilité, donc sa valeur foncière, mais aussi la qualité des récoltes, dans une optique de sécurité sanitaire.**

Pour répondre concrètement à la question, nous avons suivi sur le site d'Ensisheim des indicateurs physiques, chimiques et biologiques, dont 13 éléments traces³ et 23 composés traces⁴, à partir d'analyses dans le sol, les grains, les résidus de récolte et les intrants (engrais, boues). **Nous avons comparé les traitements comportant des boues chaulées et non chaulées avec le traitement ne comportant que des engrais minéraux, pour identifier l'impact des épandages.**

Protocole

Le dispositif expérimental est de type bloc, comprenant 4 répétitions de 3 traitements : une fertilisation minérale exclusive (traitement « Minéral »), une boue urbaine biologique déshydratée chaulée complémentée par des engrais minéraux NPK (traitement « BCH »), une boue urbaine biologique déshydratée non chaulée complémentée par des engrais minéraux NPK (traitement « BOUE »). Il y a donc 12 micro-parcelles de 10*10 m chacune, séparées par des bandes tampons de 3 à 6 m. A l'extérieur de ce dispositif, se trouve une micro-parcelle témoin zéro sans engrais azoté ni boue, dont l'emplacement change chaque année, et qui permet d'évaluer les fournitures en azote du sol.

Les doses d'épandage pratiquées sur l'essai reflètent ce qui est réellement pratiqué dans le secteur. Les boues, les doses et les périodes d'épandage sont bien entendu conformes à la réglementation sur le recyclage agricole et à la directive « Nitrates », puisque l'essai est situé en « zone vulnérable ».

Cinq épandages à 15-20 t MB/ha ont été réalisés en 11/95, 11/98, 11/01, 03/03 et 03/04, pour un total de 20,7 tonnes de matière sèche pour les boues chaulées (hors chaux) et 13,3 tonnes de MS pour les boues non chaulées. Les doses de boues de 15-20 t MB/ha par épandage sont celles pratiquées dans le département.

Les deux traitements comportant des boues sont complémentés par une fertilisation minérale de façon à ce que les différents traitements soient à des niveaux équivalents en éléments N, P et K supposés disponibles pour le maïs, en provenance des boues et des engrais.

La parcelle est cultivée en monoculture de maïs grain irrigué jusqu'en 2004. En 2005, un blé irrigué a été implanté, suivi d'un maïs. Les grains sont exportés pendant que les résidus de culture retournent au sol.

Depuis la campagne 2001, la parcelle est cultivée en non labour, c'est-à-dire pour les 3 derniers épandages, avec un travail du sol limité à 5 cm de profondeur.

³ Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn, B, Co, Mo, As, Mn

⁴ PCB 23, 52, 101, 118, 138, 153, 180, benzo(a) pyrène, benzo(b)fluoranthène, fluoranthène, benzo(ghi)pérylène, benzo(k)fluoranthène, indéno(1.2.3.-cd)pyrène, acénaphthylène, acénaphthène, fluorène, phénanthrène, anthracène, pyrène, benzo(a)anthracène, chrysène, dibenzo(ab)anthracène, naphthalène

Le sol du site est un sol brun décalcifié rougeâtre légèrement lessivé, moyennement profond à profond, sur gravier rhénan (néoluvisol fersialitique caillouteux). Sa texture est limono-argilo-sableuse à argilo-limono-sableuse. Son pH initial est à peine de 6 en surface. Ce dernier critère a été volontairement choisi à la limite réglementaire (pH 6), de façon à maximiser la probabilité de transfert des éléments traces vers les cultures et à identifier l'effet chaux de la boue chaulée.

Principaux résultats acquis entre 1995 et 2006

Suite à 5 épandages de boues et 11 cultures, une réponse peut être avancée à la question : l'exposition aux 13 éléments traces et aux 23 composés traces, qu'on sait toxiques quand ils sont en excès, est-elle supérieure après épandage de boues, comparée à celle issue d'une fertilisation minérale exclusive ? **A moyen terme, il n'y a pas de risque pour la chaîne alimentaire via une accumulation de ces 13 éléments ou de ces 23 composés traces dans le maïs, ni d'atteinte à la fertilité du sol. Seule une accumulation de Hg est décelable dans le sol suite aux épandages des boues chaulées ; les teneurs restent dans la fourchette de celles des sols non contaminés. Les épandages ont également un effet sur le pH du sol, sur la spéciation des éléments traces et sur les teneurs en certains éléments traces dans le maïs.**

2.1. Effet des traitements sur la productivité

Les rendements de grain et de biomasse aérienne, ainsi que le poids de 1000 grains, ont été mesurés chaque année ; le taux d'amidon également depuis 1999.

Concernant le rendement en grains, aucune tendance n'est observable : aucun traitement ne sort du lot de façon régulière. Ceci confirme l'effet bénéfique des boues sur la productivité, puisque une partie des engrais minéraux a été substituée par des boues. Globalement, l'évaluation des valeurs azotée et phosphatée des boues a permis de conduire de façon adéquate la fertilisation complémentaire minérale et d'atteindre de bons rendements, plus de 110 q/ha de maïs et 85 q/ha de blé.

D'autres facteurs édaphiques et la nutrition azotée expliquent les différences de rendement entre les traitements quand elles existent. Les éléments et composés traces mesurés dans le sol et dans le maïs ne sont pas responsables des augmentations et diminutions de rendement.

Chaque année, la production de biomasse sèche est la même pour tous les traitements, sauf en 1996 et 2006, où le traitement BCH produit 1,3 et 3,4 t/ha de plus que les 2 autres traitements.

Aucune différence de taux d'amidon entre les traitements n'est détectable sauf en 2006 où le traitement Minéral a un taux plus important.

2.2. Effet fertilisant des boues

2.2.1. Effet d'amendement basique des boues chaulées

Après 5 épandages, le pH du sol, initialement légèrement acide (pH 5,7), remonte dans les micro-parcelles ayant reçu les boues chaulées, jusqu'à 7,3 dans l'horizon 0-5 cm. L'effet des boues chaulées sur le pH se ressent jusqu'à 40 cm de profondeur.

2.2.2. Effet d'engrais azoté des boues

Le but premier de l'essai est d'étudier les transferts d'éléments traces ; la fertilisation azotée est volontairement non limitante et nous ne disposons pas de courbe de réponse à l'azote. Par contre la présence systématique d'un témoin non fertilisé a permis d'estimer la fourniture aux cultures d'azote issu des boues.

L'effet azoté des boues est confirmé, et globalement bien évalué sur la base des tests en laboratoire. Les effets directs sont élevés avec un coefficient équivalent engrais compris entre 30 à 50 %. Selon l'année, l'azote est plus disponible dans une boue ou dans l'autre.

Les arrière-effets semblent pouvoir être négligés pour un apport occasionnel. Pour les boues chaulées, l'arrière-effet cumulé des 5 épandages commence à être important.

2.2.3. Effet d'engrais phosphaté des boues

Les boues présentent un coefficient équivalent engrais de 100 %, y compris la boue chaulée. Cette forte disponibilité du phosphore conduit à prendre le phosphore comme facteur limitant des doses d'apport des boues.

2.3. Effet des traitements sur le sol

Concernant les éléments traces dans le sol, 3 compartiments chimiques sont distingués, correspondant à des mobilités croissantes : éléments totaux, éléments complexés avec les matières organiques et les oxydes, éléments échangeables sur le complexe argilo-humique. Les indicateurs utilisés sont, respectivement, les extractions totales à HF, et les extractions sélectives à l'EDTA et à CaCl₂.

2.3.1. Effets des traitements sur les teneurs totales en éléments traces du sol

Les mesures de teneurs totales en éléments traces du sol ont été effectuées en 1995 (avant épandage), 1998, 2001, 2004 et 2006.

Des différences statistiquement significatives entre traitements, de faible amplitude, sont observables pour certains éléments certaines années. Cependant, un effet des traitements observé une année ne se retrouve pas les autres années, sauf **pour le Hg, dont la teneur est plus élevée en surface pour le traitement BCH** en 2004 et 2006. Les teneurs en Hg restent dans la fourchette de teneurs « normales » des sols non contaminés.

La différence significative de teneur totale en Hg est cohérente avec le calcul du bilan entrées-sorties. En effet, pour le traitement BCH, le bilan entrées (par boues et engrais) moins sorties (par grains) montre une augmentation théorique de +25 % dans BCH par rapport à Minéral dans 0-20 cm. Les autres augmentations ou diminutions de bilan sont inférieures à 10 %.

Par contre cet accroissement de Hg dans le sol ne se traduit pas par des teneurs plus élevées dans les parties aériennes des cultures.

2.3.2. Effets des traitements sur les teneurs extractibles en éléments traces du sol

Des mesures des quantités d'éléments extractibles au CaCl₂ et à l'EDTA ont été réalisées en 2004 et 2006. Elles montrent que, si les épandages ont peu d'effet sur les teneurs totales en éléments traces, ils ont en revanche un impact sur leur forme chimique et donc leur mobilité.

Les teneurs en **Cd, Ni et Mn extractibles au CaCl₂** sont statistiquement inférieures pour le traitement BCH. Les teneurs en **Cu et Zn extractibles au CaCl₂** sont plus élevées dans le traitement BOUE et moins élevées dans le traitement BCH que dans le traitement Minéral. Les teneurs en **bore soluble à l'eau** sont statistiquement inférieures pour le traitement BCH.

Cette diminution de la quantité d'éléments échangeables sur BCH est certainement un effet de l'augmentation du pH du sol.

Les teneurs en **Cu et Zn extractibles à l'EDTA** sont statistiquement supérieures pour le traitement BCH, puis BOUE, elles mêmes supérieures pour le traitement Minéral. Les teneurs en **Mn, Ni, Co extractibles à l'EDTA** sont statistiquement inférieures pour le traitement BCH.

L'effet des épandages sur la quantité d'éléments complexés est plus complexe. Il fait en effet notamment intervenir le pH, mais aussi la quantité et la qualité des matières organiques.

Il est à noter que l'effet des épandages sur les teneurs extractibles est décelable bien en dessous de l'horizon où est incorporée la boue.

Pour les autres éléments, il n'y a pas de différence significative.

2.3.3. Effets des traitements sur les teneurs en composés traces organiques du sol

Les teneurs en composés traces organiques dans le sol sont inférieures aux limites de quantification (0,01 mg/kg pour les PCB, 0,05 à 0,5 mg/kg pour les HAP selon les molécules).

2.3.4. Effets des traitements sur la vie des sols

Les épandages de boues chaulées auraient un impact sur la structure des communautés bactériennes totales et celle des endomycorhizes. Cependant ces impacts semblent réversibles. Ils ne sembleraient pas avoir d'effet sur la structure des communautés des bactéries oxydant l'ammoniaque.

Aucun effet des épandages n'a été décelé sur les populations de lombrics. Deux facteurs ont peut-être masqué cet impact : les observations ont été réalisées longtemps après le dernier épandage (3 ans) et le sol, tassé de façon hétérogène, a induit une grande variabilité des résultats.

2.4. Effet des traitements sur l'accumulation de polluants potentiels dans le maïs

Toutes les teneurs en éléments traces mesurées dans les grains comme dans le reste des parties aériennes sont faibles et ne présentent pas de danger pour la chaîne alimentaire. **Les concentrations en composés traces sont toutes inférieures aux seuils de quantification.**

Les différences de teneurs en éléments traces dans le maïs entre traitements ne présentent pas de tendance nette, sauf pour **le Mn, le Cd, le Ni et le Co où des différences significatives arrivent au moins 3 années sur 11.**

Les teneurs en Mn et Cd dans les cultures, et dans une moindre mesure celles en Ni, sont plus faibles pour le traitement BCH (9 années sur 11 pour Mn, 6 sur 11 pour Cd et 3 sur 11 pour Ni). L'hypothèse explicative est un transfert sol-plante plus faible, dû à la présence de formes chimiques moins disponibles pour les racines ; ceci suite au chaulage et à l'augmentation du pH, entraînant une diminution de la solubilité du Mn, Cd et Ni dans le sol. Ceci est confirmé par les extractions au CaCl₂ (Mn, Cd, Ni) et à l'EDTA (Mn, Ni).

Les teneurs en Co sont parfois plus élevées dans les résidus de culture sur le traitement BOUE (3 années sur 11).

Les teneurs en Hg dans les cultures ne sont pas plus élevées sur BCH, malgré l'accroissement de la teneur dans le sol.

Le changement de spéciation observé pour Cu, Zn, B et Co ne se traduit pas par une différence de prélèvement par les cultures.

Conclusion

Suite à 5 épandages de boues et 11 cultures, il n'y a pas de risque pour la chaîne alimentaire via une accumulation de ces 13 éléments traces ou de ces 23 composés traces dans le maïs, ni d'atteinte à la fertilité des sols.

Les évolutions statistiquement significatives suite à l'épandage de boues concernent le pH du sol qui est plus élevé sur BCH, les teneurs totales dans le sol en Hg, plus importantes sur BCH, les teneurs en éléments extractibles dans le sol (Mn, Ni, Cd, B, Co, Cu, Zn), les teneurs en Mn, Cd, Ni plus faibles dans les cultures sur BCH et plus élevées en Co sur BOUE par rapport au traitement Minéral.

Les données issues de cet essai, très nombreuses, seront intégrées dans une base de données des essais français sur les produits résiduels organiques, gérée par l'INRA. Ceci permettra d'exploiter les résultats de façon plus poussée et de les utiliser, conjointement avec ceux d'autres essais, pour des synthèses thématiques ou pour de la modélisation.

Par ailleurs, même si l'essai n'est actuellement plus suivi, il peut cependant être un support intéressant pour des chercheurs pour des investigations complémentaires, à partir de la banque d'échantillons, ou à partir de nouveaux prélèvements au champ.

3. CONTEXTE DE L'ESSAI

Un besoin de références locales...

En 2006, le recyclage agricole des boues issues du traitement des eaux usées d'origine domestique et industrielle a concerné 25 000 tonnes de matières sèches dans le département du Haut-Rhin ; boues épandues chez 220 agriculteurs sur 3000 hectares. Ces épandages peuvent potentiellement concerner 13 000 ha mis à disposition des stations d'épuration par les agriculteurs haut-rhinois.

Les agriculteurs, les collecteurs, les industriels de l'agroalimentaire et plus généralement les consommateurs s'interrogent et s'inquiètent des conséquences de l'épandage en agriculture de ces boues. Ces inquiétudes portent, d'une part, sur la qualité des récoltes produites sur des terres fertilisées avec des boues et, d'autre part, sur le maintien de la fertilité des sols. Ces préoccupations ont été mises en relief par une enquête réalisée par l'Institut de l'élevage en 1995, à la demande de la Mission recyclage agricole du Haut-Rhin⁵. La réactualisation de cette enquête en 2001 confirme la persistance de ces inquiétudes, notamment vis-à-vis des « métaux lourds » (Quénet, 2001).

Face à ce constat, la Mission recyclage agricole a contribué à la mise en place de 3 essais au champ de moyen terme, en collaboration avec l'INRA. Leur objectif est d'apporter des éléments de réponse concrets à la question des agriculteurs : **les épandages de boues génèrent-ils un risque pour la fertilité des sols et pour la qualité des récoltes ?**

La définition du risque lié à une substance est le produit de l'exposition à cette substance par l'effet négatif de cette substance sur des organismes vivants (danger). Dans nos essais nous caractérisons essentiellement la partie « exposition », par des analyses de terre, d'intrants (engrais et boues) et de cultures. Nous répondons à la question : **les épandages de boues augmentent-ils l'exposition à des substances, qu'on sait toxiques quand elles sont en excès, en comparaison avec une fertilisation minérale exclusive ?**

Les analyses portent principalement sur les substances suivantes : des éléments traces⁶ et des composés traces organiques⁷.

Cette approche a été complétée sur le site d'Ensisheim, en 2005 et 2006, avec une approche plus globale du risque : l'effet des épandages sur la structure des communautés microbiennes du sol et sur l'abondance et la diversité des lombrics.

Les 3 essais sont complémentaires en termes de produits épandus, de types de sol et de cultures.

- Le premier, localisé à Ensisheim, s'intéresse aux boues de collectivité épandues sur maïs et blé irrigués en sol plutôt acide (1995-2006).
- Le deuxième, mis en place à Colmar par l'INRA avec la collaboration de la Mission recyclage, teste les composts, composts de boues mais aussi de fumier ou de biodéchets, épandus sur maïs, blé, betterave et orge en sol basique (2000-2010).
- Le troisième essai, à Bergheim, étudie les boues industrielles, épandues sur maïs et orge en sol plutôt acide (2002-2009).

Les essais reflètent la réalité des épandages alsaciens, en termes de dose, de fréquence et de période d'épandage. Ils sont en particulier agronomiquement raisonnés et conformes à la réglementation.

...et nationales

En France, depuis les années 1970, l'accumulation des éléments traces dans les sols, ainsi que dans les récoltes, a été mesurée dans quelques dispositifs de longue durée ayant reçu pendant plusieurs années, voire

⁵ devenue Syndicat Mixte Recyclage Agricole du Haut-Rhin depuis le 01/01/2008.

⁶ Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn, Co, As, Mo, Mn, B

⁷ PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180, benzo(a)pyrène, benzo(b)fluoranthène, fluoranthène, benzo(ghi)pérylène, benzo(k)fluoranthène, indéno(1.2.3.-cd)pyrène, acénaphthylène, acénaphthène, fluorène, phénanthrène, anthracène, pyrène, benzo(a)anthracène, chrysène, dibenzo(ab)anthracène, naphthalène

plusieurs décennies, des apports importants de boues souvent très chargées en éléments traces. Les expérimentations de longue durée, avec des apports raisonnés de boues conformes à la réglementation, sont plus rares (Ducasse-Cournac et Leclerc, 2002). Il n'en existait pas dans le Haut-Rhin avant l'expérimentation d'Ensisheim. Or il est important, notamment pour les agriculteurs utilisateurs de boues et les collecteurs, de disposer de références **locales**.

Par ailleurs, l'accumulation dans les sols et dans les cultures des composés traces organiques a été très peu suivie. Ces composés ne sont analysés communément dans les boues que depuis 1998.

La motivation de l'essai d'Ensisheim est donc d'acquérir localement des connaissances pour consolider une filière locale, même si les résultats obtenus sont ensuite extrapolables ailleurs. C'est en cela qu'il diffère des essais de recherche, dont la motivation première est d'acquérir de nouvelles connaissances universelles sur des mécanismes. Si la recherche a pour vocation de diffuser ses résultats dans des revues scientifiques internationales, un organisme de développement comme la Mission recyclage a pour vocation de répondre aux questions que se posent les acteurs locaux.

Pourtant, si les motivations diffèrent, cela ne signifie pas que recherche et développement ne peuvent pas s'associer sur un projet commun. La collaboration avec l'INRA, amorcée en 1995, s'est accentuée depuis 2000 avec la mise en place de la plate-forme de Colmar. Depuis 2006, les 3 essais haut-rhinois sont officiellement regroupés sous l'égide de l'INRA par une convention liant la Mission recyclage, l'ARAA, et l'INRA.

Ainsi, l'INRA coordonne un réseau d'essais, constitué de 2 sites lourds (Colmar et Feucherolles dans les Yvelines), fortement instrumentés, et de 2 sites plus légers (Ensisheim et Bergheim). Cette amorce de réseau devrait s'étoffer en 2008, avec d'autres sites lourds qui devraient s'y greffer. L'objectif est d'homogénéiser les protocoles et les méthodes d'analyses, de façon à pouvoir exploiter les résultats conjointement, *via* une base de données. Le but à plus long terme sera de constituer un réseau national d'essais, raisonné sur la base d'une typologie de produits résiduels organiques et de conditions pédoclimatiques définies. Ce réseau constituera un outil pour modéliser les effets des produits résiduels à long terme.

Suivi et financement de l'essai

Le site d'Ensisheim est conduit grâce au soutien financier de l'ADEME, de l'agence de l'Eau Rhin-Meuse, du Département du Haut-Rhin, des producteurs haut-rhinois de boues recyclant leurs boues en agriculture, et avec l'appui logistique du pôle Agro-environnemental d'Aspach-Le-Bas (68). Un comité de suivi réunit ces partenaires, ainsi que l'exploitant de la parcelle, la chambre d'Agriculture du Haut-Rhin, l'INRA de Bordeaux (UMR 1220 TCEM), l'INRA de Colmar (SEAV), et l'INRA de Grignon (UMR 1091 EGC).

Le présent document est le rapport de synthèse final 1995-2006 de l'essai d'Ensisheim. Il existe également des rapports annuels depuis 1996.

4. OBJECTIFS

L'objectif principal de l'essai est de répondre à la question : **les épandages de boues augmentent-ils l'exposition à des substances, qu'on sait toxiques quand elles sont en excès, en comparaison avec une fertilisation minérale exclusive ?** Les analyses portent sur les substances suivantes : 13 éléments traces⁸ et 23 composés traces organiques⁹.

Lors des 2 dernières années de l'expérimentation, la question du risque a été abordée aussi de façon plus globale : les épandages ont-ils un impact sur la structure des communautés bactériennes et fongiques, ainsi que sur les lombrics ?

Enfin, même si l'essai n'a pas été conçu pour y répondre, ce site apporte des éléments de réponse à la question de la valeur agronomique des boues : quelle est la valeur azotée, phosphatée et amendante de 2 boues, l'une étant chaulée, l'autre non ?

⁸ Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn, Co, As, Mo, Mn, B

⁹ PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180, benzo(a)pyrène, benzo(b)fluoranthène, fluoranthène, benzo(ghi)pérylène, benzo(k)fluoranthène, indéno(1.2.3.-cd)pyrène, acénaphthylène, acénaphène, fluorène, phénanthrène, anthracène, pyrène, benzo(a)anthracène, chrysène, dibenzo(ab)anthracène, naphthalène

5. PROTOCOLE

5. PROTOCOLE

5.1 Lieu de réalisation de l'essai

L'essai se trouve entre Colmar et Mulhouse, sur la commune d'Ensisheim (68), au lieu-dit Schorrfeld Ouest, sur une parcelle exploitée par M. J.L. Kiry. Le site se trouve en basse terrasse de la plaine du Rhin.

Cette parcelle n'a pas reçu d'épandage de boues avant l'expérimentation. Elle est plate, moins de 0,1 % de pente, ce qui limite le plus possible les contaminations entre micro-parcelles par ruissellement.

5.2. Date et durée de l'essai

Il a démarré en novembre 1995 avec le diagnostic agro-pédologique de la plate-forme et le premier épandage des boues. Le sol et les cultures ont été suivies jusqu'en 2006.

Cinq épandages ont été réalisés, en novembre 1995, 1998, 2001 et mars 2003 et 2004, conduisant à des apports de 20,7 t MS/ha (hors chaux) de boues chaulées et 13,3 t MS/ha de boues non chaulées. La réglementation relative aux épandages agricoles de boues urbaines, décret du 08/12/1997 et arrêté d'application du 08/01/1998, plafonne les flux de matière sèche à 30 tonnes par période de 10 ans.

Il s'agit d'un essai de moyenne durée (11 ans). Les impacts des épandages de boues en termes d'accumulation d'éléments traces ne peuvent être appréciés qu'après plusieurs épandages, car les flux d'éléments et composés traces apportés à chaque épandage sont faibles. Cinq épandages sont un minimum et l'idéal serait un essai de plus longue durée, par exemple 20 ans.

Il n'est pas exclu d'analyser le sol ou les cultures ultérieurement, pour étudier l'effet « boues chaulées » après l'arrêt des épandages.

5.3. Présentation de l'essai

5.3.1. Traitements

L'essai permet de comparer trois pratiques de fertilisation :

- un témoin sans boue, où est pratiquée une fertilisation minérale raisonnée NPK.
 - nommé traitement « Minéral ».
- une boue déshydratée chaulée : les boues du SITEUCE (cf 5.7) ont été apportées à une dose de 20 tonnes de matière brute par hectare (novembre 95 et novembre 98). Le SITEUCE ayant abandonné le chaulage des boues, à partir de 2001 ce sont les boues de WIKIRU qui ont été apportées, à 15 tonnes par hectare plus fréquemment (novembre 2001, mars 2003 et mars 2004). Les boues sont complétées par une fertilisation minérale de façon à cumuler, avant chaque nouvel épandage, les mêmes apports de N et P₂O₅ supposés disponibles que le traitement Minéral. Le tonnage cumulé par les 5 épandages est de 20,7 tonnes de MS, hors chaux (2/3 du flux maximum autorisé), soit 27,3 t MS/ha au total.
 - nommé traitement « BCH ».
- une boue déshydratée non chaulée : les boues d'Ensisheim (cf. 5.7) ont été apportées à une dose de 20 tonnes de matière brute par hectare (novembre 95 et novembre 98), puis plus fréquemment à 15 tonnes par hectare (novembre 2001, mars 2003 et mars 2004). Les boues sont complétées par une fertilisation minérale de façon à cumuler, avant chaque nouvel épandage, les mêmes apports de N et P₂O₅ supposés disponibles que le traitement Minéral. Le tonnage cumulé par les 5 épandages est de 13,3 tonnes de MS (1/3 du flux maximum autorisé).
 - nommé traitement « BOUE ».

Les doses de boues reflètent les doses pratiquées dans le département au moment de l'épandage. Elles sont apportées conformément aux prescriptions de l'arrêté interdépartemental pris en application de la directive « Nitrates ».

Une micro-parcelle témoin sans apport d'engrais minéral est placée chaque année à l'extérieur de ce dispositif central, mais jamais 2 années consécutives au même endroit. Ce traitement permet d'évaluer l'azote prélevé par le maïs ayant pour origine la minéralisation de l'azote du sol uniquement, sur une micro-parcelle représentative du traitement Minéral.

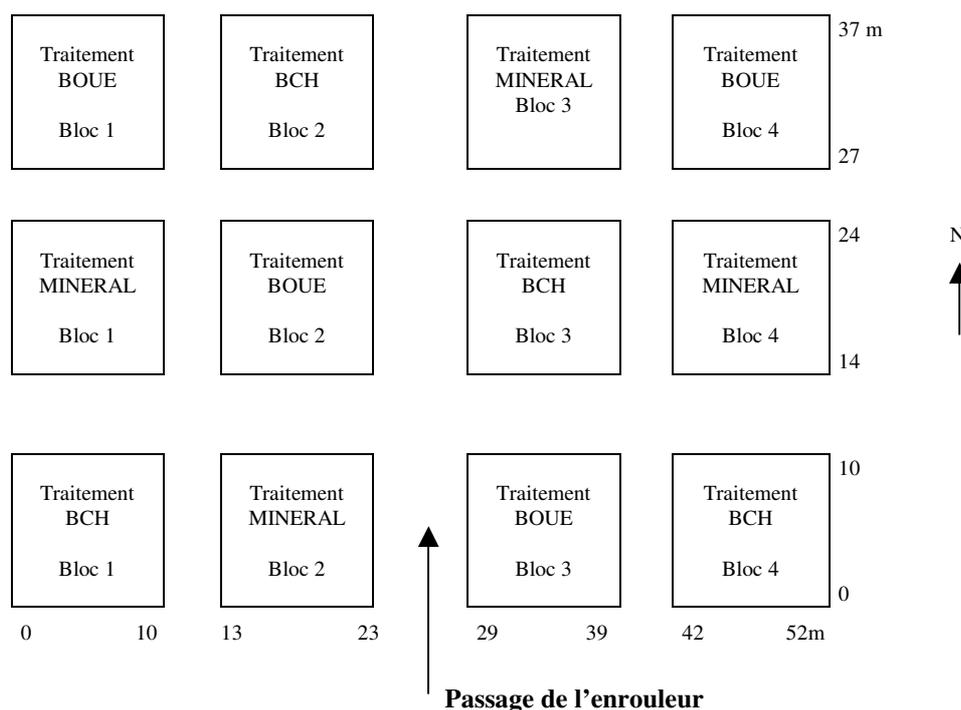
- nommé « Témoin zéro azote ».

5.3.2. Plan de l'essai

Le dispositif central est en blocs, avec 4 répétitions et 3 traitements (Minéral, BCH, BOUE). Il comporte donc 12 micro-parcelles.

Chacune fait 10 m sur 10 m et elles sont séparées par des bandes tampon de 3 à 6 m. La surface totale du site est donc de 55 m sur 40 m, soit 22 ares, placés dans une parcelle de 60 hectares. L'essai est irrigué par un canon. L'homogénéité de la lame d'eau distribuée sur l'essai n'a pas été testée, mais l'enrouleur passe au centre du dispositif, de façon à laisser 2 blocs de chaque côté, pour avoir le gradient perpendiculaire aux blocs, si gradient il y a (cf. Figure 1).

Figure 1 : plan de l'essai



: emplacement de la fosse pédologique réalisée en 1995

5.4. Succession de cultures

La parcelle est cultivée en monoculture de maïs grain irrigué jusqu'en 2004. Le maïs couvre 47 % de la SAU haut-rhinoise, selon le recensement agricole de 2000 (Agreste, 2002). Si l'on exclut la montagne vosgienne et le vignoble, où le maïs est moins présent, la proportion de maïs dépasse les trois-quarts.

A partir de 2005, la rotation est devenue maïs/blé, avec du blé tendre d'hiver en 2005 et du maïs en 2006.

L'essai étant implanté chez un agriculteur, et les performances des variétés de maïs grain augmentant vite, il n'était pas possible de conserver la même variété pour 11 ans. Il a été cependant imposé à l'agriculteur de garder chaque variété au moins 3 ans.

La variété de maïs est Pactol entre 1996 et 1998, Clarica entre 1999 et 2001, Bénicia entre 2002 et 2004, et enfin DK315 en 2006. Le blé cultivé en 2005 était de la variété Apache.

Pactol est une variété demi-précoce.

Clarica est un hybride simple, demi-précoce denté, proposé par Pioneer Semences SAS et inscrit au catalogue officiel en 1996.

Bénicia est une variété grain européenne, hybride simple, demi-précoce cornée dentée, proposée par Pioneer Semences et non inscrite au catalogue français. En 2002 et 2003, il s'agissait de la 2^o variété la plus cultivée en Alsace (20 000 ha sur 151 000 ha en 2002 et 14 737 ha sur 156 000 ha en 2003). En 2004, elle était déjà en perte de vitesse et ne pointait qu'en 6^o position.

DK315 est une variété de maïs grain inscrite au catalogue français, hybride simple, demi précocité dentée, proposée par Dékalb. En 2006, elle a été la première variété cultivée en Alsace, avec environ 20 000 ha cultivés sur les 149 000 ha de maïs.

Apache est un blé panifiable supérieur, variété de blé la plus cultivée en Alsace en 2005 (46 % des emblavements).

5.5. Climat

L'essai est caractérisé par un climat semi continental, froid en hiver, chaud en été, globalement sec, avec des précipitations plus importantes en fin de printemps et début d'été et plus rares en hiver.

La station météorologique Météo-France de Meyenheim, située à 5 km de la parcelle d'essai a fourni les données de précipitations et températures chaque année.

En 1996, il a fait froid de fin juin à mi juillet et très humide début juillet. Septembre et début octobre ont été chauds. Il a peu plu de fin août à mi septembre.

En 1997, il a beaucoup plu mi et fin février, puis le temps a été sec jusqu'à mi avril. Fin juin a été très arrosé, ainsi que fin août.

En 1998, la première quinzaine d'avril a été très arrosée, puis le temps a été sec début et mi mai, ainsi que de mi juin à mi juillet. Un important épisode pluvieux a eu lieu début septembre.

En 1999, les mois d'avril et de mai ont été très pluvieux, ainsi que début juillet. Par contre de mi août à mi septembre le temps a été sec.

Le printemps 2000 a été caractérisé par des températures très élevées. Le mois de mai a été très pluvieux et juin très sec. Juillet et août ont été très humides et juillet froid.

Le printemps 2001 a été pluvieux, avec notamment un mois de mars exceptionnellement humide. Mai et octobre ont été très chauds et septembre frais. Juin a été assez frais et août assez chaud. Le 6 juillet une tempête a légèrement endommagé la culture (verse, quelques pieds cassés).

En 2002, le mois de mai a été pluvieux, mais peu orageux, sauf vers les 9-10-11 mai. Juin a battu des records de chaleur et a été très orageux, permettant un développement rapide des plantes. Juillet a été frais, peu ensoleillé, pluvieux, peu orageux, réduisant le fonctionnement photosynthétique des plantes, qui ont accumulé moins de réserves dans leurs organes végétatifs. Le début du mois d'août a été frais. Le mois a été orageux et pluvieux. La troisième décennie de septembre a été froide. Le manque de chaleur et de soleil a pénalisé les plantes, alors que la demande photosynthétique pour remplir les grains en place était importante. Octobre a été doux et humide.

L'année 2003 a été marquée par une sécheresse et une canicule estivales exceptionnelles. Par rapport à une année « normale », la pluviométrie a été déficitaire tout au long de l'année, excepté pour les mois de janvier et d'octobre et les températures supérieures, excepté en février et octobre. Il manque environ 50 % de pluies sur la période de juin à fin août par rapport à une année normale. La chaleur a eu pour conséquence des récoltes de maïs très précoces. La parcelle étant irriguée, elle a peu souffert de la sécheresse, comparé aux parcelles non irriguées. Elle aurait nécessité un apport de 7 mm d'irrigation par jour ; 5 mm par jour ont été apportés.

L'année 2004 a été marquée par un déficit pluviométrique au mois d'avril et mai, générant un stress hydrique au maïs causant des pertes et des hétérogénéités de levées. Cette même période a été caractérisée par des températures basses pouvant occasionner des symptômes de chlorose et nécrose. Le manque de pluie et le froid ont aussi compliqué les désherbages. Par contre l'été a été pluvieux, avec 41 % de plus de précipitations entre le 11 juin et le 31 août. Le mois d'octobre a été exceptionnellement pluvieux. A l'inverse, septembre et novembre ont été plutôt secs. Décembre a été froid.

Le début de l'année 2005 a été très sèche, jusqu'à mars. En avril il a plu beaucoup. Juin a été sec, juillet humide, et novembre sec. Le mois de février a été froid, avril et juin chauds, août froid et septembre et octobre chauds. En comparaison des données médianes, l'année 2006 est atypique. Elle est globalement chaude et humide. Elle a été en particulier marquée par une canicule en juillet, un mois de juin et un automne chauds, ainsi qu'un hiver 2006-2007, beaucoup plus doux que la normale. Le mois d'août par contre a été très frais, et les mois de janvier, février et mars plutôt froids. L'année a commencé par un mois de janvier très sec, puis le printemps, de mars à mai, a été très arrosé, avant de redevenir sec en juin. Le mois de juillet, même s'il a été caniculaire, a été normal d'un point de vue pluviométrie. Mais les pluies n'ont pas été réparties de façon homogène ; la deuxième décennie a été complètement sèche, alors que c'est la période de floraison du maïs, moment où le maïs est très sensible au stress hydrique, conduisant à un nombre faible de grains. La parcelle étant irriguée, le stress hydrique a été en partie comblé. D'août à octobre, les pluies ont été très abondantes, avant un mois de novembre sec. La pluie d'août et septembre a été plutôt favorable au maïs en Alsace, permettant un bon remplissage des grains.

5.6. Caractéristiques initiales du sol et du site

c.f. annexes 2, 3, 4, et 5.

Avant le premier épandage en 1995, le site a été finement caractérisé pour établir un état initial détaillé. Fin 2006, après la dernière récolte, le site a été à nouveau caractérisé pour définir l'état final.

En 1995, le site a fait l'objet d'un relevé planimétrique en système cadastre par un expert géomètre, avec bornage des quatre extrémités, et d'un diagnostic agro-pédologique, par un pédologue de Sol Conseil, M. Jean-Paul Party. L'essai est reborné régulièrement.

La caractérisation initiale repose sur :

- l'ouverture d'une fosse de 1,60 m de profondeur, jusqu'au gravier rhénan, sur un front de 2 m environ : le but est de décrire le profil pédologique, de prélever des échantillons de terre par tranches de 10 cm pour analyses, et de décrire l'enracinement du maïs. Le profil a été ouvert à la pelle mécanique le 25/10/1995, dans le site, au niveau d'une future allée (Annexe 5).
- La réalisation de sondages à la tarière à main en vue d'estimer la variabilité pédologique du site : dans le périmètre défini, 20 sondages ont été réalisés le 14/11/1995, jusqu'à refus, dans les futures allées (Annexe 2).
- La caractérisation du site a été complétée par le prélèvement à la tarière d'échantillons dans chaque micro-parcelle pour analyse. Ces échantillons sont obtenus, pour chaque micro-parcelle, après mélange de la terre issue de 16 prélèvements élémentaires. Ces prélèvements sont réalisés, à l'état initial, pour trois profondeurs (0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm).

5.6.1. Type de sol

Selon le référentiel pédologique français, le sol est un néoluvisol fersialitique caillouteux, limono-argilo-sableux, c'est-à-dire un sol brun décalcifié rougeâtre légèrement lessivé, moyennement profond à profond sur gravier rhénan (cf. profil schématisé en annexe 5 et caractéristiques physico-chimiques dans le tableau 1).

Il présente, en surface, une texture limono-argilo-sableuse et un pH de 6 et, en profondeur une texture argilo-limono-sableuse, et un pH de 8,3. La teneur en matière organique varie de 1,8 à 1,0 % jusqu'à 120 cm de profondeur. Les teneurs élevées en matières organiques en profondeur s'expliquent par la capacité du sol à se fissurer. Les fissures constituent des chemins préférentiels pour migrer en profondeur.

Il repose à 80-90 cm sur un lit de galets. Localement apparaissent des niveaux limoneux calcaires entre 80 et 120 cm. Au-delà de 120 cm, le matériau est constitué principalement de galets.

Le profil d'enracinement réalisé sur cette fosse (cf. annexe 4) met en évidence une nette diminution de la colonisation racinaire à partir de 50 cm environ. Ceci correspond à un horizon B plus argileux et très compact contenant 35 % d'argile environ, alors qu'en surface le taux d'argile est de 20 à 25 %. La dernière racine apparaît à 1,35 m.

Tableau 1 : caractéristiques physico-chimiques initiales du sol sur la base de la matière sèche, mesurées sur la fosse

	granulométrie					pH eau	CaCO ₃	matières organiques	C/N	P ₂ O ₅ Olsen	CEC
	< 2 µm	2-20 µm	20-50 µm	50-200 µm	200 µm-2 mm						
	%										
0-20 cm horizon Ap	22,6	25,5	20,5	19,8	9,7	6,0	0,0	1,8	8,8	106,0	12,8
20-40 cm horizon Ah	25,3	24,5	21,0	18,3	9,5	6,2	0,0	1,4	8,2	64,0	12,3
40-80 cm horizon B	33,0	20,7	16,8	18,5	9,9	6,8	0,0	1,0	7,3	23,0	14,9
80-120 cm horizon BC	36,6	15,0	12,3	20,1	14,8	7,2	0,0	1,2	7,0	24,0	16,8
120-140 cm horizon Cca	24,9	13,0	16,9	23,0	21,3	8,3	0,0	0,7	7,5	16,0	10,5

Ce type de sol est caractéristique d'une partie des alluvions rhénanes, en bordure de la Hardt. Ce sont des sols dits de « Hardt rouge ». Ils peuvent être très acides (pH <5), caillouteux et superficiels (20 à 30 cm). Dans ce cas, ils sont occupés par la forêt.

Les secteurs plus favorables à l'agriculture, car plus profonds, sont labourés et amendés depuis longtemps (chaulés en particulier). Dans la plupart des cas ils sont irrigués. C'est le cas du site choisi.

Une extrapolation cartographique de ce type de sol, d'après la carte des sols de la Hardt, établie par l'INRA de Colmar, se localise entre Colmar au nord, Mulhouse au sud, la vallée de l'III à l'ouest, et le Canal du Rhône au Rhin à l'est (cf. annexe 3).

Ceci représente près de 25 000 hectares, approximativement pour moitié sous-forêt, pour les sols les moins profonds, et pour moitié sur terrains agricoles, pour les autres. Le site retenu représente donc 10 000 à 12 000 hectares de terres agricoles, exclusivement localisées dans le Haut-Rhin, soit 8,5 % de la SAU départementale, pour lesquels les résultats obtenus sur le site pourront être directement extrapolables. Cette surface est importante compte tenu du nombre élevé de types de sols identifiables dans le Haut-Rhin.

5.6.2. Variabilité intra site

Les sondages à la tarière tiennent compte uniquement des horizons Ap, Ah, et B. L'horizon BC est trop caillouteux pour être systématiquement identifié.

Les profondeurs observées varient de 60 à 120 cm (cf annexe 2). Ils montrent que la profondeur du sol est plus importante au centre du site qu'aux coins.

Par ailleurs, un limon sableux jaunâtre apparaît dès 40 cm sur une partie du site (unité en pointillés sur le schéma de l'annexe 2). Une hydromorphie légèrement marquée y est localisée. Elle est nettement moins perceptible sur le reste du site.

5.6.3. La caractérisation physico-chimique de l'état initial du sol

5.6.3.1. Fertilité du sol

Le tableau 2 présente les indicateurs de fertilité du sol.

Le pH du sol, moyennement acide en surface, croît avec la profondeur. Rappelons à cet égard, que ce sol est très limite au regard de l'application stricte de la réglementation et notamment de la norme NF U 44 041, d'application obligatoire lors de la mise en place du site en 1995. Selon l'arrêté du 08/01/1998, en vigueur actuellement, l'épandage des boues non chaulées est interdit sur un sol dont le pH est inférieur à 6. L'acidité du sol favorise en effet la mobilité de la plupart des éléments traces et leur transfert vers les cultures.

Le sol est correctement pourvu en éléments majeurs.

La variabilité des paramètres est correcte.

L'analyse de variance sur les sondages tarière, pour chaque horizon, montre qu'il n'y a pas de différence significative entre traitements, avant tout épandage. Ainsi, nous pourrions comparer les traitements après les épandages, sans biais.

Il existe un effet bloc pour le taux de carbonates dans l'horizon 20-40 cm, plus élevé pour le bloc 4 ; le taux de matières organiques dans ce même horizon est également plus élevé pour le bloc 4. Il existe aussi un effet bloc pour la teneur en P Olsen dans l'horizon 0-20 cm, sans qu'il soit possible de discriminer les blocs.

Tableau 2 : Indicateurs de la fertilité du sol à l'état initial

pH	MO	P2O5 Olsen	K2O éch	CaO éch	MgO éch	CEC
	%	mg/kg	g/kg			méq/kg

Horizon 0-20 cm

Moyenne	5,7	1,86	100	0,34	2,15	0,25	122,0
% de variation	2%	11%	17%	12%	10%	14%	9%
Maximum	5,9	2,28	130	0,42	2,94	0,32	146,0
Minimum	5,5	1,55	70	0,28	2,07	0,19	105,0

20-40 cm

Moyenne	5,9	1,74	100	0,37	2,81	0,30	128,5
% de variation	2%	10%	14%	12%	10%	14%	8%
Maximum	6,2	2,12	120	0,46	3,44	0,39	150,0
Minimum	5,7	1,56	80	0,31	2,43	0,25	116,0

40-60 cm

Moyenne	6,6	1,35	40	0,23	4,29	0,51	156,4
% de variation	3%	10%	37%	13%	5%	10%	7%
Maximum	7,1	1,53	70	0,29	4,75	0,61	169,0
Minimum	6,3	1,14	20	0,18	3,92	0,40	133,0

5.6.3.2. Concentrations initiales en éléments traces dans le sol

Selon l'arrêté du 08/01/1998, tous les éléments mesurés dans le sol sur cet essai, à l'exception de l'As, doivent être analysés dans les terres, en tant qu'« éléments traces » ou « oligo-éléments ». La réglementation exige aussi l'analyse du Fe sous la rubrique « oligo-élément », ce que nous n'avons pas fait, le Fe ne comportant pas un risque élevé de toxicité. Lors de l'état final, nous avons cependant analysé le Fe total.

La caractérisation de l'état initial du sol en éléments traces repose sur le dosage de ces éléments dans des échantillons prélevés sur chacune des 12 micro-parcelles, sur le profil et sur un sondage tarière contigu au profil.

Le sondage contigu au profil permet de comparer les teneurs en éléments traces des terres prélevées à la tarière avec celles prélevées directement dans la fosse, pour mettre en évidence d'éventuelles contaminations par la tarière. Attention, le résultat de cette comparaison est à prendre avec beaucoup de précaution, car un seul sondage et un seul profil sont insuffisants pour conclure de façon définitive.

Les teneurs en éléments traces sont conformes aux limites réglementaires (cf. tableau 3).

Tableau 3 : Teneurs, dans le sol, en éléments traces, mesurées à l'état initial en 1995 (eau régale) : résultats analytiques sur 12 micro-parcelles, 1 profil et 1 sondage tarière ponctuel.

Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	B*	Co	Mo	As	Mn
mg/kg MS												

Horizon 0-20 cm

Moyenne	0,33	32	20	0,051	32	19	0,15	60	36	9,8	<0,5	22	870
% de variation	10 %	47 %	4 %	22 %	14 %	5 %	10 %	8 %	8%	5%		17%	3%
Maximum	0,39	82	22	0,068	45	21	0,19	69	41	11	<0,5	30	910
Minimum	0,27	24	19	0,032	28	18	0,13	53	32	8,7	<0,5	17	820

20-40 cm

Moyenne	0,33	28	21	0,051	34	19	0,16	62	38	10	<0,5	23	890
% de variation	10 %	13 %	5 %	29 %	7 %	5 %	13 %	6 %	8%	5%		18%	4%
Maximum	0,39	39	23	0,080	37	21	0,2	69	42	11	<0,5	31	970
Minimum	0,26	23	20	0,024	29	18	0,13	55	32	9,2	<0,5	18	850

40-60 cm

Moyenne	0,28	30	22	0,038	39	18	0,17	69	43	11	<0,5	28	880
% de variation	14 %	13 %	7 %	21 %	6 %	13 %	23 %	7 %	7%	3%		13%	12%
Maximum	0,37	42	24	0,050	43	24	0,22	76	47	11	<0,5	35	980
Minimum	0,22	26	19	0,024	35	14	0,10	59	37	10	<0,5	21	530

Limite réglem.	2	100	150	1	50	100	10	300
-----------------------	---	-----	-----	---	----	-----	----	-----

*analyse effectuée par le BRGM ; méthode non connue. Les résultats des analyses des années qui suivent, réalisées à la SADEF, sont très différents.

Les concentrations en Co, Mn¹⁰, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se et Zn sont dans la fourchette des teneurs fréquentes (Loué, 1986 ; Baize, 1997).

Les teneurs en Mo sont en deçà des limites de quantification, et donc très en deçà des valeurs moyennes mesurées dans des sols non contaminés, données par Gomez (1985).

Les teneurs en As sont élevées, tout en restant dans la gamme des teneurs couramment rencontrées en France (Baize, 1997).

Une analyse de variance a permis de vérifier que les teneurs en éléments traces ne sont pas statistiquement différentes entre traitements avant tout épandage. L'analyse a été réalisée pour chaque élément et chaque horizon sur les données des sondages tarière. Ceci nous permet de comparer les teneurs en éléments traces des différents traitements après un ou plusieurs épandage, sans biais. Par ailleurs, il existe un effet bloc pour la teneur en As dans l'horizon 20-40 cm, plus élevée dans le bloc 4.

Les variations observées entre les différentes micro-parcelles sont faibles (souvent moins de 10 %).

Elles varient inversement à l'ordre de grandeur des teneurs mesurées : plus la quantité mesurée est faible, plus la variation analytique est élevée. Ceci explique les variations du Hg, du Se, du Cd, du Cu, du Pb et du Zn dans tous les horizons et celle du Ni et du Cr dans les deux horizons inférieurs.

La variation très élevée observée pour le Cr (47 % pour 32 mg/kg MS) et dans une moindre mesure pour le Ni (14 % pour 32 mg/kg MS) dans l'horizon de surface pourrait être expliquée par une possible contamination d'un échantillon par un éclat de métal provenant de la tarière. En effet, la tarière est composée d'acier inoxydable contenant 18 % de Cr et 9 % de Ni. Cette hypothèse pourrait être corroborée par la comparaison des teneurs en Cr et dans une moindre mesure en Ni des terres prélevées par sondage tarière contigu à la fosse et dans la fosse (tableau 4) et par le fait que le sol contient du sable très abrasif.

¹⁰ Suite aux résultats obtenus sur les teneurs dans le maïs, il a été décidé d'analyser le manganèse en 2001 dans les échantillons initiaux de 1995.

Attention, cette hypothèse est à prendre avec précaution, car nous ne disposons que d'une mesure tarière et d'une mesure fosse pour comparer.

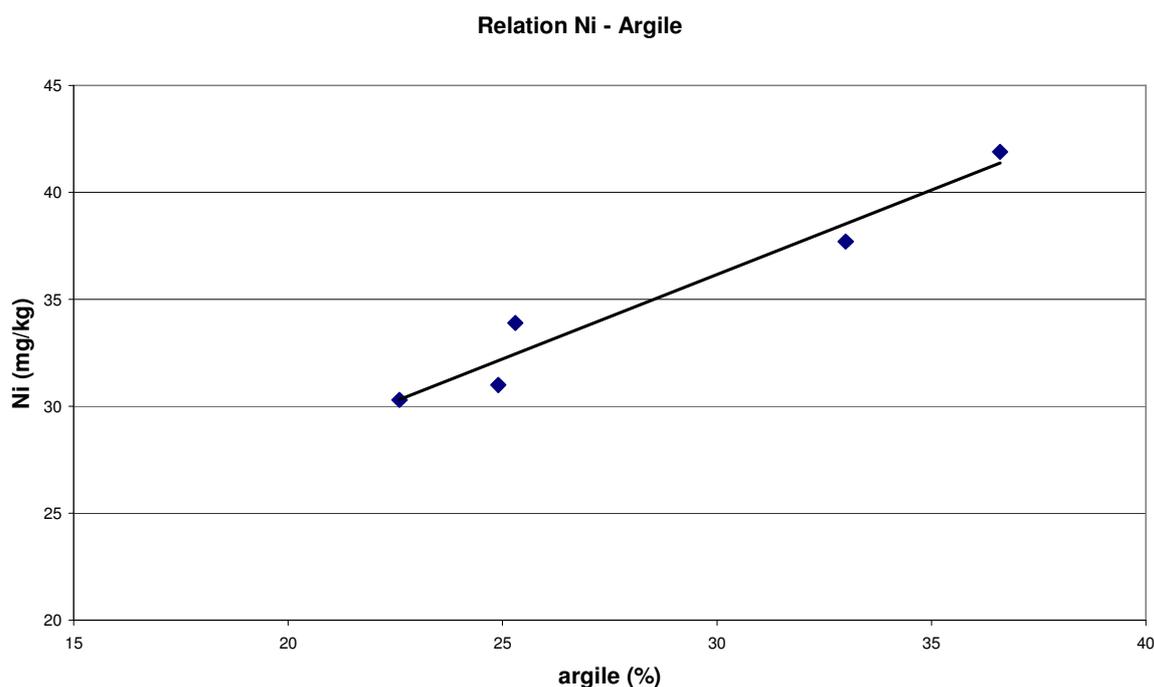
Tableau 4 : teneurs en nickel et en chrome des échantillons de terre prélevés dans la fosse et à la tarière à côté de la fosse

		0-20 cm	20-40 cm	40-80 cm
Ni (mg/kg MS)	Tarière	32,0	37,2	40,7
	Fosse	30,3	33,9	37,7
Cr (mg/kg MS)	Tarière	37,0	39,8	42,7
	Fosse	20,8	32,5	32,9

5.6.3.3. Origine des éléments traces dans le sol.

Les teneurs en Ni et Zn sont corrélées à celles en argiles, ce qui est classique dans un sol non calcaire (le calcaire dilue les teneurs et perturbe la relation ETM/argile/Fe) (cf. figure 2). L'origine de ces deux éléments est donc clairement pédogéochimique. Ces éléments pourraient " suivre " l'argile pendant son lessivage et s'accumuler avec elle dans les horizons BT et SC. En effet, les argiles du complexe argilo-humique, globalement chargé négativement, peuvent fixer les éléments traces sous forme de cations.

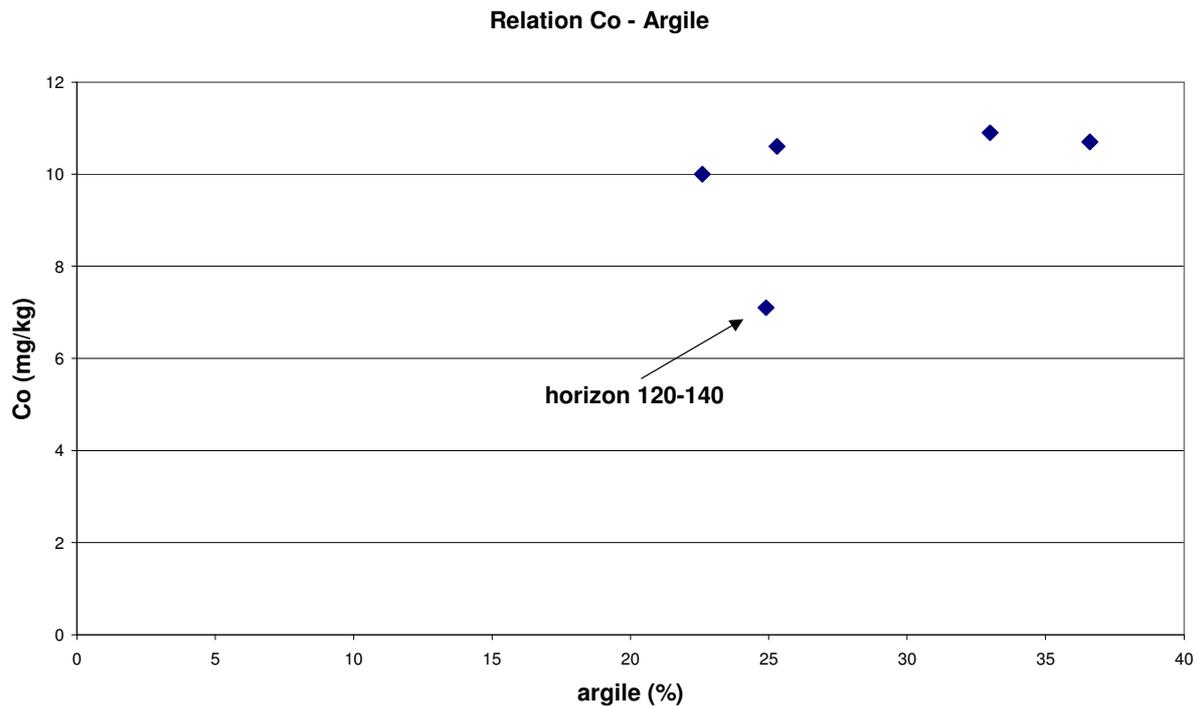
Figure 2



Le Cr devrait avoir le même comportement, mais ce n'est pas le cas : le fond du profil est très nettement plus riche que la surface. La roche mère doit avoir une concentration en Cr élevée. L'origine du Cr est donc là aussi pédogéochimique.

Généralement, le Co, le Cu et le Mn suivent aussi l'argile. C'est ce qui se passe ici, sauf que l'horizon 120-140 cm est plus pauvre que sa teneur en argile ne le laisserait supposer (Figure 3). On pourrait peut-être penser que l'origine de ces 3 éléments est essentiellement pédogéochimique, avec un léger enrichissement anthropique en surface (retombées atmosphériques, activités agricoles).

Figure 3

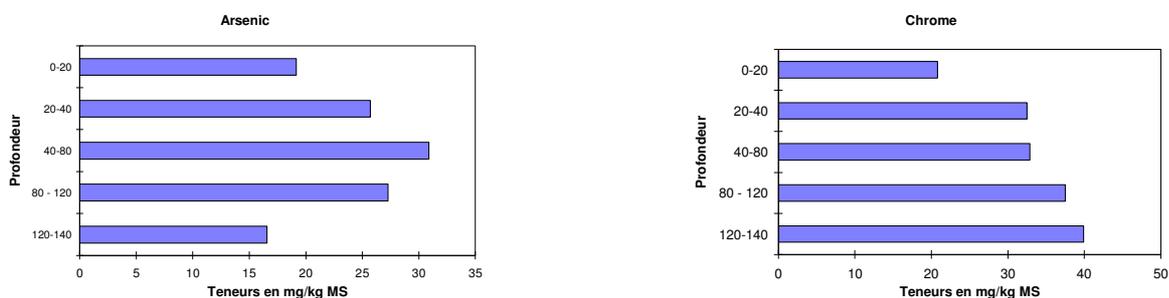


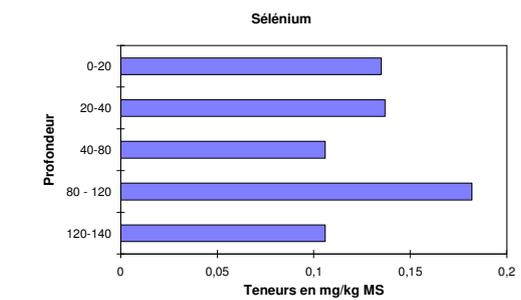
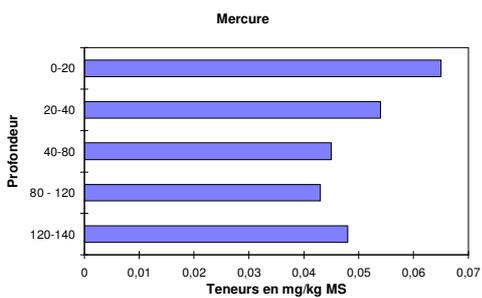
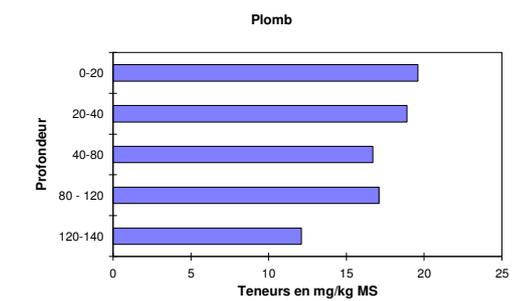
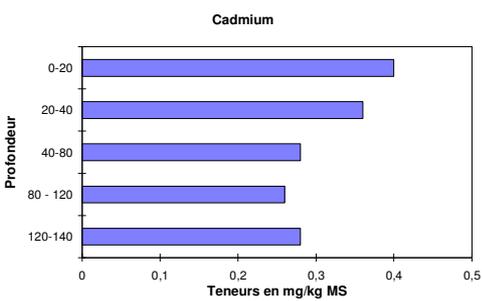
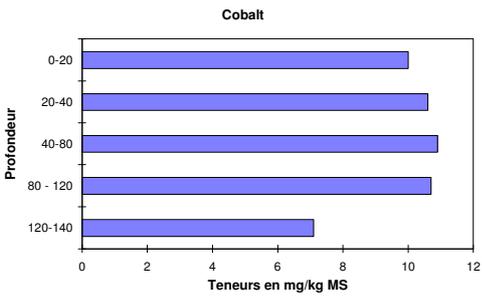
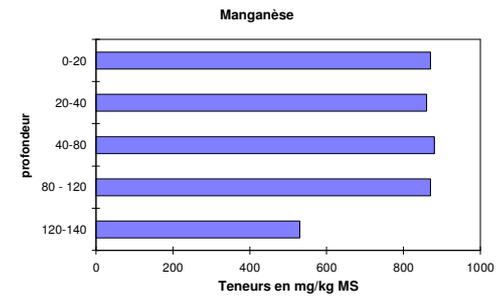
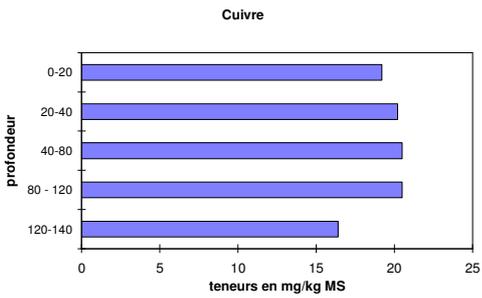
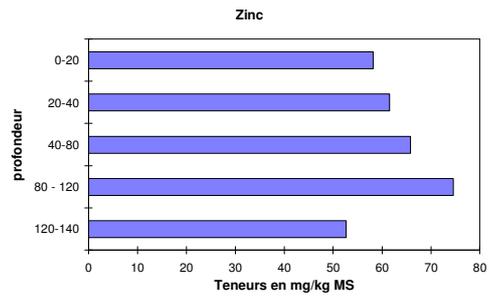
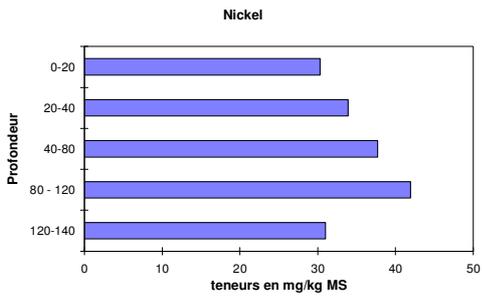
Le Cd et le Pb ne suivent pas les teneurs en argile du profil. Cette observation est cohérente avec ce qui se voit couramment dans les sols. Les teneurs diminuent avec la profondeur. L'origine de ces 2 éléments pourrait être anthropique. Le Cd peut provenir des engrais phosphatés et le Pb des gaz d'échappement, l'autoroute n'étant qu'à 300 mètres environ de l'essai.

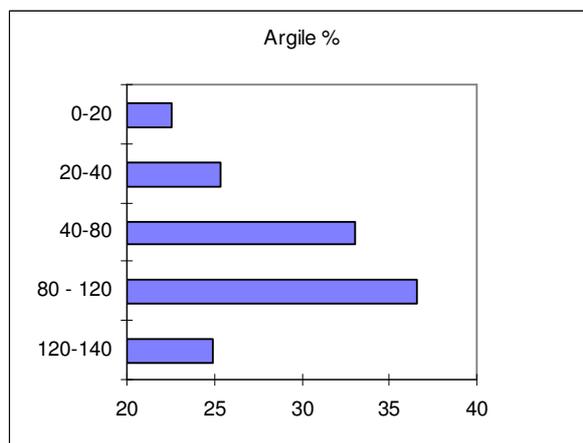
On sait que le Hg n'a pas de lien privilégié avec les argiles. C'est vérifié ici. Les teneurs diminuent avec la profondeur, suggérant une origine atmosphérique du Hg, qui peut être anthropique ou géochimique (volcans).

La figure 4 permet de visualiser la répartition des teneurs en éléments traces avec la profondeur, à l'état initial.

Figure 4 : Teneurs en éléments traces et en argile dans les différents horizons de la fosse pédologique en 1995 (extraits à l'eau régale, sauf Mn : HF)







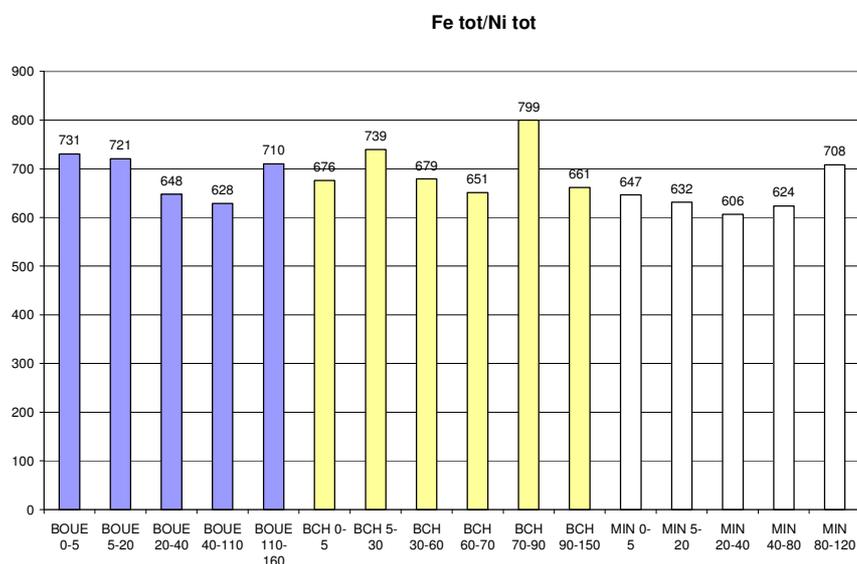
Pour confirmer ces origines des éléments traces, des analyses de Fe total ont été réalisées sur les 3 fosses creusées en 2006, une dans chaque traitement, où les éléments totaux HF ont été analysés¹¹. Le Fe est un élément suffisamment abondant pour qu'il ne soit pas affecté par les épandages. Ceci nous permet d'observer le rapport Fe total/ETM total, qui reste constant pour les éléments Ni, Zn, Cr, Co, Cu, quelle que soit la profondeur, si l'élément est d'origine géochimique (Figures 2 à 4). Pour Cd, c'est le rapport Zn/Cd qui reste constant quand son origine est géochimique (ADEME et APCA, 2005).

Sur le site d'Ensisheim, ces rapports sont constants pour Ni, Zn et Cr quels que soient les horizons. L'origine géochimique de Ni, Zn et Cr est bien confirmée (cf. Figure 5).

Les rapports Fe/Cu et Fe/Co sont un peu plus faibles en surface qu'en profondeur, laissant entendre un enrichissement en surface par rapport au Cu et au Co géochimiques. La légère contamination anthropique pour ces 2 éléments est confirmée (cf. Figure 6).

Le rapport Zn/Cd est plus faible en surface qu'en profondeur ; il confirme donc l'origine anthropique du Cd (Figure 7).

Figure 5 : origine géochimique du Ni : rapport Fe/Ni constant



¹¹ à l'inverse de 1995 où les éléments ont été extraits à l'eau régale

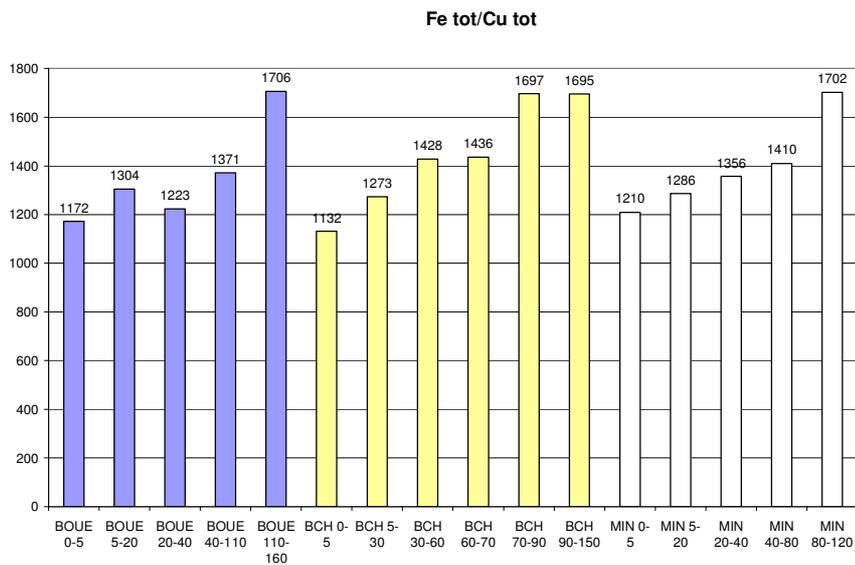
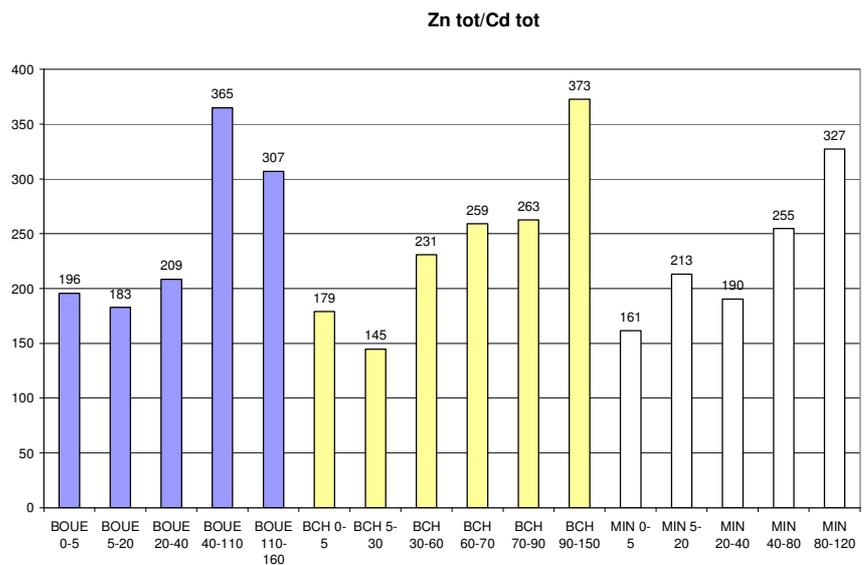


Figure 6 : légère contamination anthropique en Cu : rapport Fe/Cu légèrement plus faible en surface qu'en profondeur

Figure 7 : origine anthropique du Cd : rapport Zn/Cd plus faible en surface qu'en profondeur



5.6.3.4. Concentrations en composés traces organiques dans le sol.

Toutes les mesures sont inférieures à la limite de quantification, sauf pour l'échantillon 0-20 cm du bloc 1, traitement Minéral, dans lequel les concentrations en PCB 138, 153 et 180 sont de 0,01 mg/kg MS.

5.7. Caractérisation des boues épandues

Le choix s'est délibérément porté sur une boue chaulée et une boue non chaulée, pour étudier l'incidence du chaulage sur le sol et sur le prélèvement des éléments traces par les plantes.

Les boues chaulées de la station d'épuration du SITEUCE (Syndicat Intercommunal de Traitement des Eaux Usées de Colmar et Environ) ont été épandues en 1995 et 1998. Cette station, d'une capacité de 300 000 équivalent habitants, est la plus grosse station urbaine du département dont les boues sont recyclées en agriculture. Outre les eaux usées de Colmar, elle traite celles de 40 communes et de quelques industries. Les boues sont de type boues activées par aération prolongée, déshydratées par une centrifugeuse et chaulées. A partir de 2000, le syndicat a choisi de composter ses boues.

Les boues chaulées du SIVOM de l'agglomération Mulhousienne, anciennement SIVOM de WIKIRU (Wittenheim, Kingersheim, Ruelisheim), ont donc été épandues en 2001, 2003 et 2004 en remplacement de celles du SITEUCE. Cette station a une capacité de 48 000 équivalent habitants. Elle collecte les eaux de 6 communes et de quelques industries. Les boues sont de type boues activées par aération prolongée, déshydratées et chaulées par un filtre presse.

Les boues non chaulées proviennent de la station d'épuration d'Ensisheim. Elle a une capacité de 8 000 équivalent habitants, et traite les eaux usées de deux communes et de deux zones industrielles. Les boues sont de type activées et déshydratées par un filtre à bandes pressantes.

Ces trois boues urbaines sont utilisées par les agriculteurs de la commune d'Ensisheim. Elles ne sont plus aujourd'hui disponibles sous la forme apportée sur l'essai. Elles sont désormais épandues sous forme de compost pour celles du SITEUCE et de l'agglomération Mulhousienne et sous forme de boues séchées par séchage solaire pour celles d'Ensisheim.

Les tableaux 5 à 9 présentent les caractéristiques agronomiques et les teneurs en éléments et composés traces des boues utilisées. La caractérisation a été réalisée, pour chacune des boues, sur un échantillon moyen résultant de plusieurs prélèvements élémentaires effectués lors du chargement et de la pesée des boues effectivement épandues sur le site.

Tableau 5 : Caractéristiques agronomiques des boues épandues sur l'essai :

		MS	C/N	MO	pH	NTK	P ₂ O ₅	CaO
		en %		en %	eau	en kg/t de MS		
Boues chaulées (BCH)	1995	35,9	7,1	30,6	12,4	32,3	29,9	296
	1998	22,0	6,7	55,2	11,4	46,7	53,5	181
	2001	43,9	6,0	74,7	8,3	26,8	57,1	242
	2003	32,2	4,8	32,5	8,5	34,0	60,3	263
	2004	28,7	6,5	55,3	10,9	42,2	44,6	196
Boues non chaulées (BOUE)	1995	15,7	5,9	71,6	6,4	64,6	59,9	64
	1998	16,3	6,4	66,8	7,9	61,3	40,4	38
	2001	14,7	5,9	74,7	6,4	70,1	52,5	46
	2003	15,3	6,2	74,7	6,7	66,8	48,9	36
	2004	16,0	5,8	78,5	7,4	71,6	47,3	32

Tableau 6 : Teneurs en éléments traces des boues utilisées sur l'essai et limites réglementaires :

		Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Co	As	Mo	Mn	B
		mg/kg MS												
Boues chaulées (BCH)	1995	1,80	12,0	245	0,88	22,0	82,0	0,93	481	3,70	0,45	2,80	nd	14,0
	1998	1,57	28,5	241	0,96	21,4	50,7	*	429	1,91	4,23	3,49	81,6	19,0
	2001	1,46	64,6	186	0,92	33,0	66,9	1,06	945	4,81	11,8	2,71	446	40,1
	2003	1,36	54,9	195	0,88	28,0	51,9	1,51	1126	3,36	6,82	3,27	350	48,3
	2004	1,11	42,2	152	0,39	22,2	37,7	1,36	525	3,49	4,67	3,40	353	33,2
Boues non chaulées (BOUE)	1995	2,10	22,0	275	0,85	19,0	182,0	2,30	826	2,10	0,54	3,10	nd	34,0
	1998	1,66	33,8	275	0,99	21,0	58,7	*	1022	3,53	2,90	3,98	352	22,1
	2001	1,39	32,5	457	0,73	16,3	45,0	1,42	1413	3,30	1,93	7,26	139	30,8
	2003	1,24	30,5	355	0,41	17,8	34,7	1,30	1043	3,63	3,30	8,48	108	19,8
	2004	1,17	24,1	390	0,80	15,2	35,0	1,57	1010	2,50	2,18	14,6	96	16,8
Limite réglementaire		10	1000	1000	10	200	800	-	3000	-	-	-	-	-

* l'analyse n'a pas été réalisée, car l'annexe technique de la convention avec l'ADEME, qui fixe les paramètres à analyser, n'avait pas été validée au moment de l'analyse des boues. Nous n'avons pas fait refaire l'analyse sur les échantillons séchés car le Se est volatil. Il est possible d'estimer les teneurs en Se par la teneur moyenne des boues obtenue lors des analyses de surveillance sur l'année 1998, soit 5,5 mg/kg pour les boues du BCH et 0,6 mg/kg pour celles de BOUE

Tableau 7 : Flux de matière sèche (chaux comprise) de boues épandus et d'éléments traces :

		MS	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Co	As	Mo	Mn	B
		t/ha	g/ha												
BCH	1995	7,18	12,9	86	1759	6,3	158	589	6,7	3454	26,6	3,2	20	586	101
	1998	4,40	6,9	125	1060	4,2	94	223	24,0	1888	8,4	18,6	15	359	84
	2001	6,59	9,6	425	1225	6,1	217	441	7,0	6223	31,7	77,7	18	2937	264
	2003	4,83	6,6	265	942	4,3	135	251	7,3	5439	16,2	32,9	16	1691	233
	2004	4,31	4,8	182	654	1,7	96	162	5,9	2260	15,0	20,1	15	1520	143
	Total	27,3	41	1084	5641	23	700	1665	51	19263	98	153	84	7092	824
BOUE	1995	3,14	6,6	69	864	2,7	60	571	7,2	2594	6,6	1,7	10	1105	107
	1998	3,26	5,4	110	897	3,2	68	191	2,0	3332	11,5	9,5	13	1148	72
	2001	2,21	3,1	72	1008	1,6	36	100	3,1	3116	7,3	4,3	16	306	68
	2003	2,30	2,8	70	815	0,9	41	80	3,0	2394	8,3	7,6	19	248	45
	2004	2,40	2,8	58	936	1,9	36	84	3,8	2424	6,0	5,2	35	230	40
	Total	13,3	21	379	4518	10	241	1026	19	13859	40	28	93	3038	332

Tableau 8 : Teneurs en HAP et PCB des boues utilisées sur l'essai et limites réglementaires :

		B(a)P	B(b)F	F	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 180	Somme des 7 PCB
		mg/kg MS										
Boues chaulées (BCH)	1995*	0,13	0,18	0,23	<0,01	<0,01	0,013	0,012	0,013	0,017	0,012	0,067
	1998	0,11	0,13	0,15	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,07
	2001	0,12	0,15	0,18	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,07
	2003	0,08	0,10	0,10	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	0,07
	2004	0,11	0,14	0,15	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,02	0,02	0,09
Boues non chaulées (BOUE)	1995*	<0,38	<0,38	<0,38	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,010
	1998	0,21	0,19	0,26	<0,01	<0,01	0,011	0,01	0,012	0,012	<0,01	0,075
	2001	0,16	0,15	0,28	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,07
	2003	0,14	0,17	0,22	0,37	0,15	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,61
	2004	0,15	0,18	0,30	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,07
Limite régl.	2	2,5	5									0,8

B(a)P=benzo(a)pyrène, B(b)F=benzo(b)fluoranthène, F=fluoranthène

* analyses réalisées en 2007, sur des échantillons de 1995 conservés en échantillonnage.

Tableau 9 : Teneurs en HAP, dont le suivi n'est pas obligatoire, des boues utilisées :

		B(ghi)P	B(k)F	IP	AcNy	AcNè	Fè	Ph	A	P	B(a)A	C	DB (ah)A	N
		mg/kg MS												
Boues chaulées (BCH)	1995*	<0,39	0,08	<0,39	<0,79	<0,079	<0,39	<0,39	<0,079	0,36	0,39	0,2	<0,39	<0,39
	1998	<0,25	0,06	<0,25	<0,05	<0,05	<0,25	<0,25	<0,05	<0,05	0,1	0,08	<0,25	<0,05
	2001	<0,25	0,070	<0,25	<0,5	<0,05	<0,25	<0,25	<0,05	0,28	0,11	0,12	<0,25	<0,25
	2003	<0,25	<0,05	<0,25	<0,5	<0,05	<0,25	<0,25	<0,05	0,2	0,07	0,06	<0,25	<0,25
	2004	<0,25	0,05	<0,25	<0,5	<0,05	<0,25	<0,25	<0,05	0,3	0,13	0,07	<0,25	<0,25
Boues non chaulées (BOUE)	1995*	<1,9	<0,38	<1,9	<3,8	<0,38	<1,9	<1,9	<0,38	<0,38	<0,38	<0,38	<1,9	<1,9
	1998	<0,25	0,08	<0,25	<0,05	<0,05	<0,25	<0,25	<0,05	0,41	0,16	<0,05	<0,25	<0,05
	2001	<0,25	0,080	<0,25	<0,5	<0,05	<0,25	<0,25	<0,05	0,44	0,20	0,17	<0,25	<0,25
	2003	<0,25	0,07	<0,25	<0,5	<0,05	<0,25	<0,25	<0,05	0,4	0,2	0,15	<0,25	<0,25
	2004	<0,25	0,07	<0,25	<0,5	0,05	<0,25	0,28	0,05	0,45	0,25	0,19	<0,25	<0,25

B(ghi)P=benzo(ghi)pérylène, B(k)F=benzo(k)fluoranthène, IP=indéno(1.2.3.-cd)pyrène, AcNy=acénaphtylène, AcNè=acénaphène, Fè=fluorène, Ph=phénanthrène, A=anthracène, P=pyrène, B(a)A=benzo(a)anthracène, C=chrysène, dB(ah)A=dibenzo(ab)anthracène, N=naphtalène

* analyses réalisées en 2007, sur des échantillons de 1995 conservés en échantillonnage.

En 2003, les boues non chaulées ont des teneurs en PCB élevées, puisque la somme des 7 PCB est de 0,61 pour un maximum de 0,8 mg/kg MS autorisé pour l'épandage. Ce sont surtout les PCB 28 et 52 qui sont en quantité importante. La station d'épuration a en effet subi une contamination en PCB en janvier 2003. Environ la moitié des boues produites en 2003 a été évacuée en incinérateur, correspondant à la production des 6 premiers mois. La source précise de contamination n'a pas été identifiée. Les boues épandues sur l'essai, bien que conformes à la réglementation sur les épandages, correspondent à la période où les boues ont été incinérées.

La teneur en nonyl phénol, détergent non ionique, est inférieure à la limite de quantification de 0,25 mg/kg MS en 1998. Elle n'a pas été mesurée depuis.

5.8. Caractérisation des engrais minéraux épandus

Compte tenu des teneurs élevées en éléments traces des engrais phosphatés et des teneurs faibles des engrais azotés, tous les engrais phosphatés épandus sont analysés, ainsi qu'environ 2/3 des engrais potassiques et la moitié des engrais azotés (cf. tableau 10). Il n'y a pas eu de fumure de fond épandue en 2005 sur l'essai, donc pas d'analyse d'engrais PK.

Tableau 10 : Teneurs en éléments traces des engrais utilisés

		Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Co	As	Mo	Mn	B
		mg/kg MB												
Super phosphate	1996	31	125	36	0,036	50	2,1	4,5	513	0,37	21	15		147
	1997	25	109	48	<0,029	52	0,9	0,41	714	0,29	8,8	9,1		80
	1998	26,5	130	37	0,083	46	1,4	5,5	588	0,27	0,74	15		57
	1999	26,8	176	38,6	0,023	46,1	1,43	1,33	716	0,25	7,4	12,9	28	68
	2000	25,9	156	34,5	0,029	47,5	1,4	5,46	632	0,23	7,17	18,5	30	92
	2001	22,6	153	32,5	0,029	48,8	1,04	4,13	640	0,28	7,29	12,6	28	70,8
	2002	56,5	188	39,8	0,023	32,1	2,14	0,9	289	4,31	13,7	7,55	141	49
	2003	47,7	199	40,3	0,065	34	2,51	1,5	309	4,57	13,9	5,91	144	74,1
	2004	53,6	192	37,0	0,031	32,3	2,36	1,97	312	4,14	12,3	6,65	153	114
	2006	24,4	400	32,2	0,011	55,8	1,76	3,90	500	0,58	10,2	6,25	18,4	78
Chlorure de potassium	1996	0,016	0,05	1	0,043	0,136	3,68	0,1	0,1	0,29	1,43	0,021		6,9
	1997	0,009	0,12	2,74	<0,012	<0,18	1,03	<0,014	2,39	<0,17	0,03	0,08		4,2
	1999	<0,018	0,25	<4,76	<0,01	0,099	1,28	<0,15	2,28	<0,043	<0,63	0,057	5,16	5,2
	2000	0,044	0,17	<4,84	<0,5	0,031	1,08	<0,3	<1,31	0,017	<0,5	<0,04	2,32	8,2
	2002	<0,02	<1	<5	0,007	1,99	1,15	<0,15	<1,3	<0,1	<0,5	0,084	2,69	<10
	2003	<0,02	<1	<5	<0,001	0,13	0,28	<0,15	<1,3	<0,1	<0,5	0,076	<2	15,9
	2006	<0,02	<1	<5	0,001	0,23	0,18	<0,15	<1,3	<0,1	<0,5	0,081	<2	<10
Ammonitrate	1996	0,02	<0,3	<0,3	<0,1	0,2	0,2	<0,1	1,5	<0,04	0,528	<0,3		4,2
	1999	0,019	0,31	<4,7	<0,066	0,067	0,057	<0,14	<1,28	<0,07	<0,01	<0,036	<1,67	1,4
	2002	0,032	<1	<5	0,007	0,28	0,12	<0,15	<1,3	<0,1	<0,5	0,091	2,2	15,8
	2003	0,02	<1	<5	0,002	0,45	0,16	<0,15	<1,3	<0,1	<0,5	0,05	<2	14,7
	2006*	<0,5	<2	<5	<0,1	2,1	<2	<3	<5	<2	<2	<1	<10	<1

*analyse par le LAS d'Arras.

Les teneurs en composés traces ont été mesurées en 2001 et 2002. Elles sont toutes inférieures aux seuils de quantification, à l'exception du phénanthrène (1,7 mg/kg MS), du fluorène (0,57 mg/kg MS) et de l'antracène (0,11 mg/kg MS) dans l'engrais P de 2001.

Les quantités d'engrais épandues chaque année sont rapportées dans le tableau 11.

Tableau 11 : Quantités d'engrais épandus

	BCH			BOUE			Minéral		
	Ammonitrate 33,5 %	Super triple P 45 %	KCl 60 %	Ammonitrate 33,5 %	Super triple P 45 %	KCl 60 %	Ammonitrate 33,5 %	Super triple P 45 %	KCl 60 %
	kg d'engrais/ha								
1996	150	0	233	195	58	233	495	158	233
1997	434	0	233	434	0	233	479	158	233
1998	434	0	233	434	0	233	479	158	233
1999	150	0	233	300	0	233	513	173	233
2000	493	0	250	508	0	250	538	173	250
2001	510	0	233	539	231	233	539	178	233
2002	300	0	208	270	0	208	480	256	208
2003	320	0	233	275	0	233	484	256	233
2004	254	0	233	194	0	233	433	256	233
2005	567	0	0	597	0	0	642	0	0
2006	283	0	233	283	277	233	283	277	233

5.9. Itinéraire technique

Les cultures ont été conduites de la même façon que celles du champ dans lequel l'essai est implanté, à l'exception de la fertilisation (cf. calendrier en annexe 1). L'essai est irrigué grâce à un canon asperseur sur enrouleur passant au centre du dispositif.

5.9.1. Travail du sol

Jusqu'à l'automne 1999, l'essai est labouré en novembre à 20 cm de profondeur ; le labour a donc enfoui les épandages de 1995 et 1998.

A partir de la campagne 2001, l'agriculteur est passé en technique culturale sans labour. Il a supprimé le labour d'automne, le remplaçant par un décompactage. Les boues sont alors mélangées au sol par un travail superficiel sur 5 cm de profondeur.

5.9.2. Fertilisation

Les épandages de boues et d'engrais N, P et K, à l'exception du premier apport d'azote (et du 2° en 2001), ont été réalisés manuellement, les doses apportées sur chaque micro-parcelle étant différentes.

Les éléments assimilables contenus dans les 2 boues épandues sont pris en compte dans les calculs de fertilisation.

Azote :

Les tableaux 45 et 46 en annexe 7 récapitulent les calculs prévisionnels de fumure azotée.

Au démarrage de l'essai, la disponibilité de l'azote des boues a été choisie à 50 % équivalent engrais pour 1996, puis les arrière-effets ont été considérés à 7 % équivalent engrais pour les 2 années suivantes (cf. tableau 12). D'après les résultats obtenus au premier épandage, la disponibilité de l'azote des boues a été revue : 60 % équivalent engrais pour les boues chaulées et 35 % pour les boues non chaulées en effet direct en 1999, puis 7 % pour BCH et 5 % pour BOUE en arrière-effet en 2000, et enfin 5% pour BCH et 0 % pour BOUE en arrière-arrière-effet en 2001.

Comme la boue chaulée n'a plus été la même en 2001, un test de biodisponibilité de l'azote des 2 boues épandues le 29/10/2001 a été réalisé en laboratoire par SADEF-Recherche (rapport d'étude RS 01-112 a et b). Sur ray-grass avec le sol de l'essai, le coefficient équivalent engrais est de 33 % pour BCH et de 45 %

pour BOUE. Ces coefficients ont été utilisés pour les 3 épandages suivants : octobre 2001 (fumure 2002), mars 2003 (fumure 2003) et mars 2004 (fumure 2004). Il s'agit dans ce cas de 3 effets directs, les arrière-effets cumulés des boues ont été négligés.

Tableau 12 : coefficients équivalent engrais utilisés pour le calcul de fumure prévisionnelle

	BCH		BOUE
	SITEUCE	WIKIRU	Ensisheim
1996	50		50
1997	7 (arrière-effet)		7 (arrière-effet)
1998	7 (arrière-effet)		7 (arrière-effet)
1999	60		35
2000	7 (arrière-effet)		5 (arrière-effet)
2001	5 (arrière-effet)		0 (arrière-effet)
2002		33	45
2003		33	45
2004		33	45
2005 - blé		5 (arrière-effet)	5 (arrière-effet)
2006		0 (arrière-effet)	0 (arrière-effet)

Pour le maïs, le calcul de la fumure azotée repose sur la méthode du bilan simplifié utilisant les fournitures du sol. Les références alsaciennes sont issues d'un réseau de maïs témoin zéro azote en place depuis 1984 par l'ARAA et les chambres d'agriculture. Pour le blé la dose d'engrais a été calculée à l'aide de la méthode du bilan du COMIFER.

Maïs :

La quantité d'azote à apporter est calculée pour un niveau de q quintaux par hectare de maïs grain, q étant choisi en fonction des résultats des années antérieures. Les besoins sont donc de $2,3 \cdot q$ kg/ha.

La fourniture¹² d'azote par minéralisation de la matière organique du sol, en système sans apport de matière organique exogène, est évaluée à 90 kg/ha en 1996, 100 kg/ha par la suite, sur la base des résultats acquis. Sur l'essai, les fournitures se trouvent dans une fourchette comprise entre 80 kg N/ha (en 2002) et 121 kg N/ha (en 1996), la moyenne se situant à 100 kg N/ha (cf. figure 6).

L'azote non utilisable du sol¹³ est estimé à 10 kg/ha, après comparaison des résultats compilés en 1994 sur ce type de sol (ARAA, 1994). Sur l'essai, l'azote non utilisable varie de -6 kg N/ha à 64 kg N/ha, pour une moyenne de 12 kg N/ha. Cette forte variation est due au fait que nous ne nous situons pas à l'optimum de fertilisation azotée pour le traitement Minéral, puisque nous n'avons pas de courbe de réponse à l'azote à notre disposition.

Blé :

$$X = N_f + RAR - (RSH + MinH + MinAE + MinRR)$$

Avec X = dose d'engrais en kg N/ha

N_f = besoins du blé de 3 kg N/quintal de grain ; niveau de rendement attendu de 80 q/ha

RAR = reliquat attendu après la récolte du blé : 20 kg N/ha

RSH = reliquat sortie hiver, mesuré sur 0-60 cm

MinH = minéralisation de l'humus, calculée à partir du C/N du sol, de la profondeur de l'horizon travaillé, de la densité apparente du sol, de la température moyenne, du taux de CaCO₃ du sol et du taux d'argile

MinAE = minéralisation des boues en arrière effet : 5% de l'azote des boues épandues en 2004

MinRR = minéralisation des résidus du maïs grain précédent : -10 kg N/ha.

¹² La fourniture du sol se mesure par la quantité d'azote absorbée par une culture non fertilisée (témoin zéro azote).

¹³ L'azote non utilisable représente la différence de reliquat à la récolte entre un traitement minéral à l'optimum de fertilisation et un traitement zéro azote.

L'essai, localisé en zone vulnérable, est conforme aux arrêtés d'application de la directive « Nitrates », notamment en termes de période d'épandage et de dose d'épandage.

En Alsace, se sont succédés 3 arrêtés préfectoraux interdépartementaux, instituant les 1^{er}, puis le 2^{ème}, et enfin le 3^{ème} programmes d'actions dans les zones désignées comme vulnérables à la pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole, le 26/9/1997, le 3/12/2002 et le 17/02/2005.

La date d'apport des boues en novembre n'est pas conforme aux recommandations de l'arrêté ministériel du 22/11/1993 relatif au Code des Bonnes Pratiques Agricoles. En effet, les fertilisants de type II (C/N<8) ne doivent pas être épandus avant le 15 janvier sur sol nu. En Alsace, une dérogation autorisait ces épandages à partir du 1^{er} novembre, pour des raisons climatiques, et ce jusqu'au 3/12/2002. L'arrêté du 3/12/2002 a supprimé cette dérogation. Par conséquent, le 1^{er}, 2^{ème} et 3^{ème} épandages ont été réalisés en novembre 1995, 1998 et 2001, et les épandages suivants ont eu lieu en mars 2003 et 2004. Comme l'exigent les arrêtés successifs, les doses de boues choisies ne dépassent pas la limite de 210 kg N/ha pour les épandages de 1998 et 2001, et de 170 kg N/ha pour l'épandage de 2003. L'épandage de 2004 dépasse légèrement la limite de 170 kg N/ha. Il faut cependant savoir que la dose de 170 kg/ha peut être dépassée sur une parcelle, puisque la dose doit être calculée sur le total de la surface potentiellement épandable.

Phosphore :

Blé :

Le sol étant correctement pourvu en P et K et le blé étant peu exigeant, une impasse de la fumure de fond a été réalisée en 2005.

Maïs :

L'assimilabilité du P₂O₅ des boues non chaulées est considérée comme étant équivalente à celle d'un engrais de type superphosphate et comme étant équivalente à 70 % de celle d'un engrais pour les boues chaulées (Sommellier et al., 1996). Contrairement à l'azote, le phosphore se raisonne sur plusieurs années. Il est apporté de façon à ce que le bilan soit équilibré en P₂O₅ supposé disponible avant chaque nouvel épandage (cf. tableau 47 en annexe 7). Les boues chaulées de WIKIRU apportent beaucoup de P₂O₅ supposé disponible, plus que ce qu'apporterait un agriculteur sous forme minérale. Nous avons donc délibérément choisi de ne pas aligner avant chaque épandage les 3 traitements sur WIKIRU, mais de les aligner progressivement. L'année 2006 étant la dernière de l'essai, les 3 traitements ont reçu la même quantité cumulée de P supposé disponible.

L'agriculteur nous a par ailleurs informés d'une erreur de manipulation lors de l'épandage de la fumure de fond sur le reste de sa parcelle. Ainsi les traitements Minéral et BCH du bloc 3 ont reçu un équivalent de 440 kg/ha de 18-28 (engrais binaire P, K, soit 79 kg P₂O₅/ha), le 10/11/96. En conséquence, aucun apport phosphaté n'a été pratiqué au printemps 1997 pour le traitement Minéral du bloc 3.

Potassium :

Les quantités d'engrais potassique apportées sont identiques sur les 3 traitements : 140 kg K₂O/ha chaque année, en avril, sauf en 2005 où aucun apport n'a été réalisé sur blé.

5.10. Paramètres suivis

Des paramètres agronomiques classiques sont suivis dans le sol (C organique, pH, CEC...), dans le maïs (éléments majeurs comme N et P, rendement...) et dans les boues (N, P, pH...).

Les éléments traces sont mesurés de façon à pouvoir calculer des bilans entrées-sorties de l'agrosystème :

- Eléments totaux dans le sol et les cultures : Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn, Co, As, Mn, B
- Eléments totaux dans les engrais et les boues : Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn, Co, As, Mo, Mn, B
- Eléments extractibles à l'EDTA dans le sol : Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Co, Mn
- Eléments extractibles au CaCl₂ dans le sol : Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Co, Mo, Mn, B (eau, pas CaCl₂)

Les composés traces sont également suivis : PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180, benzo(a)pyrène, benzo(b)fluoranthène, fluoranthène, benzo(ghi)pérylène, benzo(k)fluoranthène, indéno(1.2.3.-cd)pyrène, acénaphthylène, acénaphthène, fluorène, phénanthrène, anthracène, pyrène, benzo(a)anthracène, chrysène, dibenzo(ab)anthracène, naphthalène.

La fréquence des analyses est exposée dans les tableaux 48 à 51 en annexe 7.

5.11. Méthode d'échantillonnage et de préparation des sols et des végétaux

5.11.1. Prélèvements de terre pour analyses physico- chimiques

Un échantillon de terre pour analyses est prélevé sur chacune des micro-parcelles, pour chacune des profondeurs : 0-20, 20-40 et 40-60 cm.

Chaque échantillon est une partie d'un mélange de 16 prélèvements élémentaires, réalisés avec une tarière manuelle, puis homogénéisés dans un bac en plastique, aliquotés et conditionnés en sacs plastique. Lorsque seules des analyses de reliquats azotés et de phosphore sont à réaliser, il s'agit d'un mélange de 8 prélèvements seulement.

A partir de 2004, les horizons échantillonnés sont 0-5, 5-20, 20-40 et 40-60 cm, pour prendre en compte la conduite de la parcelle en non labour.

Déterminations : éléments traces, composés traces, N minéral, P Olsen, P isotopiquement échangeable, CEC, C organique, pH...

5.11.2. Prélèvements de terre pour analyse de biomasse microbienne

Douze échantillons élémentaires de terre issus de l'horizon 0-20 cm sont prélevés à la tarière sur chacune des micro-parcelles. Les 12 échantillons élémentaires sont mélangés puis une aliquote est conditionnée dans un sac plastique à congélation pour former 1 échantillon. L'analyse a été réalisée sur sol non séché, rapidement après le prélèvement.

Déterminations : biomasse microbienne (en nov. 1998 uniquement).

5.11.3. Prélèvements de terre pour analyse de la structure des communautés microbiennes

Cinq échantillons élémentaires de terre issus de l'horizon 5-10 cm sont prélevés sur chacune des micro-parcelles, un échantillon à chaque coin et un au milieu. Le prélèvement est réalisé à l'aide d'une cuillère stérile, une par micro-parcelle, et les 5 échantillons élémentaires sont conditionnés dans un sac plastique stérile pour former 1 échantillon. Un échantillon est ainsi réalisé par micro-parcelle et conditionné dans une glacière pour le transport jusqu'au laboratoire où les échantillons sont congelés à -20 °C jusqu'à l'analyse.

En septembre 2005, le sol étant très dur et sec, l'horizon prélevé a été 2-6 cm.

Déterminations : structure des communautés bactérienne et fongique.

5.11.4. Prélèvement de maïs pour diagnostic foliaire au stade floraison femelle

Préalablement au prélèvement des végétaux, un comptage de la densité du maïs et un "démariage" des plants dans les placettes sont réalisés tous les ans au stade 8 - 10 feuilles début juin. Le peuplement est ramené à un même nombre de pieds sur 10 m de long pour chacun des rangs identifiés pour la récolte et le diagnostic foliaire.

Le prélèvement pour diagnostic foliaire est réalisé aléatoirement dans chaque micro-parcelle à l'exception des rangs suivants :

⇒ 3 rangs de bordure.

⇒ 3 rangs identifiés pour la récolte.

Un prélèvement de 25 feuilles par micro-parcelle est effectué aléatoirement. La feuille prélevée est la feuille de l'épi, au stade brunissement des soies en juillet. Les feuilles sont nettoyées à l'eau déminéralisée. Seul le tiers médian, débarrassé de la nervure centrale, est conservé pour l'analyse.

Déterminations : humidité, éléments traces (en 1996, 1997, 1998).

5.11.5. Prélèvement de maïs pour évaluation du rendement en grains.

A la récolte, dans chaque micro-parcelle, sur deux rangs identifiés, et sur 9 mètres de long, les épis sont prélevés après épanouillage. Ces épis sont conditionnés dans des sacs en maille, type sac à pomme de terre, afin de permettre une bonne aération des échantillons. Ces échantillons sont battus à poste fixe.

Déterminations : Rendement grains, PMG (poids de mille grains), humidité.

5.12.6. Prélèvement de maïs pour évaluation de la biomasse aérienne produite.

Dans chaque micro-parcelle, sur un rang identifié, et sur 9 mètres, les épis sont prélevés entiers. Ils sont pesés sur une bascule de précision 50 g.

Un sous-échantillon de 10 épis est réalisé. Ces épis sont également conditionnés en filet.

Sur les plantes où ces épis ont été prélevés, les parties végétales restantes sont coupées. Elles sont pesées et un sous-échantillon de 5 plantes est effectué. Ces échantillons sont conditionnés en filets.

Les plantes non exportées sont replacées sur les micro-parcelles correspondantes ; elles retournent ainsi au sol, comme les résidus de culture.

Déterminations : humidité, azote et phosphore.

5.11.7. Prélèvement de maïs pour évaluation des prélèvements en éléments traces et composés traces organiques

Vingt-cinq épis sont prélevés de manière aléatoire dans chaque micro-parcelle (à l'exception des deux rangs de bordure). Les échantillons sont conditionnés dans des filets.

Le grain est séparé manuellement du reste de l'épi. Après séchage à 48 °C, les échantillons de grains sont transmis à SADEF-Laboratoire.

Déterminations : humidité, éléments traces, composés traces, taux d'amidon du grain.

Les parties végétales correspondantes de 5 plantes sont prélevées. Les cannes sont conditionnées en sac filet. Ces cannes, auxquelles sont ajoutées les rafles et spathes de cinq épis, sont transmises après séchage, à SADEF-Laboratoire.

Déterminations : humidité, éléments traces, composés traces.

5.11.8. Prélèvement de blé

A la récolte, dans chaque micro-parcelle, 4 placettes de 1 mètre sur 1 mètre sont fauchées au sécateur à 15 cm du sol. Les gerbes sont liées et conditionnées dans des sacs de polypropylène tissé. Ces échantillons sont battus à poste fixe.

Déterminations : Rendement grains, PMG (poids de mille grains), humidité, éléments majeurs, éléments traces.

5.11.9. Prélèvement de lombrics

Une méthode mixte (irrigant + tri manuel) a été utilisée. L'irrigant choisi est la moutarde du commerce, diluée à 15 g/l. Un volume de 5 litres est versé sur une surface de 0,09 m². Au bout de 10 mn, la surface est bêchée sur 30 cm de profondeur. La terre ainsi prélevée est triée manuellement, les vers de terre sont capturés et maintenus à l'ombre dans de l'eau. Au laboratoire ils sont pesés et identifiés.

Quatre répétitions sont effectuées par micro-parcelle. Seuls 3 blocs ont été testés, les blocs 1, 2 et 4.

5.11.10. Stockage des échantillons

Tous les échantillons secs, de terre, de boue, d'engrais, de végétaux, analysés sont ensuite conservés dans une armoire métallique en sous-sol dans les locaux de la Mission recyclage. A partir de 2008, ils seront stockés avec les échantillons des essais de Colmar et de Bergheim, dans une échantillothèque en sous-sol à l'INRA de Colmar. La pièce est obscure et thermostatée. Les flacons sont en verre boro-silicaté, fermés avec des bouchons de polypropylène. Une base de données sous access permet à l'INRA de gérer les échantillons de l'échantillothèque.

5.12. Méthodes d'analyse des échantillons

Toutes les analyses chimiques et physiques ont été réalisées par le laboratoire de la SADEF à Aspach-Le-Bas (68). Les analyses en composés traces sont sous-traitées à l'IRH à Nambenheim (68). L'engrais azoté de 2006 a été analysé par le LAS de l'INRA d'Arras.

Les analyses de dilution isotopique du P ont été réalisées à l'INRA de Bordeaux dans le laboratoire de C. Morel.

L'analyse de la biomasse microbienne a été faite à l'INRA de Dijon dans le laboratoire de R. Chaussod.

L'analyse de la structure des communautés microbiennes a été effectuée à l'IUT de Colmar, par l'équipe de T. Lebeau du laboratoire Gestion des Risques et Environnement de l'Université de Haute-Alsace (cf. annexe 6 pour davantage de détails sur la méthode).

Les lombrics ont été capturés et identifiés par Y. Capowiez de l'INRA d'Avignon.

Les tableaux 52 à 55 en annexe 7 exposent les méthodes d'analyses utilisées.

5.13. Analyses statistiques

Les logiciels statitcf ou statbox ont été utilisés pour les analyses de variance (seuil 5 %). Dans les tableaux de résultats, les lettres différentes signalent des groupes statistiquement différents. Le résultat noté en gras correspond à la valeur statistiquement la plus élevée.

6. EFFET DES EPANDAGES SUR LE SOL : RESULTATS ET DISCUSSION

6. EFFET DES EPANDAGES SUR LES SOLS : RESULTATS ET DISCUSSION

Seuls les résultats statistiquement significatifs sont commentés. Lorsque des résultats statistiquement non significatifs sont décrits, il est précisé qu'ils sont « non significatifs » ou alors on parle de « tendance ».

6.1. Effet du non labour sur le profil

- Résultats

La comparaison de la fosse de 1995 avec les 3 de 2006 permet d'observer des modifications, dont certaines peuvent être attribuées aux effets du non labour, indépendamment du traitement appliqué : (i) la répartition de la matière organique et (ii) la densité apparente (tableau 13). Attention, les mesures sur les fosses ont été réalisées sans répétition ; il faut les prendre avec précaution (cf. annexe 5).

Le taux de matière organique augmente fortement dans l'horizon 0-5 cm (1,8 à 2,4 %) et baisse dans l'horizon 5-20 cm (1,8 à 1,4) par rapport à l'horizon homogène 0-20 cm de 1995.

La teneur en MO augmente dans l'horizon 40-80 cm (1,0 à 1,3 %).

La densité apparente de la terre fine est équivalente en 2006 dans 0-5 cm (1,54) et en 1995 dans 0-20 cm (1,50). L'horizon sous-jacent 5-20 cm de 2006 (1,72) est plus dense que le 0-20 cm de 1995 (1,50).

La densité n'a pas varié dans l'horizon 20-40 cm (1,60 et 1,67). En revanche, elle est plus faible en 2006 dans 40-80 cm (1,59) qu'en 1995 (1,70).

On aboutit à un profil inversé entre 1995 et 2006 du point de vue des densités : plus dense en profondeur qu'en surface en 1995 et plus dense en surface qu'en profondeur en 2006.

Globalement, le stock de matière organique estimé sur 80 cm a légèrement augmenté entre 1995 et 2006 (augmentation de 10 t/ha). Cette augmentation provient essentiellement de l'augmentation du stock de MO dans 40-80 cm. Si l'on calcule un taux moyen de MO dans 0-80 cm, il augmente de 0,1 % entre 1995 et 2006 (1,28 à 1,38%).

Tableau 13 : Mesures réalisées sur les 4 fosses.

	Horizon (cm)	Da	RU (mm)	MO (%)	pH eau	CEC (meq/100g)	S/T (%)
1995	0-20	1,5		1,8	6,0	12,8	85
	20-40	1,6		1,4	6,2	12,3	Sat
	40-80	1,7		1,0	6,8	14,9	Sat
	80-120			1,2	7,2	16,8	Sat
	120-140			0,7	8,3	10,5	Sat
2006 - BCH	0-5	1,65	8,8	2,4	7,2	12,9	Sat
	5-30	1,75	45,1	1,4	7,1	12,5	Sat
	30-60	1,60	51,3	1,3	7,0	20,9	Sat
	60-70	1,52	6,1	1,5	7,8	20,5	Sat
	70-90	1,59	28,3	1,0	7,9	19,3	Sat
	90-150	1,52	21,8	0,9	7,8	17,4	Sat
2006 - BOUE	0-5	1,52	8,9	2,4	6,1	11,9	79
	5-20	1,71	26,9	1,6	6,0	12,2	82

	Horizon (cm)	Da	RU (mm)	MO (%)	pH eau	CEC (meq/100g)	S/T (%)
	20-40	1,70	33,6	1,4	6,0	15,1	89
	40-110	1,64	121,9	1,2	7,0	18,7	Sat
	110-160	1,57	39,0	1,0	7,3	18,8	Sat
2006 - MIN	0-5	1,46	8,2	2,4	6,1	12,1	84
	5-20	1,69	25,6	1,3	5,9	12,9	90
	20-40	1,62	33,5	1,3	6,2	15,7	Sat
	40-80	1,54	68,5	1,3	7,0	17,8	Sat
	80-120	1,65	15,4	1,2	7,3	18,6	Sat

- **Interprétation**

Le travail superficiel à 5 cm conjugué à un taux de MO important conduit à une densité équivalente des horizons 0-5 cm en 2006 et 0-20 cm 1995.

L'absence de travail profond conduit à une diminution de la macroporosité dans 5-20 cm.

C'est peut-être la diffusion de la MO de la surface vers la profondeur qui a allégé l'horizon 40-80 cm.

Le gradient de MO observé dans 0-20 cm en 2006 est dû à l'arrêt du retournement de l'horizon par la charrue : l'horizon n'est plus homogénéisé et la MO s'accumule en surface. L'horizon 0-5 cm est enrichi et 5-20 cm est appauvri par rapport à 1995.

Les résidus de récolte non enfouis par la charrue constituent une source de nourriture pour les vers de terre anéciques et leur habitat n'est plus détruit par le labour. Ils se multiplient et entraînent la matière organique en profondeur, puisqu'ils se nourrissent en surface et vivent en profondeur. C'est ainsi que l'horizon 40-80 cm s'enrichirait en MO.

En conclusion, le profil est plus riche en MO : moins de minéralisation en surface car moins d'oxygénation, température du sol moindre en surface, moindre accessibilité des MO aux microorganismes (ADEME et al, 2007) et elle se concentre en surface et une partie est redistribuée vers 40-80 cm.

Souvent une acidification des premiers centimètres est observée avec le non labour, suite à l'accumulation de MO et de ses processus de dégradation produisant des protons (ITADA, 2005). Ceci n'a pas été montré sur cet essai.

6.2. Effet des épandages sur les paramètres physico-chimiques du sol (hors micro-polluants)

- **Résultats**

Par rapport au témoin Minéral, les épandages de boues chaulées ont augmenté le pH jusqu'à l'horizon 20-40 cm, le calcium échangeable, la somme des cations et le taux de saturation jusqu'à 5-20 cm. La teneur en C organique tend à augmenter dans BCH et BOUE par rapport à Minéral, mais cet accroissement n'est significatif que dans l'horizon 5-20 cm du traitement BOUE (tableau 14).

Les épandages n'ont pas modifié les autres bases échangeables, ni la CEC Metson du sol, ni le taux de carbonates totaux.

Tableau 14 : En 2006, après 5 épandages, effets significatifs des traitements sur les paramètres physico-chimiques du sol (hors micro-polluants), par horizon (mesures sur les 12 micro-parcelles)

	Traitement	Somme des cations	Taux de saturation	pH eau	CaO éch	C orga
		még/100g	%		g/kg	g/kg
0-5 cm	BCH	15,3 a	112 a	7,30 a	3,52 a	14,1
	BOUE	10,5 b	84 b	6,15 b	2,17 b	14,7
	Minéral	9,9 b	82 b	6,03 b	2,04 b	13,3
5-20 cm	BCH	14,5 a	108 a	7,28 a	3,42 a	10,5 ab
	BOUE	11,1 b	87 b	6,22 b	2,47 b	11,1 a
	Minéral	10,7 b	86 b	6,18 b	2,42 b	9,7 b
20-40 cm	BCH	17,1	110	7,02 a	3,95	7,8
	BOUE	14,8	99	6,40 b	3,46	8,0
	Minéral	14,5	101	6,38 b	3,37	7,9
40-60 cm	BCH	20,0	122	7,22	4,69	6,6
	BOUE	20,0	123	7,00	4,69	6,9
	Minéral	19,8	113	6,85	4,55	7,1

Les épandages n'ont pas modifié la réserve utile, ni les humidités au point de flétrissement et à la capacité au champ (pas de différence entre les 3 fosses) (tableau 15 et annexe 5). Ni l'apport de matière organique, ni l'augmentation du pH n'ont permis une meilleure rétention en eau, qui aurait été pourtant utile dans ce sol irrigué. Attention, les résultats ne sont issus que d'une mesure ; il faut les prendre avec précaution.

La RU a été estimée par la formule :
 $RU = h \cdot Da \cdot (Hcc - Hpf) \cdot (100 - \text{taux cailloux}) / 100$
 avec RU en mm
 h : hauteur de l'horizon en dm
 Da : densité apparente de la terre fine, mesurée.
 Hcc et Hpf mesurée au laboratoire (pF 2,8 et 4,2)
 Taux de cailloux : refus à 2 mm, en masse.

Tableau 15 : RU en mm (calculée sur les 3 fosses)

	Minéral	BOUE	BCH
RU 0-20 cm	33,8	35,8	35,9
RU sur le profil d'enracinement	151	150	140

• ***Interprétation***

L'augmentation du pH du sol dans le traitement BCH est à relier directement à l'apport de chaux par la boue. Cet apport de chaux $Ca(OH)_2$ libère dans le sol à la fois des ions Ca^{2+} , qui augmentent les quantités de calcium échangeable, et des ions $(OH)^-$ qui font croître le pH. L'augmentation du Ca échangeable fait augmenter mathématiquement la somme des cations échangeables, qui elle-même fait augmenter le taux de saturation, puisque la CEC Metson reste inchangée, puisqu'elle est par définition mesurée à pH 7.

La boue non chaulée a peut-être un léger effet d'amendement organique, mais d'amplitude très faible au regard des tonnages apportés.

Les effets des boues sont observables jusque dans l'horizon 20-40 cm, soit en-dessous de l'horizon d'incorporation des boues. Le sol a la capacité à se fissurer et les bases et la matière organique peuvent emprunter ces chemins préférentiels et descendre rapidement dans le profil.

NB : Le taux de saturation est parfois supérieur à 100 %, car il est globalement surestimé, car le $CaCO_3$ est solubilisé lors de l'analyse, alors qu'il n'est pas sur le complexe argilo-humique (la somme des cations est surestimée car Ca échangeable est surestimé).

6.3. Effet fertilisant des boues

6.3.1. Les boues chaulées, un amendement basique efficace

- **Résultats**

Après 5 épandages de boues chaulées, le pH est de 1,25 unités plus élevé pour le traitement BCH que les traitements BOUE ou Minéral, dans l'horizon 0-5 cm, d'1 unité dans 5-20 cm et de 0,6 unité dans 20-40 cm. L'augmentation n'est pas significative dans l'horizon 40-60 cm (cf. tableau 16).

L'effet sur le pH se ressent dès le 1er épandage dans l'horizon de surface, avec une valeur plus élevée de 0,5 unité.

Tableau 16 : pH des différents horizons

		0-5 cm	5-20 cm	20-40 cm	40-60 cm
1995 (nov)	Futur BCH	5,7		5,9	6,7
	Futur BOUE	5,7		6,0	6,7
	Futur Minéral	5,8		6,0	6,6
1998 (nov)	BCH	6,4 a		6,6 a	7,0
	BOUE	5,9 b		6,2 ab	6,9
	Minéral	5,8 b		6,1 b	6,8
2001 (nov)	BCH	6,6 a		6,9 a	7,1
	BOUE	6,0 b		6,2 b	7,0
	Minéral	6,0 b		6,3 b	6,9
2004 (mars)	BCH	7,45 a	7,17 a	7,03 a	7,2
	BOUE	6,22 b	6,1 b	6,3 b	6,93
	Minéral	6,2 b	6,2 b	6,38 b	6,9
2006 (nov)	BCH	7,30 a	7,28 a	7,02 a	7,2
	BOUE	6,15 b	6,22 b	6,40 b	7,0
	Minéral	6,03 b	6,18 b	6,38 b	6,9

- **Interprétation**

Cette observation confirme que les boues chaulées sont un amendement basique très efficace.

Il serait intéressant de mesurer le pH du sol dans quelques années, puisque les épandages ne sont plus effectués sur cette parcelle. Ainsi, on pourrait mesurer la durée de cet effet basique, d'une part, et, d'autre part, évaluer la durée de l'immobilisation de certains éléments traces dans le sol avec l'augmentation du pH (cf 6.4.2 et 7.2.1.1).

6.3.2. Les 2 boues ont un effet d'engrais azoté

Le but premier de l'essai est d'étudier les transferts d'éléments traces vers les cultures. La fertilisation azotée est volontairement non limitante pour ne pas perturber ces transferts. Par ailleurs, nous n'avons pas de courbe de réponse à l'azote. Nous ne sommes donc pas en conditions idéales pour étudier l'effet fertilisant azoté des boues. Néanmoins, cette expérimentation donne quelques pistes.

6.3.2.1. Reliquats azotés avant le semis suivant l'épandage de boues

- **Résultats**

Les reliquats azotés avant semis (azote minéral mesuré sur 0-60 cm) représentent l'azote minéral immédiatement disponible pour le maïs, s'il n'est pas lessivé d'ici le mois de juin, période où le maïs commence à absorber beaucoup d'azote. Les racines vont jusqu'à 1,35 m, mais la densité racinaire est bien plus importante dans les cinquante premiers centimètres (cf. annexe 4).

Les reliquats azotés avant le semis de maïs ont été réalisés en avril 1996, 1999 et 2002 pour évaluer le comportement au cours de l'hiver des boues épandues en novembre 1995, 1998 et 2001. Il faut cependant garder à l'esprit qu'entre novembre et avril, du lessivage d'azote a pu intervenir. Le tableau 56 en annexe 7 donne les moyennes par traitement.

- **Interprétation**

En 1996 :

Peu de différences sont mises en évidence entre le traitement Minéral et le traitement BOUE. Par ailleurs la variabilité entre placettes, au sein d'un même traitement, est correcte.

Pour le traitement BCH, on note des quantités d'azote dans le sol plus élevées d'environ 50 kg/ha et une grande variabilité entre les placettes. En excluant les résultats du bloc 3 sur ce traitement, l'écart type et le coefficient de variation sur l'horizon de surface sont ramenés respectivement à 2,5 et 9 %.

Lors du prélèvement de terre sur le traitement BCH, la présence de boues non décomposées a été observée dans un horizon 15-30 cm, ce qui peut expliquer la forte variabilité.

Le maïs dispose de 50 kg/ha supplémentaires d'azote au semis, provenant de la minéralisation des boues BCH (ou de l'augmentation de la minéralisation de l'humus du sol par le relèvement du pH). Dans ce cas, l'apport des 50 kg/ha d'azote minéral au semis aurait pu être réduit ou différé.

Par contre, avec BOUE, l'apport d'azote au semis est justifié.

En 1999 :

Les reliquats azotés sont plus élevés de 37 à 63 kg/ha sur les traitements ayant reçu des boues. Si cet azote n'est pas lessivé entre fin avril et mi juin –en Alsace, le lessivage de printemps est une réalité-, le maïs pourra bénéficier de cet azote en juin. Là encore, il y a davantage d'azote minéral dans le traitement BCH que dans le traitement BOUE.

En 2002 :

Les reliquats azotés sont plus élevés de 21 à 24 kg N/ha pour les traitements comportant des boues. En 2002, les reliquats sont identiques pour les 2 boues. Cet azote minéral supplémentaire est nitrique, les quantités d'azote sous forme ammoniacale étant équivalentes pour les 3 traitements

S'il n'est pas lixivié entre fin avril et juin, cette vingtaine de kilogrammes d'azote par hectare est disponible pour le maïs lorsqu'il a de forts besoins en azote en juin.

6.3.2.2. Reliquats azotés sortie d'hiver sous blé

Les reliquats azotés effectués le 8/02/2005 ont servi à piloter la fertilisation azotée du blé (cf. 6.10). Ils nous renseignent aussi sur l'arrière effet azoté des boues épandues en mars 2004.

Onze mois et une culture de maïs après le dernier épandage, les quantités d'azote minéral dans le sol sont statistiquement plus élevées d'environ 10 kg N/ha dans le traitement BCH (cf. tableau 57 en annexe 7). Le traitement BOUE ne contient pas davantage d'azote que le traitement Minéral ; ce qui ne signifie pas que les boues non chaulées ne vont pas se minéraliser et produire de l'azote minéral pour le blé au printemps.

6.3.2.3. Mobilisations d'azote par la culture

- **Résultats**

Les teneurs en azote des racines n'ayant pas été mesurées, les mobilisations en azote pour la plante entière ont été évaluées en tenant compte d'un coefficient multiplicatif de 1,1, qui intègre les 10 % de l'azote des racines (cf. tableau 17).

Les mobilisations ne sont pas différentes entre les traitements, sauf en 2006. La mobilisation est significativement plus élevée cette année-là pour le traitement BCH. La production de biomasse est en effet plus forte pour ce traitement. La teneur en azote de cette biomasse n'est pas statistiquement plus élevée. Par contre il y a une tendance dans ce sens en 2006.

Tableau 17 : mobilisations d'azote par la culture

		Par hectare	Par tonne de biomasse	Par quintal de grain
		kg N/ha	kg N/t MS	kg N/q
1996	BCH	220	11,7	2,0
	BOUE	195	11,1	1,9
	Minéral	210	12	1,9
	Témoin zéro N	121	9,5	1,6
1997	BCH	287	10,8	2,5
	BOUE	282	10,5	2,3
	Minéral	294	10,6	2,5
	Témoin zéro N	116	8,2	2,7
1998	BCH	264	13,8	2,2
	BOUE	249	13,4	2,2
	Minéral	269	14,2	2,3
	Témoin zéro N	88	9,7	2,0
1999	BCH	252	10,9	2,6
	BOUE	221	10,7	1,9
	Minéral	243	10,9	2,1
	Témoin zéro N	84	10,2	2,0
2000	BCH	257	10,1	2,2
	BOUE	235	10,7	2,1
	Minéral	260	11,6	2,2
	Témoin zéro N	84	8,4	1,8
2001	BCH	210	11,7	1,9
	BOUE	183	10,9	1,6
	Minéral	194	11,5	1,8
	Témoin zéro N	nd	nd	nd
2002	BCH	178	9,7	1,8
	BOUE	175	9,8	1,8
	Minéral	143	8,9	1,7

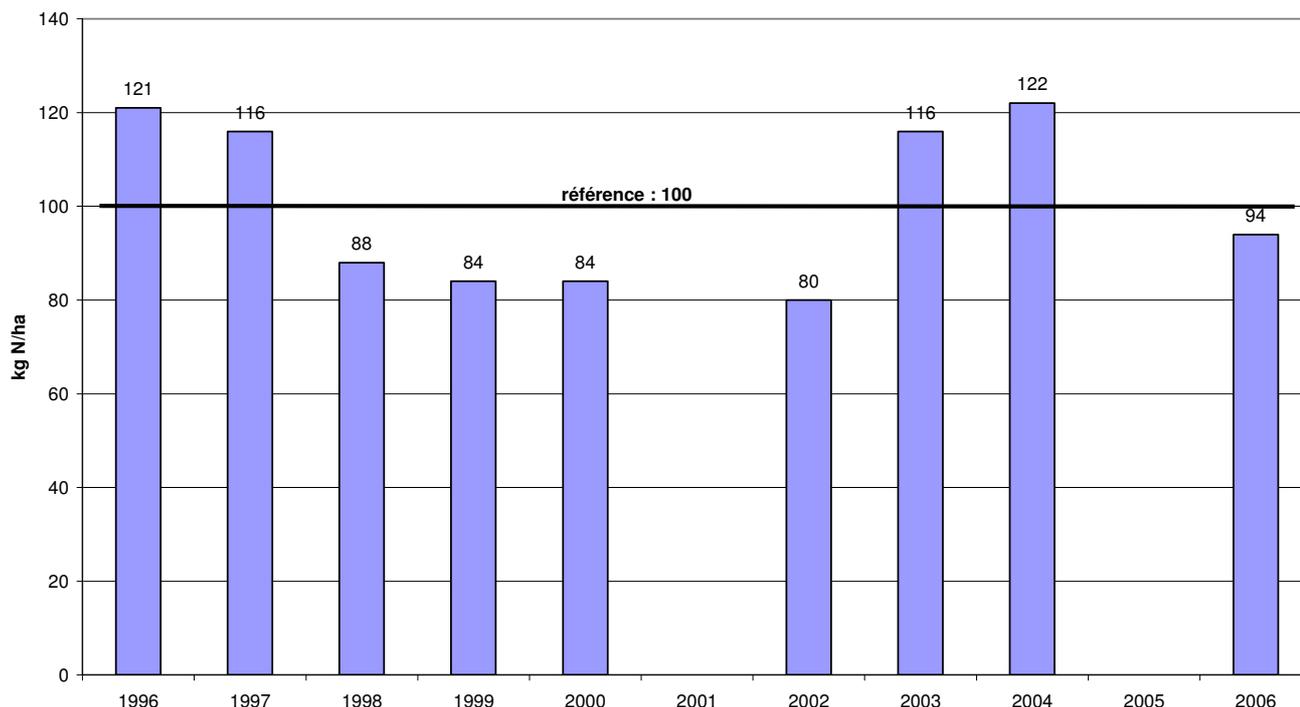
		Par hectare	Par tonne de biomasse	Par quintal de grain
	Témoin zéro N	80	8,9	1,3
2003	BCH	300	10,9	2,5
	BOUE	278	11,1	2,4
	Minéral	279	10,7	2,5
	Témoin zéro N	116	8,0	nd
2004	BCH	237	12,4	2,0
	BOUE	201	11,5	2,0
	Minéral	187	10,8	1,8
	Témoin zéro N	122	9,8	2,0
2005 (blé)	BCH	211	14,5	2,53
	BOUE	213	14,5	2,45
	Minéral	215	13,2	2,44
	Témoin zéro N	67	nd	nd
2006	BCH	275 a	13,6	2,2
	BOUE	214 b	12,9	1,8
	Minéral	220 b	12,9	1,9
	Témoin zéro N	94	9,2	1,5

- **Interprétation**

Maïs :

En moyenne, sur les 10 ans où nous avons les données pour le maïs, les fournitures en azote du sol (azote absorbé par le maïs témoin zéro) sont de 100,6 kg N/ha, ce qui correspond bien au 100 kg N/ha que nous utilisons dans notre plan prévisionnel de fumure. Cependant, ce résultat est faible par rapport à celui que nous attendions, puisque dans ce type de sol, 100 devrait être le 1^{er} quintile (méthode d'établissement de la référence).

La variabilité de ce paramètre est élevée, puisque les fournitures varient de 80 à 120 kg N/ha (Figure 8). Cet effet année montre la difficulté de piloter la fertilisation azotée au plus juste, qui, ajoutée à la difficulté de prévoir la minéralisation de l'azote des boues, expliquent que les traitements ne sont pas toujours à nutrition azotée égale, contrairement à notre objectif de départ. Cependant, nous ne sommes jamais en situation de déficience azotée grave, qui pourrait modifier le comportement des plantes vis-à-vis des éléments traces.

Figure 8 :**Evolution des fournitures en N du sol**

En 1996, les quantités d'azote mobilisées par quintal de grain produit sont relativement faibles.

En 1997, la quantité d'azote par tonne de matière sèche est faible ce qui révèle une bonne efficacité de l'azote absorbé. Mais celle-ci ne s'est pas traduite en grain. En effet, on observe, au contraire, une valeur assez élevée d'azote par quintal de grain.

En 1998, la quantité d'azote prélevée par tonne de MS produite est normale à élevée, ce qui révèle une efficacité moyenne de l'azote absorbé.

En 1999, la quantité d'azote par tonne de matière sèche produite est faible, ce qui révèle une bonne efficacité de l'azote absorbé. Les quantités d'azote mobilisées par quintal de grain produit sont faibles, sauf pour le traitement BCH, qui a absorbé beaucoup d'azote, et fabriqué peu de grain.

En 2000, la quantité d'azote par tonne de matière sèche produite est faible, ce qui révèle une bonne efficacité de l'azote absorbé. Les quantités d'azote mobilisées par quintal de grain produit sont normales.

La nutrition azotée du maïs a été correcte et identique quel que soit le traitement.

En 2001, la quantité d'azote par tonne de matière sèche produite est faible, ce qui révèle une bonne efficacité de l'azote absorbé. Les quantités d'azote mobilisées par quintal de grain produit sont anormalement faibles pour les traitements BOUE et Minéral. Ceci pourrait être le signe d'une fertilisation azotée limitante.

En 2002, les quantités d'azote mobilisées par tonne de matière sèche produite ou par quintal de grain produit sont anormalement faibles. Ceci pourrait être le signe d'une fertilisation azotée limitante, qui expliquerait les rendements décevants. La raison en serait principalement que les fournitures du sol, estimées à 100 kg N/ha dans le plan prévisionnel de fumure, ont été seulement de 80 kg N/ha, provoquant un déficit de 20 kg N/ha. La minéralisation de la matière organique du sol a été la plus faible en 2002.

En 2003, les quantités d'azote mobilisées par tonne de matière sèche produite sont faibles ; par contre, les quantités d'azote mobilisées par quintal de grain sont élevées. La raison est que le maïs a produit peu de grain par rapport à la biomasse verte.

En 2004, les quantités d'azote mobilisées par tonne de matière sèche produite sont normales ; les quantités d'azote mobilisées par quintal de grain sont faibles. Le traitement BCH a absorbé davantage d'azote et fabriqué plus de grain contenant plus d'azote. L'azote a peut-être été facteur limitant du rendement pour les traitements BOUE et Minéral.

En 2006, la quantité d'azote nécessaire pour fabriquer un quintal de grain est plutôt faible pour les traitements BOUE et Minéral. Ceci peut être le signe d'une sous-fertilisation azotée. Nous avons en effet fertilisé pour un niveau de rendement attendu de 80 q/ha. Le potentiel de la parcelle est bien entendu plus élevé, puisqu'elle a été en définitive irriguée. Le traitement BCH ne semble pas avoir souffert de sous-fertilisation azotée. L'arrière-effet des épandages répétés, que nous avons négligé, est sans doute plus important que nous le pensions pour les boues chaulées.

Blé :

La quantité d'azote nécessaire pour fabriquer un quintal de grain est plutôt faible, puisqu'on attendait 3 à 3,2 kg N/q nécessaires pour une variété de ce type.

6.3.2.4. Coefficient apparent d'utilisation (CAU) de l'engrais

- **Résultats**

Le coefficient apparent d'utilisation (C.A.U.) de l'azote exprime la proportion d'azote absorbé par la culture qui provient apparemment de l'engrais. Il ne peut être valablement calculé qu'à l'optimum du couple rendement / azote apporté. Dans nos conditions expérimentales, rien ne nous permet d'affirmer avec certitude que nous sommes dans de telles conditions. Les CAU calculés sont donc à prendre avec une grande précaution (tableau 18).

$$\text{C.A.U.} = \frac{\text{N absorbé par "Minéral"} - \text{N absorbé par "témoin zéro"}}{\text{N apporté par engrais}}$$

En 2001, suite à un malentendu avec l'agriculteur, il n'y a pas de témoin zéro azote, donc pas de calcul du CAU possible.

Tableau 18 : CAU de l'engrais azoté

	CAU
	%
1996	54
1997	111
1998	114
1999	93
2000	98
2001	nd
2002	39
2003	101
2004	45
2005 (blé)	69
2006	133

- **Interprétation**

Le CAU maximum habituel est de l'ordre de 80 % dans ce type de sol pour le maïs et de 60 à 100 % pour le blé. Le CAU mesuré est très variable, de 40 % à plus de 100 %.

Ceci signifie que, d'une part, on ne se situe pas à l'optimum de la courbe de réponse à l'azote, et que, d'autre part, l'hétérogénéité du sol joue, l'endroit où est positionné le témoin zéro azote n'étant pas forcément représentatif de ce qui se passe sur le dispositif central. Plusieurs parcelles témoin zéro azote auraient peut-être résolu en partie le problème.

En 2006, l'essai a été sous fertilisé, ce qui explique le CAU particulièrement élevé. En effet l'essai ne devait pas être irrigué cette année-là, le matériel étant en panne ; la fumure avait été calculée pour un rendement de 80 q/ha en non irrigué. Le matériel d'irrigation a été réparé plus vite que prévu et le maïs, irrigué en juillet et août, a produit un rendement bien supérieur.

Par ailleurs, l'irrigation pourrait amplifier les phénomènes liés à l'hétérogénéité du sol, en apportant de l'azote de façon hétérogène sur l'essai. Or l'eau de la nappe est à environ 25 mg/l de nitrates, ce qui n'apporte que 7 kg N/ha pour 120 mm d'irrigation. Même répandue de façon irrégulière, cela ne peut expliquer les variations de CAU et les CAU parfois très élevés.

D'autre part, une irrigation hétérogène peut aussi avoir un effet indirect, non pas en apportant de l'azote, mais en favorisant une hétérogénéité de production de biomasse.

6.3.2.5. Coefficient équivalent engrais des boues

- **Résultats**

Comme on vient de le voir précédemment (cf 6.3.2.4), le CAU de l'engrais, en valeur absolue, est à prendre avec extrêmement de précaution. Néanmoins il peut être utilisé comme critère de comparaison des différents traitements entre eux.

Ainsi, si l'on considère la méthode utilisée par le COMIFER dans son guide méthodologique pour le calcul de la fertilisation azotée, il est possible d'évaluer le coefficient équivalent engrais (CEE) des deux boues (cf. tableau 19), qui représente la proportion d'azote absorbé par la culture et qui apparemment provient des boues.

$$Nf = N0 + CAU (X+Xa)$$

Nf besoin total du peuplement végétal ou quantité d'azote effectivement absorbé.

N0 quantité d'azote absorbée par une culture non fertilisée

CAU coefficient apparent d'utilisation de l'engrais

X quantité d'engrais azoté apporté

Xa équivalent engrais des apports organiques.

Il en résulte :

$$Xa = \frac{Nf-N0}{CAU} - X$$

L'équivalent engrais des apports organiques peut être exprimé en pourcentage de l'azote apporté par les boues. C'est le coefficient équivalent engrais azoté des boues (tableau 19).

Tableau 19 : coefficients équivalent engrais azoté des boues (% de l'azote apporté par le dernier épandage) : lire le tableau en suivant les années ; les effets directs sont sur fond blanc et les arrière-effets sur fond grisé ; certaines fois, il n'existe pas d'arrière-effet, car les épandages se succèdent tous les ans.

		1° épandage nov 1995		2° épandage nov 1998		3° épandage oct 2001		4° épandage mars 2003		5° épandage mars 2004	
		année	CEE %	année	CEE %	année	CEE %	année	CEE %	année	CEE %
BCH	Effet direct	1996	57	1999	63	2002	86	2003	46	2004	94
	Arrière effet (1°année)	1997	4	2000	6	/	/	/	/	2005	10 (blé)
	Arrière effet (2°année)	1998	4	2001	nd	/	/	/	/	2006	23
BOUE	Effet direct	1996	36	1999	24	2002	99	2003	44	2004	64
	Arrière effet (1°année)	1997	2	2000	0	/	/	/	/	2005	7 (blé)
	Arrière effet (2°année)	1998	2	2001	nd	/	/	/	/	2006	0

- **Interprétation**

Effet direct des boues :

Les effets directs sont variables : il y a l'effet année qui joue, mais aussi l'effet CAU de l'engrais qui est plus ou moins « juste » selon les années.

L'effet direct est plus élevé pour BCH que pour BOUE. Peut-être est-ce un effet positif du relèvement du pH du sol.

De façon opérationnelle, on peut retenir un coefficient équivalent engrais en effet direct d'au moins 50 % pour BCH et d'au moins 30 % pour BOUE.

Arrière-effets :

Les arrière-effets semblent pouvoir être négligés pour les 2 premiers épandages de boues chaulées. Ils n'ont pas été évalués pour le 3^{ème} et 4^{ème} épandages effectués 2 années culturales successives.

Il semble par contre qu'ils soient élevés à l'issue du 5^{ème} épandage. Cet arrière effet est probablement un effet cumulé de trois épandages rapprochés, réalisés d'octobre 2001 à mars 2004.

Pour la boue non chaulée, les arrière-effets peuvent être considérés comme inexistantes.

Rappelons que ces résultats sont à prendre avec une extrême précaution dans la mesure où nous n'avons aucune garantie d'être à l'optimum du couple « rendement/azote apporté ».

6.3.2.6. Reliquats azotés à la récolte

- **Résultats**

Les reliquats azotés à la récolte (azote minéral mesuré sur 0-60 cm) représentent l'azote minéral non consommé par la culture et qui reste après la récolte. En effet, les racines du maïs vont jusqu'à 1,35 m, mais la densité racinaire est bien plus importante dans les cinquante premiers centimètres (cf. annexe 4).

Les reliquats azotés à la récolte résultent de deux phénomènes :

- de l'excédent d'azote mis à disposition par nos techniques de fertilisation (boues, engrais)
- et de la minéralisation qui a eu lieu depuis que le maïs ne prélève plus d'azote, c'est-à-dire d'août à octobre.

Les reliquats reflètent plus nos erreurs d'ajustement du bilan azoté prévisionnel, qu'un effet particulier de la boue.

Il n'y a pas de tendance à de plus ou moins forts reliquats selon les traitements (cf. tableau 58 en annexe 7). En effet, en 1998, les reliquats après récolte sont moindres pour les traitements comportant des boues ; en 2003 par contre, les reliquats sont moindres pour le traitement BCH ; les autres années, il n'y a pas de différence entre traitements.

- **Interprétation**

A condition de bien raisonner la fumure azotée et de prendre en compte l'azote disponible des boues, les épandages de boues n'augmentent pas le risque de reliquat azoté élevé après récolte du maïs, ni par conséquent de risque de lessivage de nitrates en hiver.

6.3.3. Les 2 boues ont un effet d'engrais phosphaté efficace

Les résultats présentés ici ont été obtenus par Christian Morel de l'INRA de Bordeaux, à partir de nos échantillons de terre. Pour plus de détails, se reporter à l'article de Morel et al (2007).

- **Résultats**

Après 11 ans, l'apport annuel moyen de P par les boues est respectivement de 38,3 kg P ha⁻¹ ¹⁴ pour le traitement BOUE et de 53,9 kg P ha⁻¹ pour le traitement BCH. Dans le traitement Minéral 38,4 kg P ha⁻¹ ont été apportés chaque année en moyenne.

Il n'y a pas de différence significative entre les trois traitements pour les quantités de P exportées, à savoir 25,0 kg P ha⁻¹ an⁻¹ en moyenne. Le bilan annuel de phosphore, variation entre l'apport et l'exportation dans les grains, est donc en moyenne excédentaire de +13,7 kg P ha⁻¹ pour Minéral, de +13,3 kg P ha⁻¹ pour BOUE et de +28,5 kg P ha⁻¹ pour BCH.

Le stock de phosphore biodisponible dans les 20 premiers cm de sol a été évalué, presque tous les ans, en mettant en oeuvre deux approches expérimentales. L'une consiste à déterminer l'ensemble des ions phosphates dissous et diffusibles¹⁵ sur une période d'un an ; l'autre consiste à extraire le phosphore au moyen d'une méthode chimique utilisée en routine pour établir un conseil de fertilisation : l'extraction au bicarbonate de sodium, appelée méthode Olsen.

Durant les 11 années d'expérimentation, l'augmentation du stock de P biodisponible est directement proportionnelle au bilan cumulé de phosphore et indépendante de la nature du traitement ; en conséquence la valeur fertilisante phosphatée des deux boues biologiques, chaulée ou non, est égale à celle du superphosphate triple. La variation du stock des ions phosphate dissous et diffusibles pendant un an, due aux apports, est égal au bilan cumulé de phosphore à la parcelle. Cette méthode d'évaluation de la biodisponibilité permet donc de recouvrer expérimentalement la totalité de la variation théorique du stock de phosphore biodisponible.

Par contre, avec l'extraction Olsen, le coefficient de recouvrement du bilan n'est que de 6% soit un coefficient de rétrogradation de 94%.

Pour l'essai d'Ensisheim, la quantité d'ions phosphate dissous et diffusible est donc un indicateur de la quantité de phosphore biodisponible beaucoup plus pertinent que le phosphore extrait par la méthode Olsen.

- **Interprétation**

L'information opérationnelle issue de ces résultats porte sur le conseil agronomique de fertilisation. La biodisponibilité du phosphore apporté sous forme de boues biologiques, chaulée ou non, ne diffère pas significativement de celle de la forme de référence, le triple superphosphate. Dans ce contexte agro-pédologique, un coefficient équivalent engrais de 100% peut donc être utilisé pour raisonner l'épandage de ces boues. Ce résultat permet d'actualiser la brochure de Sommellier et al. (1996) qui indique 70 % de coefficient pour les boues chaulées et que nous avons utilisée pour calculer notre fumure phosphatée.

6.4. Effet des traitements sur les teneurs en micropolluants du sol

6.4.1. Effet des traitements sur les teneurs en éléments traces totaux des terres

Les éléments traces totaux ont été analysés dans le sol en 1995, 1998, 2001, 2004 et 2006. Les épandages de boues chaulées ont eu un effet sur la teneur en Hg de l'horizon de surface, de faible amplitude. Pour les autres éléments, on n'observe pas d'accumulation dans le sol.

¹⁴ Le facteur de conversion pour passer de P en P₂O₅ est de 2,29.

¹⁵ Diffusible : se rapporte ici au mécanisme de diffusion à l'interface solide-solution du sol. La diffusion est un mécanisme très général mais qui se rapporte ici au déplacement des ions phosphate entre la phase solide du sol et la solution sous l'influence de différences de concentrations entre les deux phases. L'existence de ce gradient fait que les ions phosphate se déplacent dans le sens de l'homogénéisation du milieu.

6.4.1.1. Des teneurs en mercure total plus élevées dans l'horizon de surface pour le traitement comportant des boues chaulées :

- **Résultats**

En mars 2004, juste avant le 5^o épandage, les concentrations en mercure sont statistiquement supérieures de 25 % pour le traitement BCH, dans l'horizon 5-20 cm. La même tendance existe pour l'horizon 0-5 cm, sans être statistiquement significative (cf. tableau 20).

En novembre 2006, les concentrations en mercure sont statistiquement supérieures de 33 % pour le traitement BCH, dans l'horizon 0-5 cm.

Tableau 20 : Teneur en mercure des différents horizons (23/03/04 et 09/11/2006)

		0-5 cm	5-20 cm	20-40 cm	40-60 cm
mg/kg MS					
2004	BCH	0,05	0,05 a	0,03	0,02
	BOUE	0,04	0,04 b	0,03	0,02
	Minéral	0,04	0,04 b	0,03	0,02
2006	BCH	0,04 a	0,04	0,03	0,02
	BOUE	0,03 b	0,03	0,03	0,02
	Minéral	0,03 b	0,04	0,03	0,02

- **Interprétation**

La différence significative de teneurs totales en Hg est cohérente avec le calcul du bilan du Hg (cf 8.4). Il faut relativiser cet accroissement de concentration dans le sol : les teneurs restent faibles et dans la gamme des valeurs fréquemment rencontrées sur sols non contaminés.

6.4.1.2. Pas d'autre tendance :

- **Résultats**

Aucune différence statistiquement significative de teneurs en éléments et composés traces -hors cadmium, mercure, bore, sélénium, cobalt - n'est observable entre les traitements (cf. tableau 21). Pour les résultats complets, se référer au tableau 59 de l'annexe 7.

Tableau 21 : Teneur en éléments traces totaux des terres en 1995, 1998, 2001, 2004 et 2006 pour lesquelles il existe une différence significative entre traitements. En 1995, extraction à l'eau régale, puis HF les autres années (sauf pour Mn : HF quelle que soit l'année).

		Traitement	Cd	Cr*	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Co	As	Mo	Mn	B
			mg/kg MS												
0-20 cm	2001	BCH	0,31	63,1	21,2	0,04	38,5	26,5	0,21 b	64,4	14,1	14,8	nd	910	7,1
		BOUE	0,3	62,5	21,2	0,04	37,8	25,8	0,22 b	65,6	14,4	14	nd	880	7,0
		Minéral	0,32	56,8	19	0,04	34,6	26,5	0,25 a	58,6	12,8	14,3	nd	830	6,9
	2004 0-5	BCH	0,33 a	66,3	22,3	0,05	36,9	26,6	0,22	67,6	14,0	14,4	nd	890	6,7 a
		BOUE	0,29 b	64,7	22,3	0,04	37,0	27,0	0,19	65,7	14,1	14,2	nd	890	6,4 a
		Minéral	0,3 b	65,1	21,6	0,04	36,0	27,5	0,19	61,7	14,0	13,7	nd	890	5,6 b
	2004 5-20	BCH	0,33	66,3	21,0	0,05 a	37,4	26,5	0,20	64,7	14,3	14,0	nd	900	6,6
		BOUE	0,32	65,0	23,2	0,04 b	38,7	29,5	0,22	66,2	14,5	14,1	nd	900	6,6
		Minéral	0,30	64,7	20,7	0,04 b	37,2	28,3	0,22	62,5	14,3	14,2	nd	900	5,8
	2006 0-5	BCH	0,31	60,2	18,5	0,04 a	33,0	25,5	0,23	63,1	9,4 b	16,3	<0,3	920	6,3
		BOUE	0,32	61,7	20,4	0,03 b	35,3	26,8	0,19	61,8	11,1 a	16,1	<0,3	910	6,0
		Minéral	0,34	63,1	18,9	0,03 b	35,9	28,0	0,20	59,4	11,6 a	16,1	<0,3	905	7,5
	2006 5-20	BCH	0,31	63,3	21,0	0,04	37,0	26,4	0,18	64,1	11,7	15,3	<0,3	910	6,0 b
		BOUE	0,32	60,7	19,8	0,03	35,6	25,1	0,20	60,4	11,2	15,8	<0,3	935	6,0 b
		Minéral	0,35	30,8	19,3	0,04	37,0	27,0	0,21	64,7	11,4	15,9	<0,3	938	7,9 a
20-40 cm	2004	BCH	0,32 a	74,8	23,5	0,03	43,8	30,0	0,24	69,9	14,7	17,1	nd	930	7,5
		BOUE	0,28 b	72,9	22,7	0,03	44,4	26,7	0,25	71,1	15,1	16,8	nd	930	7,3
		Minéral	0,27 b	71,4	23,9	0,03	43,1	26,7	0,25	69,8	14,8	16,2	nd	930	6,9
40-60 cm	2004	BCH	0,27 a	76,5	22,9	0,02	46,4	24,0	0,21	71,9	14,9	18,0	nd	910	8,0
		BOUE	0,23 b	76,9	23,1	0,02	47,5	23,7	0,25	72,3	15,7	18,4	nd	920	8,2
		Minéral	0,23 b	80,6	24,3	0,02	50,1	25,5	0,28	75,7	16,0	19,2	nd	960	7,5
	2006	BCH	0,24	73,8	21,6	0,02	43,7	24,0	0,19	68,1	12,1	20,3	<0,3	915	7,2 b
		BOUE	0,24	76,0	21,2	0,02	45,1	23,2	0,19	67,2	11,9	20,2	<0,3	925	7,2 b
		Minéral	0,26	75,0	21,2	0,02	46,2	25,2	0,21	69,3	12,6	21,4	<0,3	948	9,9 a

*une valeur aberrante a été ôtée : en 1995, la valeur 84 mg/kg pour le traitement Minéral du bloc 1.

Cd :

En mars 2004, juste avant le 5° épandage, les horizons 0-5, 20-40 et 40-60 cm du traitement BCH ont des teneurs en cadmium statistiquement plus élevées que celles des 2 autres traitements, de 7 %, 11 % et 13 %, respectivement.

B :

En mars 2004, juste avant le 5° épandage, les concentrations en bore sont supérieures de 17 % pour les traitements BCH et BOUE, dans l'horizon 0-5 cm. Ce résultat est à prendre avec précaution, car l'analyse statistique montre une interaction traitements-blocs.

En 2006, on observe le résultat inverse : les concentrations sont plus élevées pour le traitement Minéral, de 32 % dans 5-20 cm et de 38 % dans 40-60 cm. Ceci annule toute tendance.

Se :

En novembre 2001, juste avant le 3° épandage, les concentrations en sélénium sont supérieures de 12 % pour le traitement Minéral, dans l'horizon 0-20 cm.

Co :

En novembre 2006, les concentrations en cobalt sont inférieures de 17 % pour le traitement BCH, dans l'horizon 0-5 cm.

• ***Interprétation***

Une différence significative, une année, ne suffit pas pour faire une tendance. Il s'agit vraisemblablement d'artéfact.

En dehors du Hg, le bilan entrées-sorties des éléments traces est positif pour Cu, Se et Zn (environ +10% pour BCH et +5% pour BOUE) (cf partie 8.4). Ceci n'a pas eu pour conséquence une augmentation décelable des teneurs en ces éléments dans le sol pour les traitements comportant des boues. Il faut des bilans plus élevés (comme +25% en Hg pour BCH) pour qu'ils s'expriment au travers des teneurs dans le sol.

Il n'est pas possible de comparer l'évolution des teneurs entre 1995 et les autres années, puisque la méthode d'analyse a changé. L'eau régale extrait en général moins d'éléments traces que l'acide fluorhydrique, car elle ne dissout pas les silicates dans lesquels peuvent être piégés des éléments. C'est pourquoi les teneurs mesurées en 1995 sont inférieures à celles mesurées les années suivantes pour Cr, Pb et Co.

6.4.2. Effet des traitements sur les teneurs en éléments traces extractibles au CaCl_2 dans les terres

La biodisponibilité d'un élément dans un sol, donc l'exposition des êtres vivants à cet élément, dépend de sa spéciation, c'est-à-dire de sa répartition entre les différentes formes chimiques, autrement dit de sa répartition entre les différentes phases porteuses responsables de sa rétention. La concentration dans la solution du sol apporte une information importante sur cette biodisponibilité, mais elle ne peut suffire, car une partie des éléments adsorbés non spécifiquement, ainsi que des éléments faiblement complexés sont susceptibles d'être absorbés par la racine. Il est possible de simuler ces phénomènes en effectuant des extractions chimiques sélectives, qui isolent les éléments associés à certaines phases identifiées du sol : matière organique, oxydes, argiles...

Ainsi, le B soluble à l'eau évalue la quantité de B présent dans la solution du sol.

Le CaCl_2 est une solution saline non tamponnée, qui entraîne les éléments dits « échangeables », par des réactions d'échange de cations. Les forces impliquées dans cette adsorption non spécifique de 2 molécules chargées sont des forces d'attraction électrostatique plus faibles que des liaisons covalentes ou de coordination. Les éléments s'adsorbent de façon non spécifique sur les minéraux et substances chargées négativement (minéraux argileux, polymères de molécules organiques, oxydes métalliques). L'adsorption des métaux dépend de la teneur en argiles, en matières organiques et de la CEC du sol qui en résulte, mais aussi du pH.

Les extractions au CaCl_2 ont été réalisées 2 fois, en 2004 avant le 5° épandage et en 2006 à la fin de l'essai, pour les éléments pour lesquels cette méthode est appropriée, c'est-à-dire Cd, Cu, Ni, Pb, Zn et Mn.

- **Résultats**

Les quantités échangeables vont de 0,01 % de l'élément total (Pb, Mn) à quelques pour-cents (Cd) (tableau 22).

Les teneurs en Cd, Ni et Mn extractibles au CaCl₂ sont statistiquement supérieures pour les traitements BOUE et Minéral (cf. tableau 60 en annexe 7). Il est à noter que l'influence des traitements dépasse l'horizon superficiel d'enfouissement des boues et va jusqu'à une profondeur qui varie selon les éléments et selon les années.

Les teneurs en Cu et Zn extractibles au CaCl₂ sont plus élevées dans le traitement BOUE et parfois dans le traitement Minéral. Là aussi, l'effet des traitements est détectable plus profondément que l'horizon d'incorporation des boues.

Tableau 22 : En 2006, après 5 épandages, pourcentage d'éléments traces extractibles au CaCl₂, par rapport aux éléments traces totaux, par horizon

Traitement		Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Mn
		% extractible / total					
0-5 cm	BCH	3,0	0,21	0,1	0,024	0,12	0,05
	BOUE	6,1	0,30	1,0	0,017	0,41	0,75
	Minéral	5,7	0,26	1,0	0,015	0,25	0,70
5-20 cm	BCH	3,7	0,18	0,1	0,027	0,14	0,05
	BOUE	3,9	0,25	0,7	0,017	0,25	0,44
	Minéral	4,0	0,25	0,7	0,015	0,17	0,40
20-40 cm	BCH	4,3	0,14	0,1	0,028	0,13	0,08
	BOUE	3,0	0,16	0,5	0,013	0,11	0,29
	Minéral	2,8	0,18	0,5	0,014	0,08	0,25
40-60 cm	BCH	3,7	0,09	0,1	0,027	0,09	0,07
	BOUE	2,1	0,08	0,1	0,014	0,03	0,11
	Minéral	2,0	0,07	0,2	0,015	0,04	0,12

- **Interprétation**

Pour Cd, Ni et Mn, il s'agit très vraisemblablement d'un effet du pH du sol : en milieu acide les éléments Cd, Ni et Mn sont davantage échangeables, et plus mobiles qu'en milieu basique.

Pour Cu et Zn, il s'agit sans doute aussi d'un effet du pH (le minimum de solubilité du Cu est pour un pH entre 6 et 8 et pour le Zn entre 6 et 7 : ce qui correspond au traitement BCH). Il n'y a pas qu'un effet du pH, sinon le traitement Minéral serait systématiquement comme le traitement BOUE. On peut penser qu'il y a aussi une interaction avec la matière organique, puisque Cu et Zn sont 2 éléments ayant une forte affinité avec elle, formant des complexes solubles ou insolubles selon les conditions et la nature de la MO. Or le traitement BOUE a tendance à accumuler davantage de MO que le traitement Minéral. Et la MO diffuse en profondeur avec la fissuration du sol, expliquant l'effet des boues bien en-dessous de l'horizon d'incorporation.

Il eût été intéressant de connaître le Hg échangeable, pour évaluer si l'accroissement du Hg total sur le traitement BCH se traduit aussi par un accroissement du hg échangeable. Mais nous ne disposons pas de méthode reconnue pour estimer le Hg échangeable.

6.4.3. Effet des traitements sur les teneurs en éléments traces extractibles à l'EDTA dans les terres

L'EDTA (acide éthylène diaminotétraacétique) est un complexant organique de synthèse, qui extrait les éléments échangeables et les éléments complexés (liaisons de coordination), principalement aux matières organiques, mais aussi aux oxydes de fer, de manganèse, d'aluminium.

Les extractions à l'EDTA ont été effectuées 2 fois, en mars 2004, avant le 5^e épandage et en 2006 à la fin de l'essai, pour les éléments pour lesquels cette méthode est valide (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Mn, Co, Cr).

- **Résultats**

Les proportions d'éléments échangeables et complexés varient de 0,1 % de l'élément total (Cr) à plus de 40 % (Cd) (tableau 23).

Les teneurs en manganèse, nickel, et cobalt extractibles à l'EDTA sont statistiquement inférieures pour le traitement BCH, et ceci jusqu'à des profondeurs variables selon les éléments : 20-40 cm pour Ni et Co, 5-20 cm pour Mn (tableau 61 en annexe 7).

Les teneurs en cuivre et zinc extractibles à l'EDTA sont statistiquement supérieures pour le traitement BCH, puis BOUE, elles mêmes supérieures pour le traitement Minéral, et ce jusqu'à 5-20 cm pour le Cu et 40-60 cm pour le Zn.

Les teneurs en bore soluble à l'eau sont statistiquement inférieures pour le traitement BCH, et ce jusqu'à 20-40 cm de profondeur.

Tableau 23 : En 2006, après 5 épandages, pourcentage d'éléments traces extractibles à l'EDTA, par rapport aux totaux, par horizon

Traitement		Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Mn	Co	Cr	B
		% extractible / total								
0-5 cm	BCH	41	26	5,9	18	8,0	8,8	2,4	0,1	5,1
	BOUE	43	21	8,1	16	4,1	13,0	4,4	0,2	6,7
	Minéral	47	19	7,9	15	2,6	13,3	3,9	0,2	4,8
5-20 cm	BCH	40	22	5,1	17	4,8	8,3	2,0	0,1	5,6
	BOUE	42	23	8,1	19	3,4	12,1	4,8	0,2	6,8
	Minéral	41	21	7,8	18	2,4	12,4	4,7	0,2	5,2
20-40 cm	BCH	36	18	4,5	13	2,0	7,4	2,4	0,1	5,0
	BOUE	36	19	6,0	13	1,9	9,1	3,5	0,1	7,5
	Minéral	42	22	6,8	15	1,8	9,8	4,5	0,1	5,1
40-60 cm	BCH	25	15	3,0	9,5	1,0	4,4	1,4	0,04	4,2
	BOUE	28	16	3,1	9,9	0,8	4,1	1,3	0,04	5,1
	Minéral	28	17	3,5	11	0,8	5,0	1,8	0,04	4,4

Le tableau 24 récapitule les résultats significatifs des effets des épandages sur les paramètres physico-chimiques des sols :

Tableau 24 : Différences significatives des mesures physico-chimiques dans les terres, par rapport au traitement Minéral

Lecture du tableau : « +Cu » dans la colonne BCH : signifie que la teneur en Cu dans le traitement BCH est significativement plus élevée que celle du traitement Minéral.

Type d'extraction	Horizon	BCH	BOUE
totale	0-5 cm	+Hg	
	5-20 cm	+Hg	
	20-40 cm		
	40-60 cm		
CaCl ₂ (eau pour B)	0-5 cm	-Cd -Ni -Mn -Cu -Zn -B	+Cu +Zn
	5-20 cm	-Cd -Ni -Mn -Cu -Zn -B +Pb	+Cu +Zn
	20-40 cm	-Cd -Ni -Mn -Cu -Zn -B +Pb	+Cu
	40-60 cm	-Ni	
EDTA	0-5 cm	-Cd -Ni -Mn +Cu +Zn -Co -Cr	-Cd +Cu +Zn
	5-20 cm	-Ni -Mn +Cu +Zn -Co	+Cu +Zn
	20-40 cm	-Ni +Zn -Co	
	40-60 cm	+Zn	
Autres	0-5 cm	+pH +somme cations +CaO éch	
	5-20 cm	+pH +somme cations +CaO éch	+Corga
	20-40 cm	+pH	
	40-60 cm		

6.4.4. Effet des traitements sur les teneurs en composés traces dans les terres

Les composés traces organiques ont été mesurés dans les terres prélevées en 2001 et 2004.

• **Résultats**

Aucune différence statistiquement significative de teneurs composés traces ne peut être mise en évidence car toutes les teneurs dans les terres sont inférieures aux limites de quantification des appareils de mesure, sauf la teneur en fluoranthène de l'horizon 20-40 cm dans le bloc 2 du traitement Minéral, qui atteint 0,06 mg/kg MS.

• **Interprétation**

Les boues non chaulées, chargées en PCB en 2003, n'ont pas entraîné d'accumulation de PCB décelable dans le sol.

6.5. Impacts du non labour sur l'effet des épandages

Les boues ne sont incorporées que dans l'horizon 0-5 cm, au-lieu de 0-20 cm auparavant. On pourrait attendre un effet accru des traitements dans cet horizon.

C'est bien le cas pour le pH et la teneur en CaO échangeable : la différence de pH et de CaO échangeable entre le traitement BCH et les 2 autres traitements est plus marquée dans l'horizon 0-5 cm que dans tous les autres horizons.

Ce n'est pas le cas pour l'effet matière organique observé avec le traitement BOUE, puisque l'effet se fait sentir dans 5-20 cm et n'est pas significatif dans 0-5 cm.

L'effet sur la concentration en Hg total ne semble pas plus important dans 0-5 cm, puisqu'en 2004, l'effet se faisait sentir dans 5-20 cm.

L'effet des traitements sur les concentrations en éléments traces échangeables est d'amplitude plus importante dans 0-5 cm pour Cd, Zn et Mn. Ceci n'est pas vrai pour Cu et Ni.

L'effet des traitements sur les concentrations en éléments traces échangeables et complexés est d'amplitude plus importante dans 0-5 cm pour Cu et Zn. Ce n'est pas le cas pour Ni, Mn, B et Co.

Avec le non labour, la matière organique se concentre dans 0-5 cm et secondairement dans 40-80 cm. Le cuivre a une forte affinité avec la matière organique. On pourrait attendre une stratification du Cu entre 1995 et 2006 semblable à celle de la matière organique. Il est difficile de comparer les teneurs en Cu en 1995 et en 2006, car il n'a pas été mesuré avec la même méthode (eau régale en 1995 et HF en 2006).

6.6. Effet des traitements sur des indicateurs biologiques du sol

6.6.1. Effet des traitements sur la biomasse microbienne du sol

Les résultats présentés dans ce paragraphe sont ceux obtenus par Rémi Chaussod de l'INRA de Dijon à partir de nos échantillons de terre. Les mesures ont été effectuées après seulement un épandage.

- **Résultats**

L'effet « traitement » est visible sur le niveau de la biomasse microbienne (cf. tableau 25). Dans le traitement Minéral, la biomasse est aux environs de 210 mg C/kg. Elle baisse d'environ 10 % dans le traitement BOUE et elle augmente d'environ 10 % dans le traitement BCH.

Tableau 25 : pH et biomasse microbienne de la terre (20/11/98)

	pH (K₂SO₄ 0,05 N)	Biomasse microbienne
		mg C/kg
BCH	5,8	229 +/- 43
BOUE	5,0	190 +/- 25
Minéral	5,2	212 +/- 12

- **Interprétation**

Un début d'explication est donné par le pH mesuré dans les extraits des sols non fumigés (un pH eau serait plus élevé de quelques dixièmes d'unité). Le sol de l'essai est légèrement acide. Les boues d'Ensisheim semblent avoir légèrement accentué cette acidité. Ceci est logique car tous les processus d'oxydation, de la matière organique, de l'azote, libèrent des protons. Au contraire, les boues chaulées ont eu un effet bénéfique sur le pH du sol.

L'effet pH peut très bien être à l'origine de la plus grande partie des effets observés sur la biomasse microbienne.

Il semble aussi y avoir un effet bloc. Cela se remarque par exemple à travers l'humidité des échantillons, à la capacité au champ, d'après les conditions de prélèvement, qui augmente du bloc 1 au bloc 4. En outre, la biomasse est nettement plus élevée que la normale dans le traitement BCH du bloc 4.

6.6.2. Effet des traitements sur la structure des communautés microbiennes

L'objectif est d'évaluer l'impact des épandages sur la structure des communautés bactériennes (bactéries totales) et fongiques (champignons mycorhiziens) du sol et des bactéries impliquées dans le cycle de l'azote (oxydation de l'ammoniac). Cet impact a été mesuré par TTGE (pour davantage d'explications sur la méthode TTGE, se référer à l'annexe 6), sur des échantillons de terre prélevés 11 mois (février 2005 sous

blé), puis 18 mois (septembre 2005 en sol nu après blé), puis 25 mois (avril 2006 en sol nu entre blé et maïs) après le 5° épandage.

6.6.2.1 : Bactéries totales

- **Résultats (en février sous blé, 11 mois après le dernier épandage)**

La composition des classes est présentée dans le tableau 26.

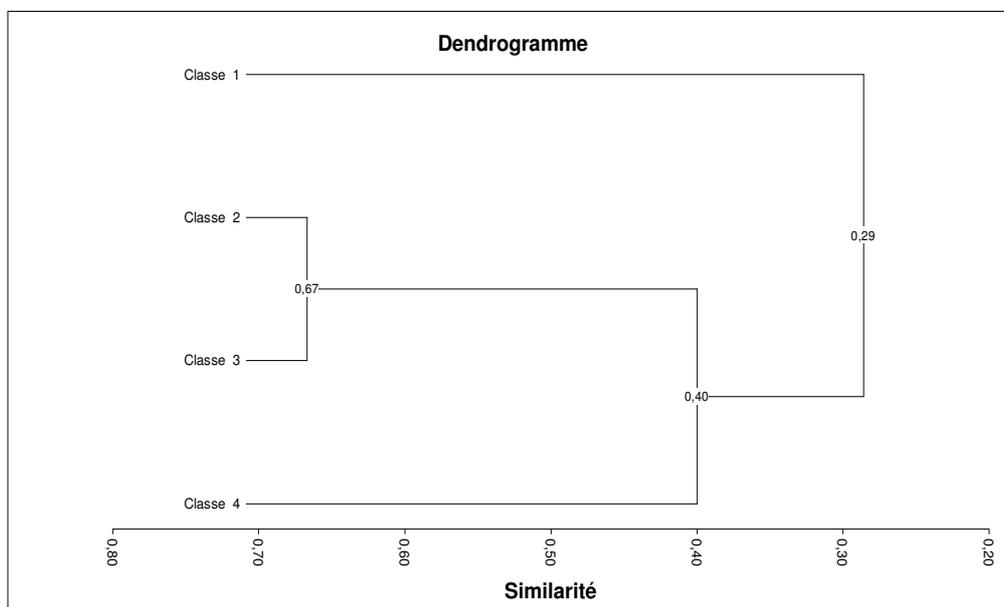
Tableau 26 : Composition des classes de similarité (08/02/2005).

	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Effectif de la classe	6	1	1	4
Echantillons correspondants	BOUE bloc 2 BOUE bloc 3 BOUE bloc 4 Minéral bloc 1 Minéral bloc 3 Minéral bloc 4	BOUE bloc 1	Minéral bloc 2	BCH bloc 1 BCH bloc 2 BCH bloc 3 BCH bloc 4

Les relations entre chaque classe sont données dans le dendrogramme des classes (Figure 9).

Les chiffres en abscisse sont assimilables à des pourcentages de similitude entre classes, calculés par le coefficient de Dice. Par exemple, il y a 67% de similitude entre la classe 2 et 3.

Figure 9 : Dendrogramme des bactéries totales (08/02/2005)



Il n'y a pas de différence, en termes de structure des communautés bactériennes, entre le sol du traitement Minéral et le sol du traitement BOUE, bien qu'une répétition pour chacun des deux traitements se retrouve dans deux classes à part. On remarquera que l'apport de matière organique provenant de la boue n'a pas d'effet visible sur la structure des communautés bactériennes ; ce qui ne veut pas dire qu'il n'y a pas dans l'absolu. On peut aussi se demander si l'absence de différence entre ces deux traitements est réelle ou si elle est la conséquence d'une forte variabilité intra traitement.

On observe une différence de structure des communautés bactériennes du sol selon la boue apportée (chaulée ou non chaulée). Cette différence s'explique en considérant deux paramètres, sans qu'il soit possible de préciser lequel agit ou s'ils agissent de façon synergique. Il s'agit d'une part du pH puisque l'apport de boue chaulée se traduit par une augmentation du pH du sol. Or le pH a une forte influence sur la microflore en termes d'abondance et de diversité. D'autre part, nous avons mis en évidence une différence très marquée de structure des communautés bactériennes entre les deux boues (coefficient de Dice de 0,29). Il est donc envisageable qu'un transfert de microorganismes ait eu lieu à partir des boues épandues.

- **Résultats pour les 2 autres dates**

La composition des classes et les dendogrammes sont présentés en annexe 7 dans les tableaux 62 et 63.

En septembre, sous sol nu, seul BCH a clairement modifié la structure des communautés bactériennes, conclusion identique à celle de l'analyse des échantillons 7 mois plus tôt. L'effet du chaulage combiné ou non à celui de la boue – sans qu'on puisse conclure, en l'absence d'un traitement « chaux » - se maintient donc dans le temps.

En avril sous sol nu, 25 mois après le dernier épandage, l'effet des traitements s'estompe, notamment celui de la boue chaulée. Les différences observées traduisent sans doute le bruit de fond du dispositif.

Seule l'analyse de nouveaux échantillons – des prélèvements ont été réalisés en automne 2006 (9/11/2006) – permettraient éventuellement de conclure définitivement. Si effectivement, l'effet du traitement s'estompe à plus ou moins long terme après l'apport de boues, on pourra affirmer que les boues ne modifient pas de manière irréversible la structure des communautés bactériennes et que cette dernière retrouve assez rapidement son état initial.

6.6.2.2 : Bactéries impliquées dans l'oxydation de l'ammoniaque

La structure des communautés bactériennes ne renseigne pas sur le rôle des microorganismes dans le fonctionnement du sol (cycle de l'azote, du carbone, du phosphore...). C'est pourquoi des études récentes s'intéressent à l'analyse de certaines fonctions « clé » pour le fonctionnement du sol et la nutrition des plantes. Tel est le cas du cycle de l'azote au travers de l'analyse de la diversité des bactéries oxydant l'ammoniaque. Nous avons porté notre choix sur cette fonction en raison de son importance en agronomie.

- **Résultats**

La composition des classes et les dendogrammes sont est présentés en annexe 7 dans les tableaux 64 et 65.

Les boues n'ont pas d'effet mesurable sur la structure des communautés bactériennes impliquées dans l'oxydation de l'ammoniaque, quelle que soit la période de prélèvement, ce qui ne veut pas dire que les boues ne modifient pas leur activité. Ces conclusions se basent sur une seule année (automne et printemps suivant). La confirmation ou non de ces résultats nécessiterait de poursuivre les analyses plusieurs années de suite.

6.6.2.3 : Endomycorhizes

Les mycorhizes sont des champignons symbiotiques des plantes. Parmi les types de mycorhizes observés dans la nature, les endomycorhizes vivent en association avec environ 85% des plantes herbacées, d'où leur rôle très important du point de vue agronomique. Les rôles bénéfiques vis-à-vis de la plante-hôte et de son milieu sont les suivants : 1) augmentation de la capacité d'absorption des éléments minéraux, phosphore principalement, et stimulation de la croissance des plantes; 2) protection contre certains microorganismes pathogènes des racines; 3) atténuation des effets de la transplantation des végétaux dû à une meilleure absorption de l'eau; 4) accroissement de la tolérance des plantes à la sécheresse; 5) contribution à une maturité précoce de certaines plantes; 6) induction d'une plus grande fermeté des tissus végétaux, d'où une période de conservation prolongée ; 7) augmentation du taux de survie des plantes en hiver; 8) rétention des agrégats et stabilisation de la structure du sol par le réseau mycélien. Les champignons endomycorhiziens

sont répartis en six genres dont le genre *Glomus* renferme le plus grand nombre d'espèces. Le choix s'est donc porté sur ce genre en utilisant des amorces spécifiques.

- **Résultats**

La composition des classes et les dendogrammes sont présentés en annexe 7 dans les tableaux 66 et 67. La structure des communautés fongiques de BCH est différente de celle des autres traitements.

6.6.2.4 : Conclusion

En première conclusion, on a pu mettre en évidence que la boue non chaulée ne modifiait pas significativement la structure des communautés microbiennes, quels que soient le type d'analyse et la date de prélèvement. De même, la structure des communautés des bactéries oxydant l'ammoniaque n'a pas été affectée par la boue chaulée.

En revanche, la boue chaulée semble avoir plus d'influence sur la structure des communautés bactériennes et fongiques. On remarquera que si l'effet de la boue chaulée semble se maintenir dans le temps dans le cas des champignons, il a disparu dans celui des bactéries. Il n'est pas possible de conclure si l'effet de la boue chaulée est dû à un simple effet pH ou à une interaction pH-boue, en l'absence d'un témoin chaux seul. Il conviendrait de poursuivre les analyses plusieurs années de suite afin de valider ou non définitivement les conclusions avancées ici.

6.6.3. Effet des traitements sur l'abondance et la diversité des lombrics

Les résultats présentés dans ce paragraphe ont été obtenus par Yvan Capowiez de l'INRA d'Avignon, en avril 2007, soit 3 ans après le dernier épandage.

- **Résultats**

La densité (150 vers/m²) et la biomasse de lombrics (moyenne de 90 g/m²) sont relativement importantes pour une monoculture de maïs (Figures 14 à 16). Avec 6 espèces présentes, la biodiversité est importante pour une parcelle de maïs. Une espèce typique des prairies (*Octolasion*) a été trouvée. En proportion, les vers anéciques sont nombreux.

On ne peut pas mettre en évidence un effet des différents traitements, à cause d'une très grande variabilité inter-bloc.

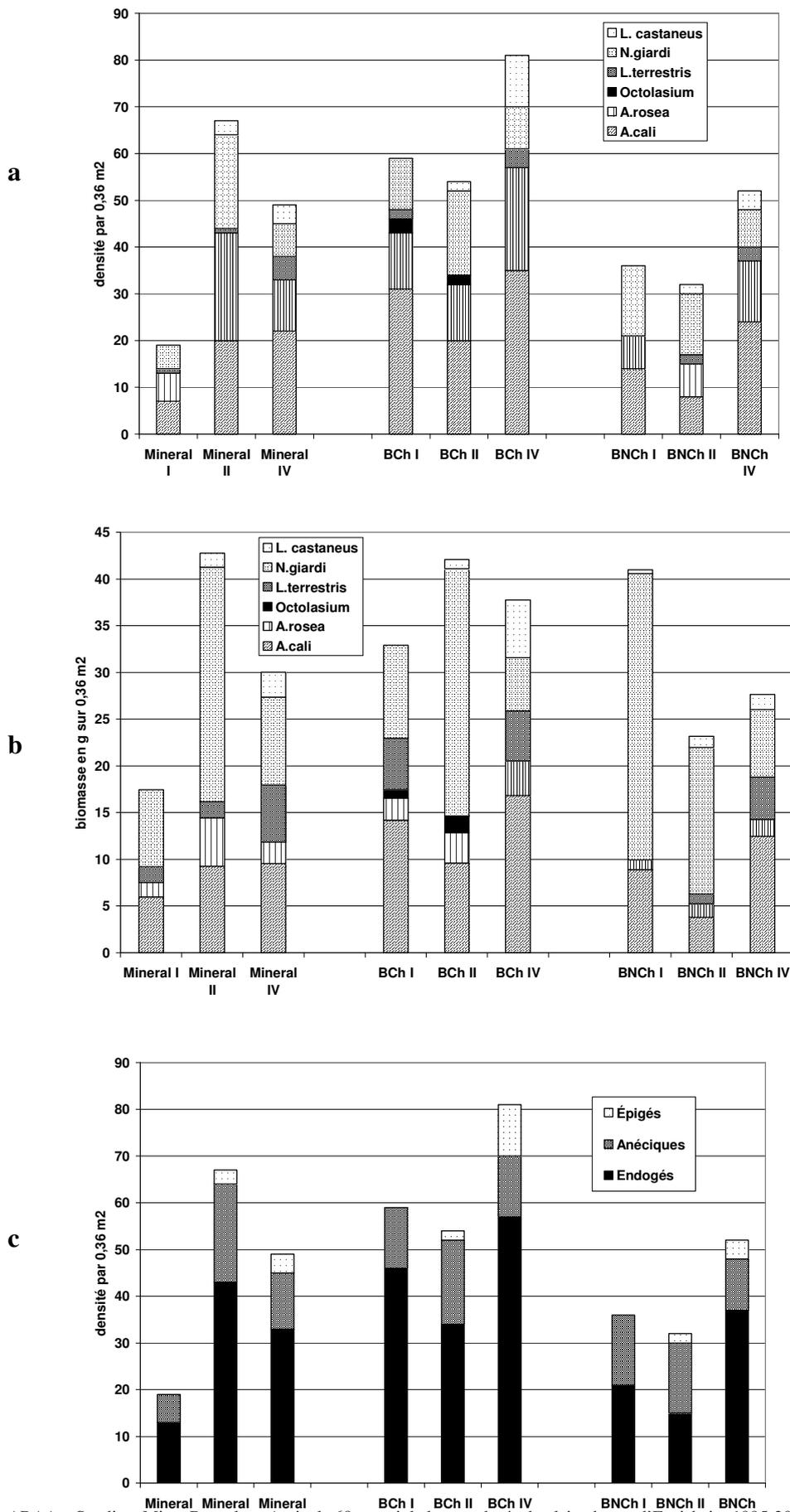
On peut classer les lombriciens selon une stratification verticale. Les épigés vivent dans la litière ou les tout premiers centimètres du sol. Les endogés ne vivent qu'en profondeur (à 20-50 cm) et creusent des galeries temporaires horizontales. Les anéciques vivent en profondeur, mais se nourrissent en surface ; pour ce faire ils construisent des galeries verticales permanentes, qui peuvent descendre jusqu'à plus de 1,50 m.. Ces galeries verticales accroissent l'infiltrabilité du sol.

- **Interprétation**

La forte proportion des vers anéciques est due au travail réduit du sol. Le labour fait en effet de gros dégâts parmi les anéciques.

L'absence d'impact détectable des épandages de boues peut avoir 2 origines. La première est que le dernier épandage remonte à 3 ans et que la matière organique des boues se dégrade rapidement. La seconde explication est l'état structural du sol. Le sol est tassé, des zones delta (zones très compactes à aspect continu et porosité structurale nulle) sont visibles, vraisemblablement à cause de l'irrigation. Ce tassement n'est pas homogène sur toutes les micro-parcelles et dans chacune des micro-parcelles. L'effet de la compaction et sa variabilité locale sur les lombrics est plus forte que celui des traitements.

Figures 10 : densité de lombrics sur les 4 plots de prélèvement (a), biomasse par espèce (b) et densité par type écologique (c).



7. EFFET DES EPANDAGES SUR LES CULTURES : RESULTATS ET DISCUSSION

7. EFFET DES EPANDAGES SUR LES CULTURES : RESULTATS ET DISCUSSION

Seuls les résultats statistiquement significatifs sont commentés. Lorsque des résultats statistiquement non significatifs sont décrits, il est précisé qu'ils sont « non significatifs » ou alors on parle de « tendance ».

7.1. Effet des traitements sur la productivité

7.1.1. Effet sur le rendement en grains : pas de tendance

- Résultats

Selon les années, les résultats varient (cf. tableau 27 et figure 11).

Six années sur 11, il n'y a pas de différence significative de rendement entre les traitements : 1997 (\cong 120 q/ha), 2000 (\cong 113 q/ha), 2001 (\cong 110 q/ha), 2003 (\cong 116 q/ha), 2005 (\cong 87 q/ha en blé) et 2006 (\cong 119 q/ha).

En 1996, le traitement BOUE a un rendement de 10 q/ha plus faible que les traitements Minéral et BCH (\cong 111 q/ha).

En 2002, le traitement Minéral a un rendement de 14 q/ha plus faible que les 2 autres traitements.

En 1998 et 2004, les traitements BOUE et Minéral ont un rendement plus faibles que le traitement BCH (plus faible de 7,5 q/ha en 1998 ; de 13 q/ha en 2004).

En 1999, le traitement BCH a un rendement plus faible de 21 q/ha que les traitements Minéral et BOUE (\cong 116 q/ha).

La somme des masses de grains produites et exportées hors de la parcelle en 11 récoltes n'est pas statistiquement différente entre traitements. Ce cumul est de 1219 q/ha à 15 % d'humidité pour le traitement BCH, 1199 q/ha pour le traitement Minéral et 1188 q/ha pour le traitement BOUE.

Les poids de 1000 grains (PMG) sont équivalents quel que soit le traitement, sauf en 1998 et 2004, où le traitement BCH a un PMG plus élevé que ceux des 2 autres traitements.

Tableau 27 : rendement en maïs grain dans les différents traitements depuis la mise en place de l'essai ; les résultats statistiques se lisent par ligne.

	BCH	BOUE	Minéral	Témoin zéro azote*	
	q/ha à 15% d'humidité				
→	1996	109 a	101 b	113 a	75
	1997	117	121	119	42
→	1998	123 a	115 b	116 b	43
	1999	96 b	116 a	118 a	42
	2000	114	110	117	46
→	2001	112	107	111	nd
→	2002	102 a	97 a	85 b	64
→	2003	122	115	112	nd
→	2004	117 a	103 b	104 b	61
	2005 (blé)	84	87	88	43
	2006	124	116	117	65

*hors analyse statistique

→ épandage

- **Interprétation**

Les boues n'ont pas un effet positif ou négatif systématique sur le rendement dans notre essai, où l'on reproduit une situation réelle agricole, c'est-à-dire que l'on compare un traitement minéral avec des traitements boues complémentés en engrais.

Les éléments ou composés traces ne sont pas responsables des variations de rendement quand elles existent (cf. 6.4). Mais à l'inverse, ces différences de rendement entre traitements peuvent interférer avec l'interprétation des teneurs en éléments traces dans la plante. Globalement, la valeur fertilisante des boues est bien évaluée, hormis quelques années.

Les différences observées 5 années sur 11 proviennent pour 3 d'entre elles (1996, 2002, 2004) de notre inaptitude à apporter une fertilisation azotée égale sur chaque traitement, à cause de notre difficulté à évaluer la disponibilité de l'azote des boues l'année qui suit l'épandage.

En 1996, la diminution relative de rendement lors de la première culture pour le traitement BOUE est vraisemblablement due à une minéralisation de l'azote moindre que celle qui était estimée (36 % de l'azote total au lieu de 50 % estimé : cf. tableau 12 dans 5.9.2 et tableau 19 dans 6.3.2.5).

Le rendement obtenu en 2002 est décevant, d'autant plus que l'année a été bonne pour le maïs en Alsace, avec 102 q/ha de moyenne régionale (irrigué et non irrigué) (ITCF/AGPM, 2003). Le PMG est correct, mais le nombre de grains par mètre carré est faible, surtout pour le traitement Minéral. Le faible nombre de grains n'a pas son origine dans une faible densité, qui est la même que celle de l'année précédente. Il provient vraisemblablement d'une perturbation entre la formation des épis ou des ovules et la formation des grains (entre le 10 juin et le 10 août) : conditions météorologiques défavorables, par exemple manque d'ensoleillement de juillet et/ou stress azoté (cf. 5.5 et 6.3.2.3). Le stress qui a été plus fort pour le traitement Minéral laisse penser qu'il s'agit plutôt d'un stress azoté, puisque les conditions météorologiques ont été les mêmes pour tous les traitements. Les fournitures en azote du sol ont été particulièrement faibles cette année-là. La production de grain et de biomasse verte a été faible, ainsi que leur teneur en azote, sur les 3 traitements et encore plus sur le traitement Minéral.

En 2004, le rendement obtenu est assez bon, surtout sur le traitement BCH, par comparaison avec la moyenne régionale de 102 q/ha (maïs irrigué et non irrigué) (Arvalis, 2005). Le facteur limitant des traitements Minéral et BOUE est sans doute l'azote (cf. 6.3.2.3). Pour le traitement BOUE on avait prévu plus de minéralisation de l'azote de la boue que pour BCH et c'est l'inverse qui s'est produit. On aurait dû donc apporter davantage d'engrais au traitement BOUE. Pour le traitement Minéral, il semble que ce n'est pas tellement la quantité d'engrais qui n'est pas adaptée, mais plutôt sa valorisation qui semble avoir été mauvaise.

En 1998 et 1999, les différences de rendement observées entre traitements ne semblent pas provenir de la nutrition azotée des maïs.

Pour 1998, nous ne disposons pas d'hypothèse pour expliquer le meilleur rendement du traitement BCH, qui provient d'un meilleur PMG.

En 1999, une hypothèse pour expliquer la chute de rendement du traitement BCH pourrait être celle d'une avance de stade de développement du maïs. En effet, le nombre de pieds par hectare est identique pour chaque traitement, les grains ont la même siccité et les grains le même poids. La différence observée sur le rendement provient donc du nombre de grains par hectare. Le moins bon résultat observé pour le traitement BCH trouve son origine dans un incident situé pendant la formation des épis ou des ovules ou la formation des grains, soit entre le stade 10-12 feuilles (vers le 10 juin) et le stade grains laitieux (vers le 10 août). L'hypothèse avancée pour expliquer que seul le traitement BCH a subi cet incident est que les végétaux du traitement BCH seraient arrivés au stade fécondation avant ceux des autres traitements, à un moment où les conditions météorologiques n'étaient pas favorables. Les autres traitements auraient atteint ce même stade plus tard, au moment où la météorologie était plus clémente, conduisant à un nombre de grains produits plus élevé que dans le cas du traitement BCH. Pour expliquer cet écart de stade de développement, l'effet de la chaux de la boue du BCH sur le sol peut être un argument. En effet, une meilleure stabilité structurale entraîne un réchauffement plus rapide du sol car l'eau circule mieux et le sol se ressuie plus vite. La somme des températures est alors plus élevée dans le cas du sol chaulé et la plantule se développe plus vite. Cependant, nous ne sommes pas allés sur le terrain au moment de la fécondation, et nous ne disposons pas de données météorologiques suffisamment précises pour affirmer que cette hypothèse est la bonne. Par contre, il ne semble pas que le faible rendement du traitement BCH soit dû à une alimentation en azote déficiente, car les quantités d'azote absorbées par la plante entière sont statistiquement équivalentes quels que soient les traitements et la quantité d'azote absorbée est plus élevée pour le traitement BCH, ce dernier résultat n'étant pas statistiquement significatif. Par contre, la quantité d'azote mobilisée par quintal de grain produit est anormalement élevée pour le traitement BCH.

7.1.2. Pas de différence de production de résidus de culture entre les traitements, sauf en 1996 et 2006 où le traitement BCH produit davantage

En 1996, les traitements BCH et BOUE produisent 1,4 t MS/ha de résidus de plus que le traitement Minéral, et en 2006, le traitement BCH produit 2,7 t MS/ha de plus que les traitements Minéral et BOUE. Les autres années, aucune différence n'est détectable (cf. tableau 28 et Figure 12).

La somme des masses de résidus de culture produits et recyclés dans la parcelle en 11 récoltes n'est pas statistiquement différente entre traitements. Ce cumul est de 115,5 t MS/ha pour le traitement BCH, 106,4 t MS/ha pour le traitement Minéral et 104,2 t MS/ha pour le traitement BOUE.

Tableau 28 : biomasse de résidus de culture (rafles, spathes, tiges, feuilles pour le maïs ; pailles pour blé) produite dans les différents traitements depuis la mise en place de l'essai

	BCH	BOUE	Minéral
	t MS/ha		
1996	9,6 a	9,0 a	7,9 b
1997	16,7	16,6	17,0
1998	8,8	8,7	9,2
1999	15,0	10,8	12,2
2000	13,5	12,6	12,5
2001	8,4	7,8	7,4
2002	9,8	9,7	8,8
2003	17,0	15,2	16,5
2004	9,2	8,8	8,4
2005 (blé)	7,46	7,31	7,34
2006	9,6 a	6,8 b	7,1 b

7.1.3. Pas de différence de production de matière sèche aérienne entre les traitements, sauf en 1996 et 2006 où le traitement BCH produit davantage

En 1996, le traitement BCH produit 1,3 t MS/ha de grains et résidus de culture de plus que les traitements Minéral et BOUE, et 3,4 t MS/ha en 2006. Les autres années, aucune différence n'est détectable (cf. tableau 29 et Figure 13).

Tableau 29 : biomasse aérienne produite (rendement ensilage pour maïs = grains, rafles, spathes, tiges, feuilles ; grains + pailles pour blé) dans les différents traitements de l'essai depuis sa mise en place

	BCH	BOUE	Minéral	Témoin zéro azote*
	t MS/ha			
1996	18,8 a	17,6 b	17,5 b	7,4
1997	26,6	26,9	27,1	14,1
1998	19,2	18,5	19,1	9,0
1999	23,2	20,6	22,2	8,2
2000	23,2	22,0	22,4	10,0
2001	17,9	16,8	16,8	
2002	18,4	17,9	16,0	9,0
2003	27,4	25,0	26,0	14,6
2004	19,2	17,5	17,3	12,5
2005 (blé)	14,6	14,7	14,8	7,3
2006	20,2 a	16,6 b	17,0 b	10,3

*hors analyse statistique

Figure 11 : rendement grain des cultures pendant les 11 années de l'essai

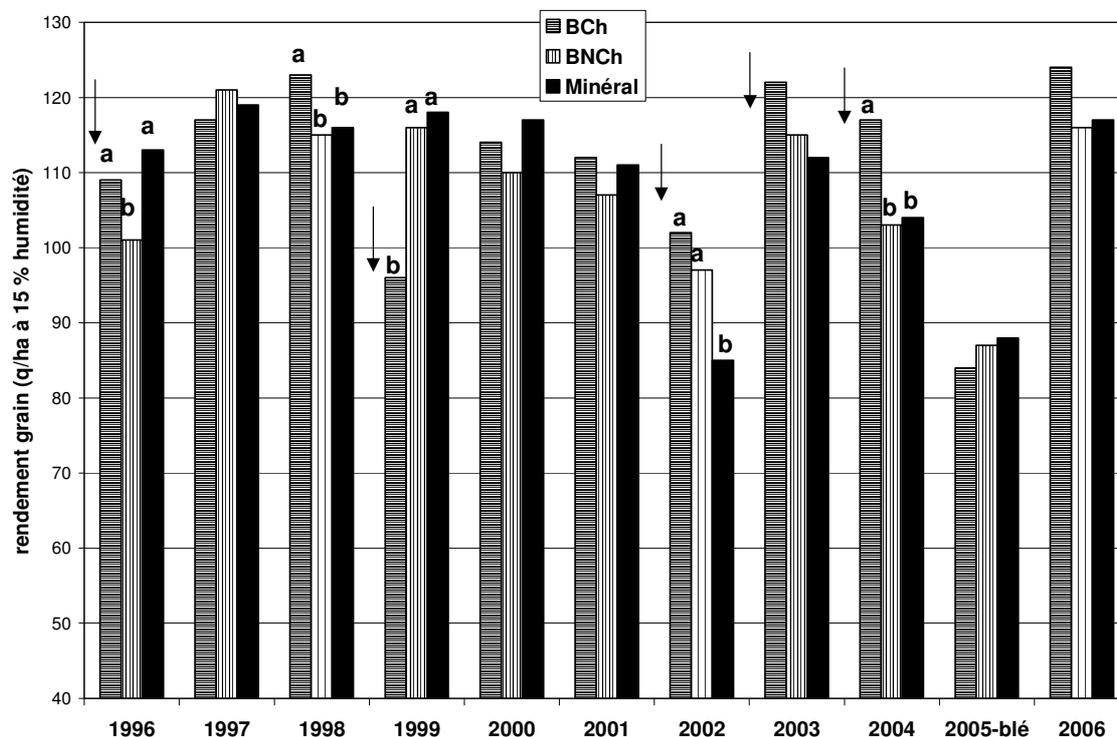


Figure 12 : biomasse des résidus des récoltes pendant les 11 années de l'essai

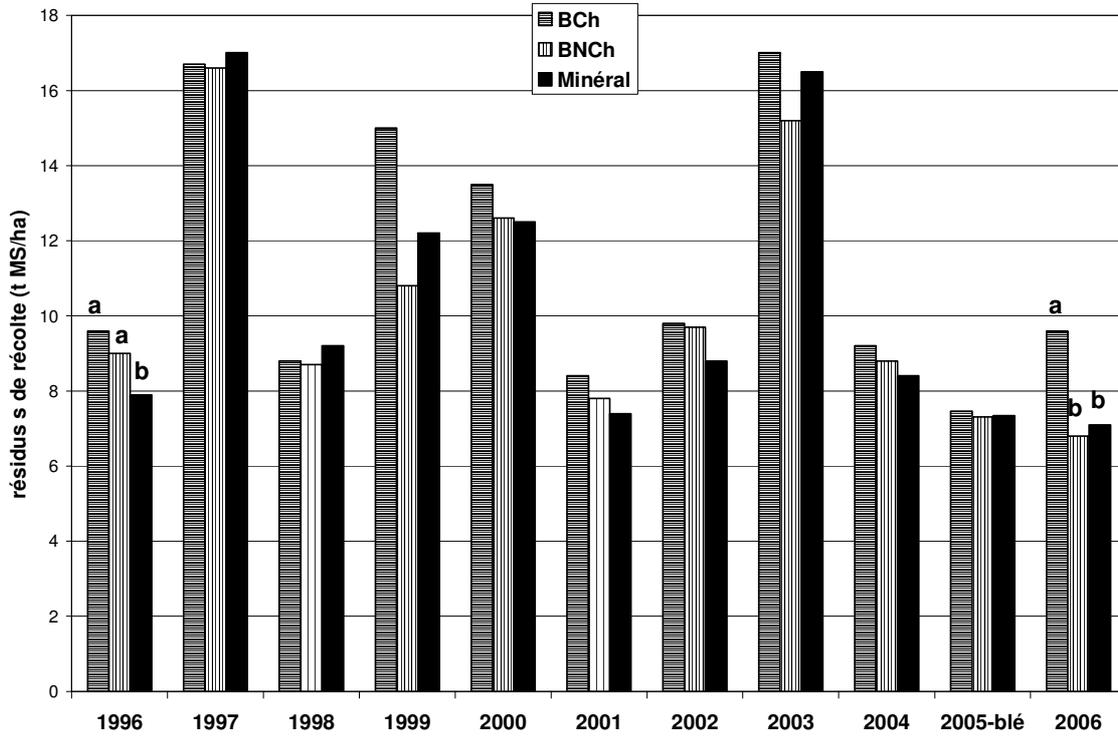
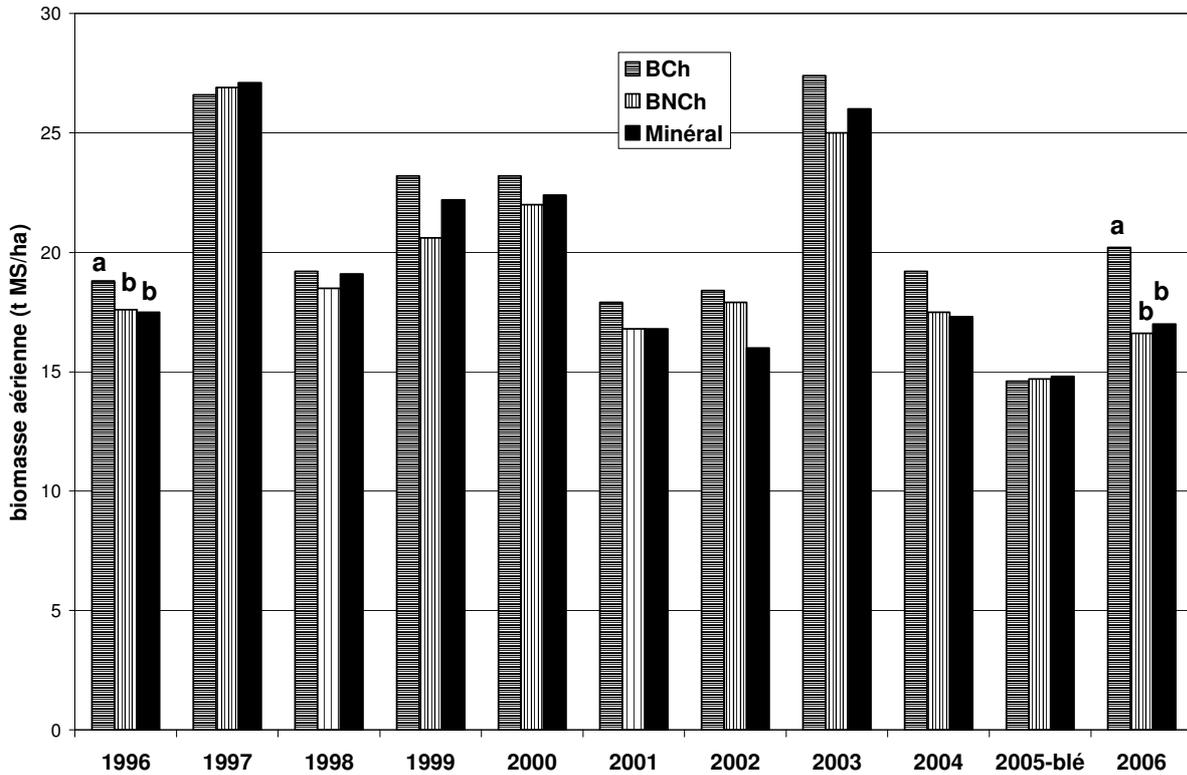


Figure 13 : biomasse aérienne produite par les cultures durant les 11 années de l'essai



7.1.4. Pas de différence de taux d'amidon dans les grains de maïs entre les traitements sauf en 2006

- Résultats

En 2006, le traitement Minéral présente un taux d'amidon significativement plus élevé de 6 % que les 2 autres traitements (cf. tableau 30). Les autres années, aucune différence significative entre les 3 traitements n'a été mise en évidence.

Tableau 30 : taux d'amidon des grains de maïs récoltés dans les différents traitements depuis le début de l'essai

	BCH	BOUE	Minéral
	%		
1996	nd	nd	nd
1997	nd	nd	nd
1998	78,1	77,9	78,0
1999	74,9	74,5	74,6
2000	73,0	73,6	73,7
2001	61,9	52,6	57,6
2002	75,4	66,4	81,0
2003	75,7	76,3	79,9
2004	77,2	72,5	72,9
2006	69,5 b	70,8 b	74,3 a

- Interprétation

Le maïs qui contient beaucoup d'amidon (75-80 %) répond mieux aux exigences des amidonniers. Nous nous situons dans cette fourchette, sauf en 2001 et en 2006.

En 2001, les taux d'amidon sont très faibles. Le potentiel de rendement en place fin août a été anéanti par le froid du mois de septembre. La phase d'accumulation de l'amidon a été bloquée.

En 2006, seul le traitement Minéral a un taux d'amidon correct. Comparés aux résultats des essais 2006 d'Arvalis avec du maïs DK315 irrigué, nos rendements sont faibles pour les traitements BOUE et Minéral et faible à moyen pour BCH (Arvalis, 2007). Les nombres de grains par mètre carré sont équivalents à ceux des autres essais, c'est-à-dire faibles cette année ; par contre nos PMG sont plus faibles que ceux des autres essais, ces derniers étant particulièrement élevés en 2006. Notre essai semblerait avoir subi un incident lors du remplissage des grains, malgré une température et une humidité favorables en août. Cet incident de remplissage a conduit à de faibles taux d'amidon. Nous ne disposons pas d'explication du meilleur taux pour le traitement Minéral.

7.2. Effet des traitements sur l'accumulation potentielle de micropolluants dans les cultures

7.2.1. Effet des traitements sur les teneurs en éléments traces dans les cultures

- Résultats

Le tableau 31 présente les teneurs en éléments traces dans les grains.

Tableau 31 : Concentration en éléments traces des grains ; les résultats statistiques se lisent par élément et par année.

	Traitement	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Co	As	Mo	Mn	B
		mg/kg MS												
1996	BCH	0,04	0,098	1,63	0,05	0,77	0,15	0,008	22,8 a	0,09		0,12	2,92	2,85
	BOUE	0,03	0,11	1,54	0,03	1,08	0,15	0,014	23,9 a	0,08		0,12	3,21	10,8
	Minéral	0,04	0,12	1,71	0,04	0,66	0,15	0,01	21,0 b	0,08		0,13	2,62	3,43
1997	BCH	0,04	0,18	1,84	0,031	0,39	0,15	0,012	21,88			0,1	3,74	
	BOUE	0,05	0,15	1,75	0,025	0,47	0,14	0,006	22,55			0,08	4,15	
	Minéral	0,03	0,15	1,63	0,025	0,47	0,14	0,01	21,45			0,08	4,04	
1998	BCH	0,04	0,03	1,47	0,000 4	0,77	0,16	<0,04	22	0,04	<0,06	0,07 b	2,1	1,19
	BOUE	0,07	0,06	1,36	0,000 19	0,77	0,16	<0,04	20,5	0,04	<0,06	0,10 a	1,8	1,15
	Minéral	0,05	0,04	1,36	0,000 4	0,97	0,16	<0,04	20,1	0,04	<0,06	0,08 b	1,67	0,9
1999	BCH	0,04	0,11	1,51	0,03	0,68	0,08	0,01	18,55	0,06	0,064	0,14	2,23	3,43
	BOUE	0,13	0,17	1,5	0,05	0,8	0,08	0,05	19,08	0,31	0,064	0,11	2,6	3,42
	Minéral	0,03	0,08	2,85	0,04	0,7	0,11	0,02	17,03	1,59	0,064	0,12	2,08	3,41
2000	BCH	0,021	0,07	2,28	<0,00 1	0,37 b	<0,1	0,043	17,15	<0,05	<0,05	0,151	4,57	2,62
	BOUE	0,02	0,07	1,8	<0,00 1	0,47 a	<0,1	0,032	17,5	<0,05	<0,05	0,064	4,61	2,89
	Minéral	0,023	0,06	1,87	<0,00 1	0,51 a	<0,1	0,039	17,25	<0,05	<0,05	0,116	4,7	2,73
2001	BCH	0,02	0,07	3,29	0,002	0,48	<0,04	0,017	16,63	0,66	<0,05	0,046	4,30 b	2,74
	BOUE	0,021	0,22	3,85	<0,00 1	0,53	<0,04	0,022	17,03	0,6	<0,05	0,04	4,61 a	2,57
	Minéral	0,02	0,13	3,06	<0,00 1	0,52	<0,04	0,017	17,43	1,27	<0,05	0,04	4,84 a	2,65
2002	BCH	0,01	<0,10	2,33	0,001	0,23	<0,04	0,040	20,25	0,06	<0,09	0,044	5,33	1,41
	BOUE	0,01	<0,10	2,54	0,001	0,27	<0,04	0,033	19,38	0,05	<0,09	0,040	5,65	1,32
	Minéral	0,01	<0,10	2,40	0,002	0,31	<0,04	0,041	20,10	0,05	<0,09	0,045	5,74	1,38
2003	BCH	0,01	0,16	2,33	0,002	0,26 a	0,04	0,038	22	<0,05	<0,09	0,06	5,50 b	1,77
	BOUE	0,01	0,13	2,63	0,002	0,39 a	0,04	0,025	22,1	<0,05	0,09	0,04	6,34 a	1,94
	Minéral	0,01	0,18	2,58	0,003	0,37 a	0,04	0,034	21	<0,05	<0,09	0,04	6,20 a	1,72
2004	BCH	0,016	0,10	1,18	0,008	0,30 b	<0,04	<0,05	14,35	<0,05	<0,09	0,048	3,25	2,56
	BOUE	0,014	0,09	1,38	0,010	0,38 b	<0,04	<0,05	18,70	<0,05	<0,09	0,049	4,34	2,74
	Minéral	0,010	0,13	1,15	0,008	0,50 a	<0,04	<0,05	18,08	<0,05	<0,09	0,051	4,66	2,60

	Traitement	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Co	As	Mo	Mn	B
		mg/kg MS												
2005 (blé)	BCH	0,06 b	0,54	4,94	0,002 3 a	0,40	0,19	0,08	24,42 b	0,06	0,12	0,22 a	35,68 b	0,56
	BOUE	0,09 a	0,39	5,14	0,003 6 a	0,61	0,13	0,07	31,65 a	0,05	0,11	0,08 b	48,35 a	1,05
	Minéral	0,11 a	0,61	4,87	0,002 3 b	0,62	0,18	0,08	25,78 b	0,07	0,15	0,08 b	46,42 a	1,07
2006	BCH	0,010	0,19	1,75	0,002 8	1,18	0,064	0,098 ab	19,10	0,050	0,09	0,054 a	5,67	0,50
	BOUE	0,010	0,22	1,75	0,002 8	1,10	0,072	0,150 a	19,18	0,051	0,09	0,040 b	5,82	0,76
	Minéral	0,014	0,22	1,89	0,001 7	1,22	0,059	0,050 b	20,13	0,051	0,09	0,040 b	6,30	0,66
Minimum (maïs)		0,01	<0,1	1,15	<0,00 1	0,23	<0,04	<0,04	14,35	<0,05	<0,05	0,04	1,67	0,5
Maximum (maïs)		0,13	0,22	3,85	0,05	1,22	0,16	0,15	23,9	1,59	0,09	0,151	6,34	10,8

Les teneurs en éléments traces dans les résidus de culture sont présentés dans le tableau 68 (annexe 7).

NB :

- En 2004, certaines teneurs apparaissent totalement aberrantes sur le traitement BOUE (bloc 4 grains : teneurs en Cr, Ni, Pb, Cd ; bloc 1 grains : teneurs en Se ; bloc 2 résidus : teneurs en Cr ; bloc 3 résidus : teneurs en Pb).
- En 2006, idem pour : traitement BOUE (bloc 1 résidus et grains : Ni ; bloc 2 résidus : Cr ; bloc 4 résidus et grains : Mo), traitement BCH (bloc 1 grains : B et Mo ; bloc 2 grains : Ni ; bloc 3 résidus : Ni ; bloc 4 résidus : B, Mo, Cr), traitement Minéral (bloc 1 résidus : Ni ; bloc 1 grains : B et Mo ; bloc 3 résidus : Hg ; bloc 4 résidus : Mo ; bloc 4 grains : Cd).

Après contrôle interne de la SadeF, toutes ces valeurs ont été confirmées. Des estimations statistiques ont remplacé ces valeurs aberrantes.

7.2.1.1. Des teneurs en manganèse et cadmium des cultures plus faibles pour le traitement BCH :

• Résultats

La concentration en manganèse des résidus de culture est plus faible pour le traitement BCH 8 années sur 11 et systématiquement dans les 5 dernières années : en 1996, 1998, 2000, 2002, 2003, 2004, 2005 et 2006 (cf. tableau 32).

L'amplitude de la différence de concentration est en général de l'ordre de 35 à 45 % pour le maïs. En 2005 pour le blé, elle est de 58 %.

La teneur en manganèse des grains est également plus faible pour le traitement BCH en 2001, 2003 et 2005.

La concentration en cadmium des résidus de culture est plus faible pour le traitement BCH 6 années sur 11, dont 6 fois dans les 7 dernières années (cf. tableau 32).

L'amplitude de la différence est comprise également entre 35 et 57 % , et cette amplitude augmente chaque année pour le maïs. Pour le blé en 2005, elle est de 53 %.

Le teneur en Cd des grains est plus faible de 40 % pour le traitement BCH en 2005 pour le blé.

A noter que, pour le maïs, la variabilité inter annuelle pour un même traitement est supérieure à la variabilité inter traitement pour une année donnée.

Tableau 32 : Concentration en Mn et Cd du végétal.

	Traitement	Résidus de culture		grains	
		Mn	Cd	Mn	Cd
		mg/kg MS			
1996	BCH	41,3 b	0,25 a	2,92	0,04
	BOUE	51,6 a	0,17 b	3,21	0,03
	Minéral	60,1 a	0,22 ab	2,62	0,04
1997	BCH	44,58	0,34	3,74	0,04
	BOUE	50,25	0,34	4,15	0,05
	Minéral	54,5	0,36	4,04	0,03
1998	BCH	40 c	0,685	2,1	0,04
	BOUE	49 b	0,513	1,8	0,07
	Minéral	54 a	0,523	1,67	0,05
1999	BCH	66	0,15	2,23	0,04
	BOUE	77,3	0,2	2,6	0,13
	Minéral	80,5	0,2	2,08	0,03
2000	BCH	41,30 b	0,260 b	4,57	0,021
	BOUE	74,83 a	0,398 a	4,61	0,02
	Minéral	80,20 a	0,395 a	4,7	0,023
2001	BCH	45,88	0,385	4,30 b	0,02
	BOUE	60,85	0,273	4,61 a	0,021
	Minéral	51,55	0,275	4,84 a	0,02
2002	BCH	20,8 b	0,06 b	5,33	0,01
	BOUE	32,2 a	0,10 a	5,65	0,01
	Minéral	33,4 a	0,10 a	5,74	0,01
2003	BCH	30,78 b	0,082 b	5,50 b	0,011
	BOUE	59,83 a	0,133 a	6,34 a	0,011
	Minéral	54,58 a	0,158 a	6,20 a	0,012
2004	BCH	47,28 b	0,123 b	3,25	0,016
	BOUE	72,48 a	0,215 a	4,34	0,014
	Minéral	72,28 a	0,233 a	4,66	0,010
2005 (blé)	BCH	41,07 b	0,15 c	35,68 b	0,06 b
	BOUE	102,7 a	0,22 b	48,35 a	0,09 a
	Minéral	91,45 a	0,32 a	46,42 a	0,11 a
2006	BCH	42,0 b	0,073 b	5,67	0,010
	BOUE	73,2 a	0,158 a	5,82	0,010
	Minéral	77,9 a	0,180 a	6,30	0,014

• **Interprétation pour le Mn**

Qualité des récoltes:

Le Mn est un oligo-élément indispensable chez les plantes à l'activation de certaines enzymes, à la réduction des nitrates, à la photosynthèse et à la synthèse des protéines. Par exemple, il active :

- l'hexokinase, responsable de la transformation du glucose en glucose-6-phosphate
- la phosphoglucokinase, transformant le glucose 1-phosphate en glucose 1-6-diphosphate,
- la phosphotransférase,
- la phosphomutase
- et l'acide indol acétique oxydase.

Le Mn intervient sur l'hydroxylamine réductase dans la réaction de réduction du NH_2OH en NH_3 . Enfin, le Mn est impliqué dans la réaction de photolyse de l'eau dans le photosystème II (Loué, 1986). Dans la plante, le Mn serait le plus dissocié des oligo-éléments, c'est-à-dire qu'il est le plus souvent sous forme cationique, non complexée. Le Mn est beaucoup transporté vers les tissus méristématiques. En conséquence, les plantules sont riches en Mn et au sein d'une plante, les parties les plus jeunes sont les plus riches (Loué, 1986).

En termes de risques de carence ou de toxicité, pour le maïs lui-même comme pour son utilisation comme fourrage ou dans l'alimentation humaine, les différences de teneurs observées ici sont dérisoires pour le Mn. On peut parler de déficience en Mn pour une teneur des feuilles de maïs inférieure à 15 mg.kg^{-1} MS et de toxicité pour plus de 400 mg.kg^{-1} MS (Loué, 1986) ; or nous observons dans les $20\text{-}103 \text{ mg.kg}^{-1}$ MS.

Les teneurs dans les parties aériennes du maïs semblent classiques. Selon Loué (1986) la feuille de l'épi a une concentration comprise entre 19 et 84 mg.kg^{-1} MS avec une moyenne de 45 mg.kg^{-1} MS.

Les teneurs en manganèse observées dans les grains de maïs sont normales à faibles. Loué (1986) note en effet comme fréquentes des teneurs de 10 mg.kg^{-1} MS.

Les teneurs en manganèse observées dans les grains et les pailles à la récolte du blé sont difficiles à interpréter (Loué, 1986). Au stade épiaison, des teneurs entre 25 et $100 \text{ mg Mn.kg}^{-1}$ MS dans les parties aériennes sont estimées correctes. En dessous, on peut les considérer comme basses et au dessus comme élevées. Le seuil de carence au stade épiaison peut être fixé à 5 mg.kg^{-1} MS (Loué, 1986).

Moindre prélèvement de Mn par les cultures cultivées sur le traitement BCH:

Dans le sol, le Mn est sous forme III et IV (oxydes de Mn insolubles) et II (adsorbé sur les argiles et les matières organiques ou encore dans la solution du sol). La fraction assimilable par les racines des plantes est la fraction II et la partie facilement réductible des oxydes (Loué, 1986).

L'assimilabilité du Mn par les racines dépend beaucoup du pH, puisque, plus le pH est bas, plus le Mn est soluble. Pour un pH inférieur à 5,5, le Mn est très assimilable et pour un pH supérieur à 6,5, il l'est peu. Quand le pH augmente d'une unité, la concentration de Mn^{2+} dans la solution de sol diminue de 100 fois (Loué, 1986). Or, nous mesurons des différences de pH de 1,25 unités entre le traitement BCH et les 2 autres traitements dans l'horizon 0-5 cm, 1 unité dans 5-20 cm et 0,6 unité dans 20-40 cm. Pour l'horizon 40-60 cm la différence n'est pas significative.

Cette hypothèse est confortée par la mesure des quantités de Mn extractibles à l'EDTA et au CaCl_2 , qui sont statistiquement inférieures pour le traitement BCH, dans 0-5 cm et 5-20 cm pour l'EDTA et dans 0-5 cm, 5-20 cm et 20-40 cm pour CaCl_2 .

Par contre, les teneurs en Mn total des terres n'est pas une hypothèse explicative à conserver. En effet, les teneurs en Mn total du sol ne sont pas statistiquement différentes entre les traitements. Par ailleurs les teneurs sont « normales », dans la fourchette des teneurs fréquentes en Mn dans les sols rapportées par Loué (1986) : 200 à 3000 mg.kg^{-1} MS, avec une moyenne de 600 mg.kg^{-1} MS.

• **Interprétation pour le Cd**

Qualité des récoltes:

Le Cd est avec le Hg et le Pb considéré comme élément trace à surveiller en priorité par le CSHPF, de par leur toxicité élevée pour l'homme, leur forte phytodisponibilité et leur dispersion fréquente dans notre environnement par les activités humaines, qu'elles soient industrielles ou agricoles.

Les teneurs en cadmium dans les résidus ne présentent pas de risque pour la chaîne alimentaire (tableau 33). Elles sont largement inférieures aux seuils réglementaires pour l'alimentation des animaux et des humains. Elles sont également inférieures aux limites recommandées pour l'alimentation humaine, à l'exception du traitement BOUE en 1999, qui dépasse ce seuil avec $0,13 \text{ mg Cd.kg}^{-1}$ MS, ce résultat étant constitué de la moyenne de 3 blocs à des teneurs faibles et d'un bloc à $0,45 \text{ mg Cd.kg}^{-1}$ MS. A noter en 2005 sur blé une teneur élevée sur le traitement Minéral ($0,11 \text{ mg Cd.kg}^{-1}$ MS), qui tombe à $0,06 \text{ mg Cd.kg}^{-1}$ MS sur le traitement BCH. Dans ce cas particulier de sol un peu acide, l'épandage de boues chaulées peut diminuer la teneur en Cd des grains de blé et les maintenir sous la limite recommandée ; du moins tant que le pH du sol reste élevé.

Les teneurs en Cd sont également similaires aux teneurs fréquemment observées, compilées par Trémel-Schaub et Feix (2005), à l'exception des 2 cas abordés précédemment (tableau 33).

Tableau 33 : Valeurs de concentration en Cd classiquement rencontrées dans les grains de blé et de maïs, comparées aux valeurs limite.

	Résidus de culture	Grains
	mg Cd.kg ⁻¹ MS	
Teneurs fréquentes maïs (Trémel-Schaub et Feix, 2005)	0,13	0,03
Teneurs fréquentes blé (Trémel-Schaub et Feix, 2005)	0,25	0,04 - 0,08
<i>CSHPF (1996) : recommandations alimentation humaine</i>	-	0,1 MB* = 0,12 MS
<i>Règlement CE 466 / 2001 : réglementation alimentation humaine</i>	-	0,2 MB* = 0,24 MS
<i>Arrêté 12/01/2001 France : réglementation alimentation animaux</i>	1 MB** = 1,14 MS	1 MB** = 1,14 MS

*hypothèse : 15 % humidité

**MB = matière brute à 12 % d'humidité.

Moindre prélèvement de Cd par les cultures sur le traitement BCH:

Les mêmes hypothèses que pour le Mn peuvent être émises pour le Cd.

Dans le sol le Cd est sous forme (II) : Cd²⁺, CdSO₄, CdCl⁺, CdHCO₃⁺, CdO, CdCO₃, Cd(PO₄)₂, CdS, CdCl₂ (Ross, 1995).

La teneur totale du sol en cadmium serait plus élevée pour le traitement BCH ; mais elle gouverne peu la disponibilité de l'élément. Le pH est le facteur le plus important influençant la phytodisponibilité du Cd. La concentration de la solution du sol augmente fortement pour des pH inférieurs à 6 (OFEFP, 1996). Il est alors sous forme Cd²⁺ ou de chélate d'acides fulviques (Ross, 1995).

Cette sensibilité au pH dans la gamme de changement du pH de notre essai milite en faveur de l'hypothèse d'une diminution du prélèvement du Cd du sol par la racine grâce au chaulage par les boues de BCH. Cette hypothèse est étayée par les mesures du Cd extractibles au CaCl₂ qui sont statistiquement plus faibles pour le traitement BCH, pour les horizons 0-5 cm, 5-20 cm et 20-40 cm. Contrairement à ce qui a été observé avec le Mn, on n'a pas détecté de différence significative pour le Cd extractible à l'EDTA.

7.2.1.2. Des teneurs en nickel supérieures pour le traitement BOUE et inférieures pour le traitement BCH ?

Les teneurs en Ni des résidus sont plus élevées pour le traitement BOUE en 1997 et 2004 (tableau 34). Les teneurs en Ni des grains sont inférieures pour le traitement BCH en 2000, 2003 et 2004. On ne peut pas à proprement parler de tendance, mais c'est un résultat à noter. Il y a vraisemblablement quelque chose qui se passe avec le Ni. L'effet se manifeste plutôt dans les grains.

Tableau 34 : Concentration en Ni du végétal.

	Traitement	Ni	
		Résidus de culture	grains
mg/kg MS			
1996	BCH	1	0,77
	BOUE	0,99	1,08
	Minéral	0,61	0,66
1997	BCH	0,54 ab	0,39
	BOUE	0,73 a	0,47
	Minéral	0,41 b	0,47
1998	BCH	0,41	0,77
	BOUE	0,48	0,77
	Minéral	0,5	0,97
1999	BCH	1,55	0,68
	BOUE	1,22	0,8
	Minéral	1,39	0,7
2000	BCH	1,53	0,37 b
	BOUE	1,83	0,47 a
	Minéral	1,81	0,51 a
2001	BCH	0,8	0,48
	BOUE	0,9	0,53
	Minéral	0,92	0,52

	Traitement	Ni	
		Résidus de culture	grains
mg/kg MS			
2002	BCH	0,74	0,23
	BOUE	0,94	0,27
	Minéral	1,03	0,31
2003	BCH	0,54	0,26 a
	BOUE	0,64	0,39 a
	Minéral	0,66	0,37 a
2004	BCH	0,91 b	0,30 b
	BOUE	1,15 a	0,38 b
	Minéral	0,88 b	0,50 a
2005	BCH	1,41	0,40
	BOUE	1,53	0,61
	Minéral	1,67	0,62
2006	BCH	4,69	1,18
	BOUE	5,28	1,10
	Minéral	4,93	1,22

7.2.1.3. Des teneurs en cobalt supérieures dans les résidus pour le traitement BOUE ?

Les teneurs en Co des résidus sont plus élevées pour le traitement BOUE en 2000, 2004 et 2006 (tableau 35). On ne peut pas à proprement parler de tendance.

Tableau 35 : Concentration en Co du végétal.

	Traitement	Co	
		Résidus de culture	grains
mg/kg MS			
1996	BCH	0,09	0,09
	BOUE	0,12	0,08
	Minéral	0,1	0,08
1997	BCH	nd	nd
	BOUE	nd	nd
	Minéral	nd	nd
1998	BCH	0,058	0,04
	BOUE	0,06	0,04
	Minéral	0,048	0,04
1999	BCH	0,23	0,06
	BOUE	0,21	0,31
	Minéral	0,22	1,59
2000	BCH	0,21 ab	<0,05
	BOUE	0,28 a	<0,05
	Minéral	0,11 b	<0,05
2001	BCH	2,55	0,66
	BOUE	1,23	0,6
	Minéral	2,73	1,27

	Traitement	Co	
		Résidus de culture	grains
mg/kg MS			
2002	BCH	0,18	0,06
	BOUE	0,21	0,05
	Minéral	0,20	0,05
2003	BCH	0,11	<0,05
	BOUE	0,12	<0,05
	Minéral	0,10	<0,05
2004	BCH	0,06 b	<0,05
	BOUE	0,12 a	<0,05
	Minéral	0,06 b	<0,05
2005	BCH	0,06	0,06
	BOUE	0,09	0,05
	Minéral	0,06	0,07
2006	BCH	0,08 b	0,050
	BOUE	0,163 a	0,051
	Minéral	0,107 b	0,051

7.2.1.4. Pas d'autre effet stable des traitements sur les teneurs en éléments traces du maïs

Pour les éléments traces, hormis Mn, Cd, Ni et Co, les résultats diffèrent d'une récolte de maïs à l'autre. Des différences significatives en Zn, Mo, Hg, Cr, Se sont apparues, mais jamais plus de 2 fois sur les 10 récoltes de maïs. Il n'y a donc pas de tendance (tableaux 31 et 68 en annexe 7).

7.2.1.5. Des teneurs en éléments traces « normales »

Toutes les teneurs observées dans les grains et le reste des parties aériennes sont inférieures aux seuils réglementaires et recommandés concernant l'alimentation des animaux et des hommes, à l'exception des 2 cas abordés dans le paragraphe sur le Cd (tableau 36).

Tableau 36 : valeurs limite en Cd, Hg, Pb et As dans l'alimentation

		Cd	Hg	Pb	As
		mg.kg ⁻¹			
Seuil recommandé pour alimentation humaine (CSHPF, 1996)	Grain maïs et blé	0,1 MB* =0,12 MS	0,03 MB* =0,35 MS	0,5 MB* =0,59 MS	
Seuil réglementaire alimentation humaine (règlement CE 466/2001)	Grain blé	0,2 MB* =0,24 MS		0,2 MB* =0,24 MS	
	Grain maïs	0,1 MB* =0,12 MS			
Seuil réglementaire alimentation animaux (arrêté 12/01/2001)	Grains et résidus de blé et de maïs	1 MB** =1,14 MS	0,1 MB** =0,11 MS	10 MB** =11,4 MS	2 MB** =2,27 MS

*hypothèse : 15 % d'humidité.

**12 % d'humidité

Elles sont également cohérentes avec les teneurs fréquemment observées, compilées par Trémel-Schaub et Feix (2005) et par Pinet et al. (2003). Les teneurs en Cr des pailles de blé sont un peu élevées (tableau 69).

7.2.1.6. Des indicateurs de probabilité de transfert des éléments traces vers les parties aériennes peu probants

L'objectif est de trouver un indicateur de la probabilité de transfert des éléments traces du sol vers les récoltes ; un indicateur simple, facile d'accès, à partir du sol.

Le tableau 37 récapitule les effets significatifs des épandages sur le sol et les cultures.

Tableau 37 : Récapitulatif des différences significatives dans le système sol-culture, par rapport au traitement Minéral

Lecture du tableau : « +Cu » dans la colonne BCH : signifie que la teneur en Cu dans le traitement BCH est significativement plus élevée que celle du traitement Minéral.

Type d'analyse	Horizon	BCH	BOUE
ETM totaux	0-5 cm	+Hg	
	5-20 cm	+Hg	
	20-40 cm		
	40-60 cm		
ETM CaCl ₂ (eau pour B)	0-5 cm	-Cd -Ni -Mn -Cu -Zn -B	+Cu +Zn
	5-20 cm	-Cd -Ni -Mn -Cu -Zn -B	+Cu +Zn
	20-40 cm	-Cd -Ni -Mn -Cu -Zn -B	+Cu
	40-60 cm	-Ni	
ETM EDTA	0-5 cm	-Ni -Mn +Cu +Zn -Co	-Cd +Cu +Zn
	5-20 cm	-Ni -Mn +Cu +Zn -Co	+Cu +Zn
	20-40 cm	-Ni +Zn -Co	
	40-60 cm	+Zn	
Autres analyses sol	0-5 cm	+pH +somme cations +CaO éch	
	5-20 cm	+pH +somme cations +CaO éch	+Corga
	20-40 cm	+pH	
	40-60 cm		
Analyses ETM cultures	Grains	-Ni? -Mn	
	Résidus	-Cd -Mn	+Ni ? +Co ?

Teneurs totales

L'effet des traitements sur les teneurs totales en éléments traces du sol n'est pas comparable à l'effet des traitements sur les teneurs dans le maïs. Nous vérifions ainsi que la teneur totale en élément trace n'est pas un indicateur pertinent de sa disponibilité pour le maïs. L'accumulation de Hg dans le sol de BCH ne se traduit pas par des teneurs plus élevées dans les parties aériennes des cultures. Nous n'avons pas analysé les racines. A moins qu'il y ait une accumulation dans les racines, l'augmentation de teneur dans le sol ne conduit pas un à prélèvement accru par les plantes.

Extractions chimiques

A CaCl₂ : Les épandages de boues chaulées ont un effet dépressif sur les teneurs en Mn, Cd et Ni des plantes ; l'extraction au CaCl₂ prévoit la diminution des quantités de Mn, Cd et Ni échangeables pour BCH. Les épandages de boues non chaulées augmentent les teneurs en Ni et Co des cultures ; l'extraction au CaCl₂ ne prédit pas de modification de quantité de Ni et Co échangeables pour BOUE.

Les extractions prévoient une diminution de Cu et Zn échangeables pour BCH et leur augmentation pour BOUE, ce qui ne se vérifie pas dans les cultures.

Les diminutions de teneurs dans les plantes observées dans BCH peuvent être expliquées par les diminutions de quantités d'éléments échangeables, elles-mêmes expliquées par l'augmentation du pH. Mais l'extraction chimique au CaCl₂ ne prédit pas à 100 % ce qu'on observe dans les cultures.

A l'eau : l'extraction du B à l'eau ne prévoit pas ce qu'on observe dans les cultures.

A l'EDTA : L'extraction des éléments échangeables et complexés à l'EDTA est moins performante que celle au CaCl₂ pour expliquer et prédire ce qui se passe au niveau des plantes.

Nous n'avons pas de méthode d'extraction chimique à notre disposition pour mesurer le Hg échangeable ou complexé. Il eût été intéressant de savoir si l'augmentation de teneur totale se double d'une augmentation de teneur extractible. Au niveau de la culture, il n'y a pas d'accroissement des teneurs des parties aériennes.

pH :

Les différences observées entre les traitements pour les extractions chimiques sont liées au pH. Quand on observe un effet sur la culture, le pH le confirme. L'inverse n'est pas forcément vrai.

Diagnostic foliaire :

Le diagnostic foliaire au stade floraison femelle a été testé entre 1996 et 1999 comme un indicateur de la phytodisponibilité des éléments étudiés. Les conclusions du diagnostic foliaire ne reflètent pas les résultats obtenus à la récolte, ni pour les grains, ni pour le reste des parties aériennes (cf. tableau 70 en annexe 7).

Dans un cas seulement, le diagnostic de troisième année prévoit une plus forte teneur en manganèse du traitement Minéral, qui est vérifiée à la récolte dans les parties aériennes. Par contre, il ne l'a pas prévu pour la première année culturale.

En 1996, aucune différence significative n'est mise en évidence au diagnostic foliaire. A la récolte, les grains récoltés sur les parcelles BCH et BOUE ont des teneurs en zinc plus élevées. Les teneurs en cadmium dans les parties aériennes sont plus importantes dans le cas du traitement BCH que dans celui du traitement BOUE. Celles en manganèse du traitement BCH sont plus faibles que celles des deux autres traitements.

En 1997, au diagnostic foliaire, l'analyse de variance met en évidence une différence significative entre le traitement BCH et les deux autres traitements pour le molybdène. A la récolte, il existe une différence de teneurs en nickel dans les parties aériennes qui sont plus élevées pour le traitement BOUE que pour le traitement Minéral.

En 1998, au diagnostic foliaire, les feuilles de l'épi du traitement BCH ont une concentration en manganèse plus faible que celles du traitement Minéral, mais des teneurs en molybdène plus élevées que les traitements BOUE et Minéral. Les feuilles de l'épi du traitement BOUE ont des concentrations en mercure plus fortes que celles des deux autres traitements. A la récolte, les grains ont des teneurs en molybdène plus élevées pour le traitement BOUE que pour les deux autres traitements. Les parties aériennes ont des concentrations en manganèse classées comme suit : traitement BCH plus faible, BOUE intermédiaire et Minéral plus élevé.

7.2.2. Effet des traitements sur les exportations d'éléments traces par les grains

• Résultats

Les mobilisations sont le produit des concentrations par la biomasse produite. Pour le grain, on les désigne aussi par le terme exportations, puisque c'est une voie de sortie des éléments traces de la parcelle, par les récoltes. Les données manquantes de concentrations (As en 1996 et Co, B, As en 1997) ont été remplacées par les données les plus proches dans le temps (cf. tableau 38).

Les sommes des exportations de Ni et Mn en 11 ans sont statistiquement plus faibles de 13 % et 15 % sur le traitement BCH. A l'inverse, la somme des exportations en Mo en 11 ans est plus élevée de 28 % sur le traitement BCH.

Il n'y a pas d'autre différence entre traitements.

Les quantités d'éléments traces exportés sont très faibles comparées aux quantités totales dans le sol (cf 8.3). Elles sont également faibles comparées aux quantités extractibles à l'EDTA sur 0-80 cm, sauf pour le Zn. Elles sont assez faibles comparées aux quantités extractibles à CaCl₂ pour Mn, Cd, Ni et Pb. Par contre elles sont élevées en comparaison des quantités extractibles à CaCl₂ pour Zn, Cr et Cu (cf 8.3).

Tableau 38 : Somme des exportations en éléments traces par les 11 récoltes.

	Traitement	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Co	As	Mo	Mn	B
		Exp. (g/ha)	BCH	2,9	14,5	224	0,9	55,4 b	9,9	4,1	2039	11,6	7,6	9,4 a
	BOUE	4,1	15,4	225	0,8	63,3 a	9,2	4,2	2105	12,5	7,5	6,9 b	760 a	265
	Minéral	3,1	16,1	228	0,9	64,4 a	9,9	4,6	2022	31,8	7,8	7,8 b	747 a	201
Stock total sol (kg/ha)	0-80 cm	3,8	949	259	0,3	569	311	2,7	849	156	255	-	12242	129
Stock total sol (kg/ha)	0-20 cm	0,9	209	62	0,09	124	83	0,5	188	37	52	-	2947	27

- ***Interprétation***

Il n'y a pas de différence significative de cumul de biomasse de grains exportés. L'exportation de Mn plus faible sur le traitement BCH est donc la conséquence logique des teneurs en Mn des grains, significativement plus faibles sur ce traitement 3 fois sur les 11 récoltes.

La différence significative observée sur les exportations de Ni est due à la diminution de la teneur en Ni des grains, 3 fois sur les 11 récoltes. Ceci conforte la tendance que nous supposons sur les teneurs en Ni (cf. 7.2.1.2).

L'exportation de Mo plus élevée pour le traitement BCH est plus délicate à expliquer, puisqu'il n'y a pas de tendance sur les teneurs en Mo des grains. Néanmoins, les teneurs en Mo des grains sont par 2 fois statistiquement plus élevées pour le traitement BCH et une fois pour BOUE. Ces résultats, conjugués à une tendance à un cumul de biomasse de grains plus élevé sur le traitement BCH, même si la différence n'est pas significative, ont conduit à une différence significative d'exportation de Mo. Mais il ne faut pas vouloir en tirer davantage, même si l'on sait que le prélèvement de Mo par les plantes est supérieur pour des pH élevés, comme sur le traitement BCH.

7.2.3. Peu d'effet des épandages sur la répartition des éléments traces entre les grains et le reste des parties aériennes du maïs

Ces proportions expriment la part d'élément qui est exportée par rapport à la part localisée dans les parties aériennes.

Pour le maïs, il n'y a pas de différence de répartition entre les traitements, sauf pour le Co davantage présent dans les grains pour le traitement Minéral (cf. tableau 39). La proportion dans les grains est faible pour le Mn, le Cd, le Cr, et le Pb (autour de 10 %), élevée pour le Se et Zn (autour de 50 %). Pour les autres éléments, la proportion est intermédiaire (20-30 %).

Pour le blé, l'effet des traitements est difficile à mettre en évidence, puisque nous ne disposons que d'une année de données, d'où une grande variabilité. La proportion dans les grains est similaire à celle pour le maïs.

Tableau 39 : Pourcentage des exportations par rapport aux parties aériennes totales.

	Traitement	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Co	As	Mo	Mn	B
Moyenne des 10 récoltes (maïs)	BCH	10	8	20	22	32	12	53	47	32	33	29	9	25
	BOUE	11	10	21	23	34	12	55	46	33	34	34	7	30
	Minéral	8	10	21	22	36	12	52	46	42	31	36	6	27
Minimum	BCH	5	2	9	4	14	5	22	25	13	14	10	2	12
	BOUE	3	1	13	4	16	5	29	34	12	15	21	3	15
	Minéral	4	1	13	4	19	4	25	26	16	15	23	2	12
Maximum	BCH	17	25	33	64	69	26	73	61	58	47	50	18	41
	BOUE	37	29	31	51	64	26	91	59	55	46	52	13	67
	Minéral	21	33	32	59	68	28	87	62	85	41	54	13	44
Blé (2005)	BCH	13	6	25	25	21	9	68	61	40	36	15	13	12
	BOUE	9	4	31	27	23	11	82	59	31	42	29	11	22
	Minéral	10	7	30	19	25	8	58	62	40	36	34	10	18

7.2.4. Pas de différence détectable d'accumulation de composés traces dans le maïs

Les teneurs en composés traces sont toutes inférieures aux seuils de quantification. Les concentrations en jeu sont tellement faibles, qu'elles ne nous permettent pas de mettre en évidence une différence entre les traitements, si différence il y a.

8. BILANS EN ELEMENTS TRACES : RESULTATS ET DISCUSSION

8. BILANS EN ELEMENTS TRACES : RESULTATS ET DISCUSSION

8.1. Stocks d'éléments traces totaux dans le sol

Le stock d'éléments traces dans le sol est calculé à partir des teneurs totales en éléments traces, des densités apparentes de la terre fine et des taux de cailloux, mesurés en 2006 dans la fosse du traitement Minéral. En 1995, les éléments traces totaux n'ont pas été mesurés, puisque seules des extractions à l'eau régale ont été effectuées. Le stock correspond aux éléments traces totaux de la terre fine (> 2 mm). Les éléments contenus dans des éléments plus grossiers ont été négligés car ils ne représentent que quelques pour-cents en masse. Bien qu'on ne connaisse pas leur concentration en éléments traces, on peut considérer qu'ils sont présents en quantités équivalentes dans les différents traitements du dispositif.

Le stock a été évalué sur 20 cm de profondeur et sur 80 cm (tableau 40). Le stock sur 20 cm peut servir de référence lorsqu'on observe des accumulations dans le sol d'éléments issus d'intrants, puisque c'est l'horizon d'incorporation des intrants agricoles, du moins au début de l'essai. Le stock sur 80 cm est intéressant par rapport au prélèvement des éléments par les cultures, puisque les racines dans la fosse du traitement Minéral sont nombreuses dans 0-5 cm, puis dans 40-80 cm. En dessous elles sont très rares, on peut estimer que le prélèvement des éléments traces se fait dans 0-80 cm.

Les stocks ont un ordre de grandeur de l'ordre du kg/ha. Ils se classent dans l'ordre suivant : Hg < Se < Cd < B < Co < As < Cu < Pb < Ni < Zn < Cr < Mn.

La teneur en Mo est inférieure à la limite de quantification.

Tableau 40 : Stock en éléments traces totaux sur différentes profondeurs de sol (2006).

	Profondeur	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Co	As	Mo	Mn	B
Stock (kg/ha)	0-80 cm	3,8	949	259	0,3	569	311	2,7	849	156	255	-	12242	129
Stock (kg/ha)	0-20 cm	0,9	209	62	0,09	124	83	0,5	188	37	52	-	2947	27

8.2. Effet des traitements sur les flux d'éléments traces apportés

• Résultats

Les boues sont systématiquement analysées, ce qui n'est pas le cas pour les engrais, pour lesquels c'est l'analyse la plus récente qui est utilisée dans le calcul de flux d'entrée par les engrais.

Lorsque les résultats d'analyse sont inférieurs à la limite de quantification, c'est cette limite qui est retenue comme résultat. Ceci maximise les flux.

Les apports d'autres origines (retombées atmosphériques, eau d'irrigation, produits phytosanitaires...) sont supposés égaux entre les traitements.

Les flux d'entrée via les engrais et les boues sont de l'ordre du g/ha. Ils se classent pour le traitement Minéral dans l'ordre suivant : Hg < Co < Pb < Se < Mo < As < Cd < Ni < Cu < Mn < B < Cr < Zn (tableau 41).

Ils sont faibles par rapport au stock total du sol (quelques pour-cents).

Pour la plupart des éléments, les flux apportés par le mélange (boues + engrais) sont supérieurs aux flux apportés par les engrais minéraux seuls. Une fertilisation comportant des boues apporte de 2 à 10 fois plus d'As, B, Cr, Mo, Ni et Se qu'une fertilisation minérale ; et 10 à 60 fois plus de Co, Cu, Hg, Mn et Zn. Le flux de Pb est 200 fois plus élevé dans le cas des traitements comportant des boues.

Le flux de Cr apporté sur le traitement BOUE est le même que celui du traitement Minéral.
Par contre, les flux de Cd sont 2 fois plus élevés sur le traitement Minéral que sur les traitements comportant des boues (cf. tableau 71 en annexe 7).

Tableau 41 : Flux d'entrée des éléments traces par les boues et les engrais en 11 ans.

	Traitement	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Co	As	Mo	Mn	B
boues (g/ha)	BCH	41	1084	5641	23	700	1665	51	19263	98	153	84	7092	824
	BOUE	21	379	4518	10	241	1026	19	13859	40	28	93	3038	332
engrais (g/ha)	BCH	0,4	1,6	24	0,4	2	4	1,6	10	1,2	3	0,8	18	45
	BOUE	14	157	42	0,5	30	4	4	326	1,4	9	7	31	91
	Minéral	74	406	105	0,6	91	7	8	1017	5	25	22	166	226
Flux entrant* (g/ha)	BCH	41	1085	5664	23	702	1670	53	19272	99	156	85	7110	869
	BOUE	35	536	4561	11	272	1031	23	14185	41	37	100	3068	424
	Minéral	74	406	105	0,6	91	7	8	1017	5	25	22	166	226
Flux entrant (% stock 0-80 cm)	BCH	1	0,1	2	8	0,1	0,5	2	2	0,06	0,06	-	0,06	0,7
	BOUE	0,9	0,06	2	4	0,05	0,3	0,8	2	0,03	0,01	-	0,03	0,3
	Minéral	2	0,04	0,04	0,2	0,02	0,002	0,3	0,1	0,003	0,01	-	0,001	0,2
Flux entrant (% stock 0-20 cm)	BCH	4	0,5	9	26	0,6	2	10	10	0,3	0,3	-	0,2	3
	BOUE	4	0,3	7	12	0,2	1	4	8	0,1	0,07	-	0,1	2
	Minéral	8	0,2	0,2	0,6	0,07	0,009	1,5	0,5	0,01	0,05	-	0,006	0,8

*boues + engrais

• Interprétation

Les boues chaulées ont apporté plus d'éléments traces que les boues non chaulées. Ce constat est lié à la quantité cumulée de matière sèche apportée, respectivement de 27,3 t de MS pour BCH et 13,3 t de MS pour BOUE, correspondant dans les deux cas à 85 t de matière brute. Il n'y a que pour le Mo que le flux est légèrement supérieur pour les boues non chaulées, les boues étant plus chargées en cet élément que les boues chaulées.

Les flux de Pb sur les parcelles avec boues en 11 ans (1670 et 1031 g.ha⁻¹) sont toutefois à relativiser en les comparant aux flux de Pb apportés par les retombées atmosphériques diffuses, estimées en France à 120 à 900 g.ha⁻¹ par an selon les zones, soit 1320 à 9900 g.ha⁻¹ en 11 ans (Bourrelier et Berthelin, 1998). Cependant, avec l'utilisation de plus en plus répandue du carburant sans Pb, ces retombées atmosphériques diminuent. L'apport de Pb par les pluies est estimé à 1,24 g.ha⁻¹.an⁻¹ sur l'essai de Colmar, soit 14 g.ha⁻¹ sur la durée de l'essai (Schaub et al, 2007). L'apport de Pb par les retombées atmosphériques (sèches et humides) est évalué à 22 g.ha⁻¹.an⁻¹ dans le parc du château de Versailles, soit 242 g.ha⁻¹ sur la durée de l'essai (Azimi et al, 2004).

Le flux de Cd plus élevé sur le traitement Minéral est dû aux engrais phosphatés, riches en cet élément.

8.3. Effet des traitements sur les flux d'éléments traces exportés par les récoltes

Les données manquantes ont été remplacées par des données disponibles les plus proches dans le temps : Co et B de 1997 et As de 1996 et 1997.

Les flux exportés sont plus faibles pour le traitement BCH pour Ni et Mn et plus élevés pour BCH pour Mo. Les exportations sont très faibles comparées aux quantités totales du sol (tableau 42). Elles sont faibles comparées aux quantités extractibles à l'EDTA sur 80 cm de profondeur, sauf pour les exportations de Zn qui atteignent 15 à 30 % du Zn extractible à l'EDTA. Elles sont également faibles comparées aux quantités extractibles à CaCl₂ pour Mn, Cd, Co, Ni et Pb. Les exportations représentent par contre plus de 100 % du Zn extractible au CaCl₂ et 10 à 20 % du Cr et du Cu extractibles à CaCl₂.

Tableau 42 : Flux de sortie des éléments traces par les récoltes en 11 ans.

	Traitement	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Co	As	Mo	Mn	B
		Exp. (g/ha)	BCH	2,9	14,5	224	0,9	55,4 b	9,9	4,1	2039	11,6	7,6	9,4 a
	BOUE	4,1	15,4	225	0,8	63,3 a	9,2	4,2	2105	12,5	7,5	6,9 b	760 a	265
	Minéral	3,1	16,1	228	0,9	64,4 a	9,9	4,6	2022	31,8	7,8	7,8 b	747 a	201
Exp. (% du stock total 0-80 cm)	BCH	0,07	0,002	0,09	0,4	0,01	0,003	0,2	0,2	0,007	0,003	-	0,005	0,2
	BOUE	0,11	0,002	0,09	0,4	0,01	0,003	0,2	0,2	0,008	0,003	-	0,006	0,2
	Minéral	0,08	0,002	0,09	0,4	0,01	0,003	0,1	0,2	0,02	0,003	-	0,006	0,2
Exp. (% du stock total 0-20 cm)	BCH	0,3	0,007	0,4	1,4	0,04	0,01	0,8	1,1	0,04	0,01	-	0,02	0,7
	BOUE	0,4	0,007	0,4	1,2	0,05	0,01	0,9	1,1	0,03	0,01	-	0,03	1,0
	Minéral	0,3	0,008	0,4	1,2	0,05	0,01	0,7	1,1	0,08	0,01	-	0,03	0,7
Exp. (% du stock extr EDTA 0-80 cm)	BCH	0,2	3	0,5	-	0,3	0,02	-	13	0,5	-	-	0,1	-
	BOUE	0,3	2	0,5	-	0,2	0,02	-	22	0,2	-	-	0,07	-
	Minéral	0,3	3	0,5	-	0,3	0,03	-	31	0,8	-	-	0,1	-
Exp. (% du stock extr CaCl ₂ 0-80 cm)	BCH	1	12	22	-	9	5	-	97	-	-	-	5	-
	BOUE	2	12	10	-	2	4	-	182	-	-	-	0,6	-
	Minéral	1	13	8	-	1	2	-	169	-	-	-	0,5	-
Stock (kg/ha)	0-80 cm	3,8	949	259	0,3	569	311	2,7	849	156	255	-	12242	129
Stock (kg/ha)	0-20 cm	0,9	209	62	0,09	124	83	0,5	188	37	52	-	2947	27

8.4. Effet des traitements sur le bilan d'éléments traces

- Résultats

Au bout de 11 ans, les entrées par les engrais et les boues sont supérieures aux sorties par les récoltes (uniquement le grain), pour tous les éléments pour les traitements comportant des boues. Pour le traitement Minéral, les entrées dépassent aussi les sorties pour B, Mo, Cd, Cr, Ni, Se, et As. Par contre, le système perd du Mn, Cu, Zn, Co, Pb et Hg pour le traitement Minéral (cf. tableau 43).

Comparées aux stocks du sol, ces entrées et ces sorties sont faibles. Si l'on compare au stock dans 80 cm de sol, profondeur où prospectent les racines du maïs, l'amplitude du bilan est compris entre -0,2 % et +8 % selon les éléments. Cependant, si l'on considère que la boue et les engrais restent dans la couche supérieure, l'amplitude du bilan est compris entre -0,6 % et +24 % du stock dans 0-20 cm.

Le traitement Minéral a un bilan (entrées – sorties) quasi nul : il oscille autour de -1 % à +7 % du stock 0-20 cm.

Le traitement BCH, par contre, a un bilan d'environ +10 % du stock 0-20 cm pour Cu, Zn, et Se. Il est de +25 % pour Hg. Il est très faible pour les autres éléments.

Le traitement BOUE a un bilan d'environ +10 % pour Hg, +7 % du stock 0-20 cm pour Cu et Zn, +4 % pour Se et Cd, faible pour les autres éléments.

Tableau 43 : bilan (entrées – sorties) des éléments traces en 11 ans.

		Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Co	As	Mo	Mn	B
	Traitement													
Bilan* (g/ha)	BCH	38	1071	5440	22	647	1660	48	17233	88	148	75	6471	674
	BOUE	31	521	4336	10	209	1021	18	12080	29	29	93	2308	159
	Minéral	70	390	-123	-0,3	27	-2,5	4,1	-1005	-27	17	14	-581	25
Bilan (% du stock 0-80 cm)	BCH	1	0,1	2	8	0,1	0,5	2	2	0,06	0,06	-	0,05	0,5
	BOUE	0,8	0,05	2	4	0,04	0,3	0,7	1	0,02	0,01	-	0,02	0,1
	Minéral	1,8	0,04	-0,05	-0,1	0,005	-0,0008	0,2	-0,1	-0,02	0,007	-	-0,005	0,0 2
Bilan (% du stock 0-20 cm)	BCH	4	0,5	9	25	0,5	2	9	9	0,2	0,3	-	0,2	2
	BOUE	3	0,3	7	11	0,2	1	4	6	0,08	0,06	-	0,08	0,6
	Minéral	7	0,2	-0,2	-0,3	0,02	-0,003	0,8	-0,6	-0,07	0,03	-	-0,02	0,0 9
Stock (kg/ha)	0-80 cm	3,8	949	259	0,3	569	311	2,7	849	156	255	-	12242	129
Stock (kg/ha)	0-20 cm	0,9	209	62	0,09	124	83	0,5	188	37	52	-	2947	27

*bilan=engrais+boues-exportations

• **Interprétation**

Au bout de 11 ans, si l'on considère les entrées par l'atmosphère (poussières, pluie), par irrigation et par les phytosanitaires égales sur tous les traitements, et les sorties par lessivage, par volatilisation égales sur les 3 traitements, on devrait voir une accumulation théorique de Hg sur les traitements comportant des boues, au moins le traitement BCH, où le bilan par rapport au témoin atteint une augmentation de 25 % (tableau 44).

C'est exactement ce qui est observé (cf 6.4.1.1). Cet accroissement de Hg provient d'un flux d'entrée de Hg par les boues plus élevé sur BCH, les autres postes d'entrée et de sortie étant similaires dans les 3 traitements. L'augmentation de Hg dans le sol est à relativiser : les teneurs restent faibles et dans les fourchettes de teneurs fréquentes pour les sols non contaminés.

Tableau 44 : différence bilan_{traitement} – bilan_{Minéral}, exprimée en pourcentage du stock dans 0-20 cm, sur une période de 11 ans (accumulation théorique).

	Traitement	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Co	As	Mo	Mn	B
différence (% stock 0- 20 cm)	BCH	-3	0,3	9	25	0,5	2	9	10	0,3	0,2		0,2	2
	BOUE	-4	0,06	7	12	0,1	1	3	7	0,1	0,02		0,1	0,6

Le bilan est un outil intéressant, d'une part, pour relativiser les flux d'entrée entre sources d'éléments traces et les flux d'entrée et de sortie, et, d'autre part, pour le confronter aux mesures de concentrations dans les sols.

9. CONCLUSION

L'essai d'Ensisheim vise à répondre localement et de façon concrète aux interrogations de la profession agricole, qui peuvent se résumer ainsi : le recyclage agricole des boues présente-t-il un risque dû aux éléments traces et aux composés traces pour la chaîne alimentaire et la fertilité des sols ? L'objectif de l'essai est de répondre à la question : **les épandages de boues augmentent-ils l'exposition aux 13 éléments traces¹⁶ et aux 23 composés traces¹⁷, qu'on sait toxiques quand ils sont en excès, en comparaison avec une fertilisation minérale exclusive ?**

Suite à 5 épandages de boues et 11 cultures, une réponse peut être avancée. A moyen terme, il n'y a pas de risque pour la chaîne alimentaire via une accumulation de ces 13 éléments ou de ces 23 composés traces dans le maïs, ni d'atteinte à la fertilité des sols.

Les évolutions statistiquement significatives sont les suivantes :

- Une augmentation du pH du sol mesurable jusqu'à 40 cm de profondeur suite à l'épandage de la boue chaulée : 1,25 unités dans 0-5 cm, 1 unité dans 5-20 cm et 0,6 unité dans 20-40 cm,
- Une augmentation de CaO échangeable dans les 20 premiers cm du sol suite à l'épandage de la boue chaulée,
- Une légère augmentation de teneur en matière organique dans l'horizon 5-20 cm avec la boue non chaulée,
- Une augmentation de la teneur totale en Hg dans le sol dans les 20 premiers cm du sol suite à l'épandage de la boue chaulée : cette augmentation est cohérente avec le bilan entrées-sorties du Hg sur la parcelle. Le teneur en Hg du sol reste faible et dans la fourchette des valeurs rencontrées dans les sols non contaminés. Le Hg n'est pas davantage prélevé par les cultures sur le sol qui reçoit ces boues chaulées.
- Des modifications de la spéciation des éléments dans le sol :
 - Moins de manganèse et de nickel échangeables et complexés, avec les boues chaulées,
 - Moins de cadmium échangeable avec les boues chaulées,
 - Moins de bore soluble à l'eau avec les boues chaulées,
 - Moins de cobalt complexé avec les boues chaulées,
 - Davantage de cuivre et zinc échangeables et complexés, avec les boues non chaulées,
 - Davantage de cuivre et zinc complexés, mais moins de cuivre et de zinc échangeables, avec les boues chaulées.
- Des modifications de la structure des communautés microbiennes du sol :
 - Une différence de structure des communautés bactériennes totales avec les boues chaulées, mais qui tend à diminuer avec le temps qui suit l'épandage,
 - Une différence de structure des communautés des endomycorhizes avec les boues chaulées, et qui ne diminue pas avec le temps qui suit l'épandage.
- Des modifications de teneurs en éléments traces dans le maïs :
 - 8 années sur 11 : une teneur en manganèse des résidus de culture dans le traitement recevant des boues chaulées plus faible.
 - 6 années sur 11 : une teneur en cadmium des résidus de culture avec boues chaulées plus faible.
 - Peut-être une teneur en nickel du maïs plus faible avec les boues chaulées
 - Peut-être une teneur en cobalt plus élevée avec les boues non chaulées.
- L'essai a confirmé la valeur agronomique des boues :
 - Amendement basique pour la boue chaulée,
 - Valeur azotée (équivalent engrais de 30-50 % en effet direct) et phosphatée (équivalent engrais de 100 %).

¹⁶ Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn, Co, As, Mo, Mn, B

¹⁷ PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180, benzo(a)pyrène, benzo(b)fluoranthène, fluoranthène, benzo(ghi)pérylène, benzo(k)fluoranthène, indéno(1.2.3.-cd)pyrène, acénaphylène, acénaphène, fluorène, phénanthrène, anthracène, pyrène, benzo(a)anthracène, chrysène, dibenzo(ab)anthracène, naphthalène

Un tel site ne livre de résultats intéressants quant aux risques éventuels qu'au bout de plusieurs épandages, car, d'une part, les flux d'éléments et composés traces apportés par les boues sont très faibles, dans le cas d'épandages conformes à la fois à la réglementation et aux pratiques réelles d'emploi, et, d'autre part, l'effet année climatique est important.

Les données acquises, extrêmement nombreuses, ne sont aujourd'hui pas totalement exploitées. Elles seront intégrées dans une base de données nationale gérée par l'INRA, rassemblant les résultats de plusieurs essais sur le retour au sol des produits résiduels organiques. Ainsi, elles pourront être utilisées par les scientifiques de l'INRA, notamment pour des synthèses thématiques de divers essais ou pour de la modélisation.

Par ailleurs, même si l'essai n'est aujourd'hui plus suivi, il peut être un support intéressant pour des chercheurs pour faire **des analyses complémentaires** car l'essai est ancien et représentatif des pratiques courantes. Le suivi de l'essai a été rigoureux : les protocoles sont clairement décrits, les méthodes analytiques connues, les doses d'épandage maîtrisées, les échantillons conservés pour d'éventuelles futures analyses. D'ailleurs, la Mission recyclage agricole est certifiée ISO 9001 version 2000 pour ses essais de longue durée. Cette certification nous rend vigilants sur la qualité du suivi des essais. Les analyses pourront porter sur de nouveaux paramètres sur des échantillons de la banque d'échantillons. Elles pourront aussi concerner de nouveaux prélèvements au champ, par exemple pour étudier l'effet des boues chaulées après l'arrêt des épandages, sur le pH du sol, la spéciation des éléments traces et leur transfert vers les cultures.

10. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ADEME et APCA, 2005. Dérogations relatives à la réglementation sur l'épandage des boues de stations d'épuration, Comment formuler une demande pour les sols à teneurs naturelles élevées en éléments traces métalliques ? Guide technique. Béraud J. et Bispo A. (coordinateurs). Baize D., Sterckeman T., Piquet A., Ciesielski H., Béraud J., et Bispo A. (auteurs), 142 pages.

ADEME, Arvalis, INRA, APCA, AREAS, ITB, CETIOM, IFVV, 2007. Evaluation des impacts environnementaux des techniques culturales sans labour (TCSL) en France, Rapport de synthèse bibliographique, 390 pages.

Agreste, 2002. Recensement agricole 2000, l'inventaire Alsace. Service central des enquêtes et études statistiques, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Paris, CD Rom, ISBN 2-11-090805-X.

ARAA, 1994. Programme régional agronomique agriculture et eau. Résultats expérimentaux de 1993.

Arvalis, 2004. Le maïs en Alsace, Résultats 2003 et préconisations.

Arvalis, 2005. Le maïs en Alsace, Résultats 2004 et préconisations.

Arvalis, 2007. Le maïs en Alsace, Résultats 2006 et préconisations.

Azimi S., Cambier P., Lecuyer I., Thévenot D., 2004. Heavy metals determination in atmospheric deposition and other fluxes in northern France agrosystems. *Water, Air and Soil Pollution*, 157, 295-313.

Baize D., 1997. Un point sur les teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA Editions, Paris.

Bourrelier P.H. et Berthelin J., 1998. Contamination des sols par les éléments traces : les risques et leur gestion. Rapport n° 42 de l'Académie des Sciences, Tec et Doc, Lavoisier.

Ducasse-Cournac A.M. et Leclerc B., 2002. Inventaire national des essais agronomiques réalisés avec des matières organiques et minérales d'origines urbaine et industrielle. ADEME, Orgaterre, 192 pages.

Gomez A., 1985. Rapport de la Consultation 1985 du Réseau Coopératif Européen sur les oligo-éléments. Murat Le Quaire, 17-20 septembre, FAO.

ITADA, 2005. Etablissement et validation d'un référentiel régional sur le travail du sol simplifié dans le Rhin supérieur. Rapport final du projet 1 du programme ITADA III (2002-2005), Colmar, 246 pages.

ITCF/AGPM, 2003. Le maïs en Alsace, Résultats 2002 et préconisations.

Loué A., 1986. Les Oligo-éléments en agriculture. SCPA, Agri Nathan international, ISBN 2.86479.943.X, 339 pages.

Morel C., Schaub A., Valentin N. et Houot S., 2007. Valeur fertilisante de produits résiduaux organiques (PRO) : exemple du phosphore. Journée technique « Retour au sol des produits résiduaux organiques, des essais au champ de longue durée : intérêt d'un réseau », Colmar, 27/11/2007, 180 pages.

OFEFP, 1996. Sols pollués-métaux lourds et plantes bioindicatrices. Documents Environnement n°58, Sol, Berne, Suisse.

Pinet C., Lecomte J., Vimont V., et Auburtin G., 2003. Teneurs des plantes à vocation alimentaire en éléments traces suite à l'épandage de déchets organiques. Synthèse d'essais agronomiques français et modélisation des transferts sol-plante. CNAM-Institut d'Hygiène Industrielle et de l'Environnement Ouest, ADEME, 75 pages + annexes.

Quénet S., 2001. Evaluation de « Tabou(e) story », campagne d'information menée par la Mission recyclage agricole du Haut-Rhin. Institut de l'élevage, Mission recyclage agricole du Haut-Rhin, 43 pages.

Ross S.M., 1995. Toxic Metals in Soil-Plant Systems. Wiley, Chichester, Royaume-uni.

Sommelier L., Morel J.L., Morel C., et Wiart J., 1996. La valeur phosphatée des boues résiduelles des stations d'épuration urbaines. Collection ADEME Valorisation agricole des boues d'épuration. ADEME-INRA-ENSAIA, 172 pages.

Trémel-Schaub A. et Feix I., 2005. Contamination des sols, transferts des sols vers les plantes. ADEME, EDP Sciences, Les Ulis, 413 pages.



*Syndicat Mixte Recyclage Agricole
du Haut-Rhin*

Avec la collaboration de :



ESSAI DE LONGUE DUREE DE PLEIN CHAMP D'ENSISHEIM :

**Effet des épandages de boues urbaines, chaulées ou non,
sur la qualité des terres et des cultures.**

Rapport final de synthèse 1995-2006 Annexes

**Etude financée par :
ADEME**

**Agence de l'Eau Rhin-Meuse
Conseil Général du Haut-Rhin**

Producteurs haut-rhinois de boues recyclées en agriculture

Anne SCHAUB (ARAA) et Nathalie VALENTIN (SMRA)

Mars 2008

ANNEXES

Annexe 1 : Calendrier des travaux

Annexe 2 : Répartition spatiale des caractéristiques du sol

Annexe 3 : Aire régionale de répartition du sol

Annexe 4 : Caractéristiques du sol de Hardt rouge profonde

Annexe 5 : Description des fosses pédologiques

Annexe 6 : Méthode d'analyse par TTGE

Annexe 7 : Tableaux de résultats complémentaires

Annexe 1 : Calendrier des travaux

14/11/95 27/11/95	Fosse, prélèvements de terre à la tarière Epannage manuel des boues
04/04/96 04/04/96 22/04/96 13/06/96 13/06/96 25/07/96 23/10/96 07/11/96 10/11/96	Apport des engrais P et K Reliquats N avant semis 1° semis, 1° apport de N de 1996 2° apport de N de 1996 Démariage du maïs 1° diagnostic foliaire 1° récolte Prélèvements d'échantillons de terre (agronomie, éléments traces, phosphore, reliquats N) Epannage par erreur d'un engrais PK
15/04/97 24/04/97 10/06/97 25/07/97 06/10/97 23/10/97	Apport des engrais P et K 2° semis, 1° apport de N de 1997 2° apport de N de 1997 2° diagnostic foliaire 2° récolte Prélèvements d'échantillons de terre (phosphore, reliquats N)
15/04/98 02/05/98 06/06/98 12/06/98 24/07/98 09/10/98 15/10/98 20/11/98 20/11/98 15/12/98	Apport des engrais N et P 3° semis, 1° apport de N de 1998 binage démariage, 2° apport de N de 1998 3° diagnostic foliaire 3° récolte prélèvement d'échantillons de terre (agronomie, éléments traces, phosphore, reliquats N) prélèvement de terre (vie microbienne) 2° épandage de boues labour
23/04/99 05/05/99 08/06/99 08/10/99 04/11/99	Apport des engrais P et K Reliquats azotés 4° semis 1° apport d'engrais N de 1999 Démariage 2° apport d'engrais N de 1999 4° récolte Prélèvements d'échantillons de terre (phosphore, reliquats azotés)
12/04/00 /05/00 30/05/00 02/06/00 25/09/00 12/10/00	Apport des engrais P et K 4° semis 1° apport d'engrais N de 1999 Démariage 2° apport d'engrais N de 1999 4° récolte Prélèvements d'échantillons de terre (phosphore, reliquats azotés)
02/05/01 /05/01 13/06/01 10/10/01 29/10/01	Apport des engrais P et K Reliquats azotés 6° semis 1° et 2° apports d'engrais N de 2001 démariage 3° apport d'engrais N de 2001 6° récolte Prélèvement d'échantillons de terre (phosphore, reliquats azotés, éléments traces, composés traces organiques, paramètres physico-chimiques) Epannage manuel des boues
19/04/02	Apport des engrais P et K Reliquats azotés

22/04/02	7° semis
04/06/02	1° apport d'engrais N de 2002
07/10/02	Démariage
18/11/02	2° apport d'engrais N de 2002
07/10/02	7° récolte
18/11/02	Prélèvements d'échantillons de terre (phosphore, reliquats azotés)
27/03/03	4° épandage manuel des boues
14/04/03	Apport des engrais P et K
sem 17	8° semis
02/06/03	1° apport d'engrais N de 2003
18/09/03	Démariage
17/10/03	2° apport d'engrais N de 2003
17/10/03	8° récolte
17/10/03	Prélèvements d'échantillons de terre (phosphore, reliquats azotés)
23/03/04	Prélèvement d'échantillons de terre (ETM, ETM-EDTA, ETM-CaCl2)
19/04/04	Puis 5° épandage manuel des boues.
08/06/04	Apport d'engrais P et K
05/10/04	1° apport d'engrais N de 2004
oct	Démariage
08/02/05	9° récolte
fév	semis
13/04/05	Prélèvement de terre pour TTGE et reliquats azotés
12/07/05	1° apport engrais N de 2005
08/09/05	Détourage des microparcelles
	2° apport d'engrais N de 2005
	10° récolte
	Prélèvement de terre pour TTGE
21/04/06	Prélèvement de terre pour TTGE
sem17	Apport des engrais P et K
06/06/06	Semis et 1° apport d'engrais N
08/06/06	démariage
12/10/06	2° apport d'engrais N de 2006
09/11/06	11° récolte
10/11/06	Prélèvement d'échantillons de terre (état final)
	Fosses pédologiques

Annexe 2 : Répartition spatiale des caractéristiques du sol

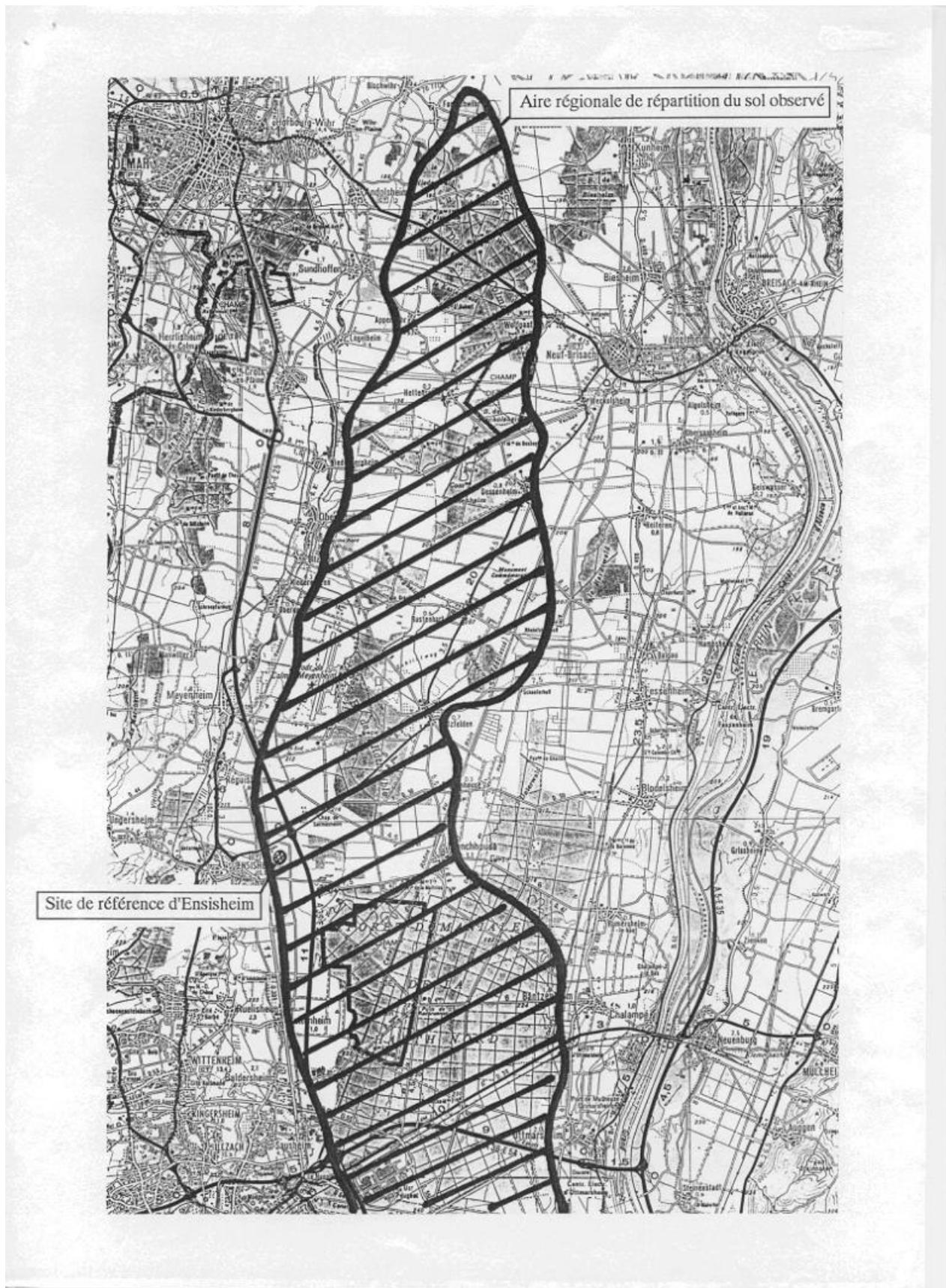
Répartition des caractères variables du sol observé (profondeur, texture, hydromorphie)



Légende

-  Profondeur 60 cm
-  Profondeur 70-80 cm
-  Profondeur 90-120 cm
-  Hydromorphie à 50-60 cm
-  Hydromorphie en traces à 60-80 cm
-  Texture LS à 40 cm de profondeur

Annexe 3 : Aire régionale de répartition du sol



Annexe 4 : Caractéristiques du sol de Hardt rouge profonde

Source : Sol Conseil et ARAA (1999). Guide des sols d'Alsace, Petite région naturelle Plaine Sud-Alsace. Maîtrise d'ouvrage Région Alsace, 183 pages

Région naturelle 10 - Plaine Sud Alsace

Sol caillouteux, rosâtre, profond (80 cm), sur alluvions caillouteuses du Rhin

Fiche de sol n° 7

Hardt rouge profonde - Typologie des sols d'Alsace : code n° 11.0 (variante à définir)

Sol brun fersiallitique lessivé - Néoluvisol fersiallitique caillouteux, limono-argilo-sableux

GENESE ET PLACE DANS LE PAYSAGE

Ce type de sol se trouve sur la terrasse caillouteuse du Rhin au Sud-Ouest en bordure de la plaine de l'Ill vers Ensisheim et Meyenheim.

Les sols développés sur cette terrasse sont caillouteux dès la surface, décarbonatés et moyennement profonds. Ils présentent la particularité de surmonter un niveau de cailloux plus ou moins altérés encore favorable à l'enracinement. Ils sont associés à des sols plus profonds correspondant au remplissage d'anciens chenaux de débordement du Rhin (fiche 10). Le pH est le plus souvent compris entre 6 et 7.

Les eaux de pluie ou d'irrigation s'infiltrent rapidement dans ces sols.

Mise en valeur actuelle :

Cultures d'été avec irrigation (maïs essentiellement).

Etendue estimée : 2 à 3 %



Culture d'été non irriguée sur des surfaces où alternent chenaux limoneux et zones caillouteuses

CRITERES DE RECONNAISSANCE

- Proximité de l'Ill,
- terrasse à peine surélevée
par rapport à la plaine de l'Ill,

- Zone non inondable

- Matériau décarbonaté, nombreux galets

à l'œil



- galets dès la surface en quantité notable
(de 10 à 70 %)

- couleur de surface brun rosâtre

au toucher



- texture limono-argilo-sableuse

à la pissette



- pas d'effervescence à l'acide en général

à la tarière



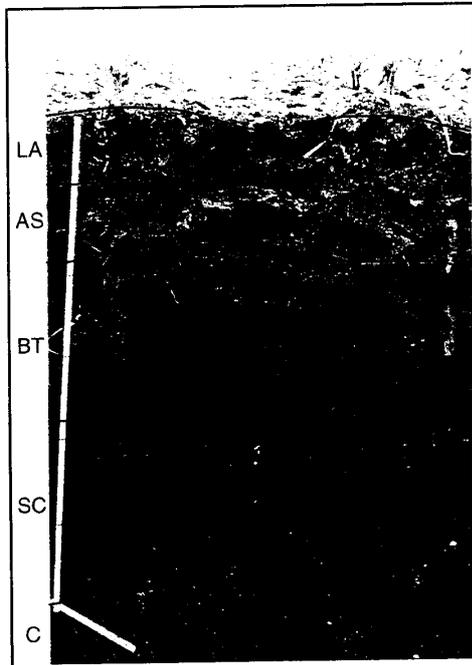
- cailloux bloquant la tarière à
60-80 cm le plus souvent

UN EXEMPLE DE PROFIL

Ensisheim : X = 976.9 Y = 2330.7

Octobre 1995. Parcelle de maïs grain irrigué

Profil typique de l'unité



DESCRIPTION MORPHOLOGIQUE

Horizon LA (0-20 cm) - Limon argilo-sableux, brun, structure polyédrique, friable. Nombreuses racines.

Horizon AS (20-40 cm) - Limon argilo-sableux, beige, structure polyédrique, friable. Nombreuses racines.

Horizon BT (40-80 cm) - Argile limono-sableuse, rougeâtre, structure polyédrique luisante, peu friable. Racines peu nombreuses.

Horizon SC (80-120 cm) - Argile limono-sableuse, rougeâtre, structure polyédrique, peu friable.

Horizon C (> 120 cm) - Sable caillouteux, gris jaunâtre. Calcaire à non calcaire.

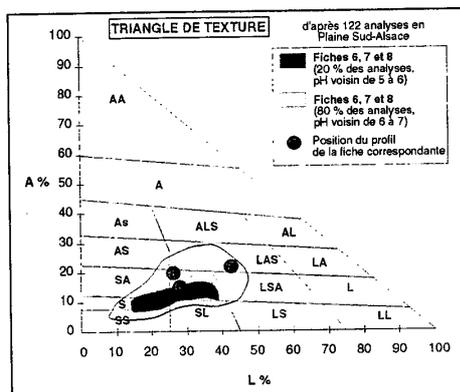
PROFIL GRANULOMETRIQUE

Profondeur en cm	Horizon	GRANULOMETRIE en %					MO en %
		S.G.	S.F.	L.G.	L.F.	A.	
0 - 20 cm	LA	9,7	19,8	20,5	25,5	22,6	1,8
20 - 40 cm	AS	9,5	18,3	21,0	24,5	25,3	1,4
40 - 80 cm	BT	9,9	18,5	16,8	20,7	33,0	1,0
80 - 120 cm	SC	14,8	20,1	12,3	15,0	36,6	1,2
120 cm et +	C	21,3	23,0	16,9	13,0	24,9	0,7

P205 Olsen

PROFIL CHIMIQUE

C/N	CaCO3 total en %	P2O5 ppm	pH eau	Bases échangeables, meq/100g					S/T an %
				Ca	Mg	K	Na	CEC	
8,8	0,0	106	6,0	8,7	1,15	0,84	0,16	12,8	85
8,2	0,0	64	6,2	10,2	1,56	0,62	0,18	12,3	Sat.
7,3	0,0	23	6,8	14,6	2,90	0,41	0,21	14,9	Sat.
7,0	0,0	24	7,2	18,0	2,96	0,45	0,23	16,8	Sat.
7,5	0,0	16	8,3	44,0	1,82	0,25	0,14	10,5	Sat.

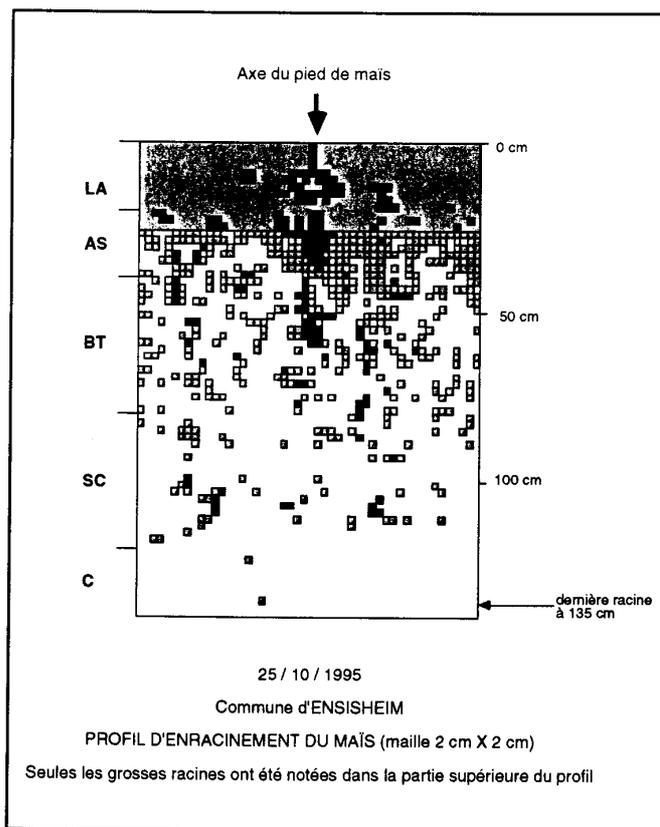


Variabilité des textures de surface :

distribution des textures à partir des analyses de terres disponibles pour les sols de la Hardt Rouge.

Enracinement du maïs.
Ensisheim. Octobre 1995

Cette cartographie d'enracinement a été réalisée sur le type de sol présenté dans la région Sud-Alsace.



CARACTERES GENERAUX DU SOL

- Profondeur du sol limitée à 50-80 cm par une charge en cailloux progressivement plus importante
- Texture limono-argilo-sableuse, teneur en argile de l'horizon de surface de 20 à 25 %, jusqu'à 35-40 % en profondeur, taux de cailloux de 15 à 20 %
- Densité apparente comprise entre 1,5 et 1,7 (en surface)
- Réserve utile de 120 mm pour 80 cm de sol
- Classe d'hydromorphie : H0
- pH voisin de 6,5 à 7,0

ATOUPS ET CONTRAINTES DU SOL

- Réserve utile moyenne à faible. Nappe phréatique profonde (> 10 m)
- Taux de cailloux élevé : usure du matériel de travail du sol
- Risque de lessivage des nitrates moyen
- Pouvoir épurateur suffisant

COMMENTAIRES AGRONOMIQUES

Potentialités

- Bonnes potentialités en cultures d'été avec irrigation
- La présence de cailloux limite la gamme des cultures (pas de plantes à racines ou à tubercules)

Praticabilité et travail du sol

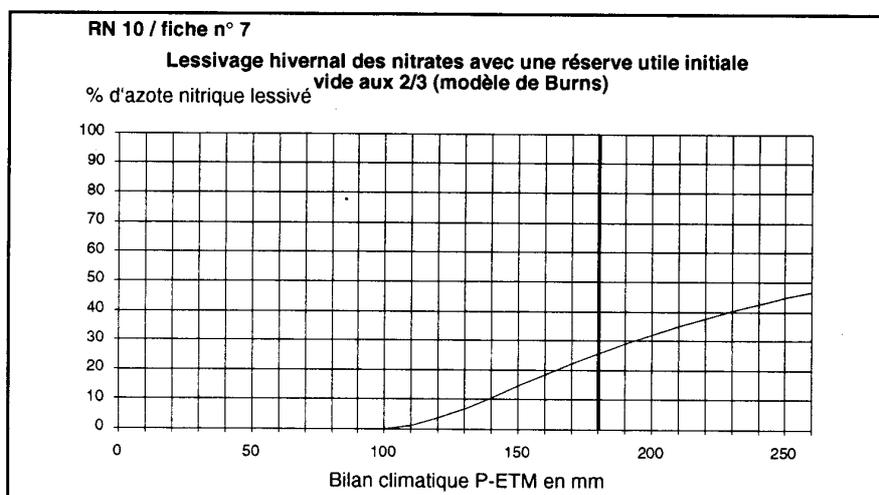
- Ressuyage très rapide permettant d'envisager des itinéraires techniques nécessitant de nombreuses interventions
- La forte pierrosité gêne le travail du sol et provoque une usure rapide du matériel

Fertilisation et entretien calcique

- Entretien calcique à prévoir
- Fertilisation phosphatée des cultures à réaliser sous formes solubles, apportées au plus près des besoins des plantes
- Au printemps, les apports d'engrais azoté doivent être fractionnés en 2 fois
- Attention à l'apparition des signes de carences en oligo-éléments.

Risque de lessivage de l'azote

moyen



Pouvoir épurateur

suffisant, mais avec une profondeur des sols limitée par endroits (40-60 cm) et une vitesse d'infiltration élevée ; contrôle du pH indispensable

Annexe 5 : Description des fosses pédologiques

Description de la fosse pédologique réalisée en 1995

Sol brun décalcifié profond Profil réf.1 MVAD 68

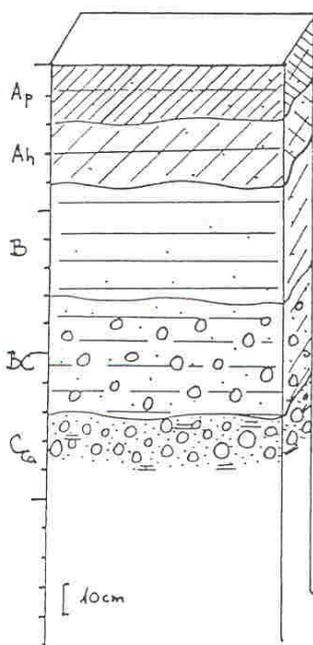
Description sommaire de l'unité : basse terrasse de la plaine du Rhin

Limons argilo-sableux à argile limono-sableuse, brun rougeâtre, décarbonaté, reposant à 80-90 cm sur un lit de galets. Localement, niveau limoneux calcaire entre 80 et 120 cm. Galets au-delà de 120 cm.

Localisation dans le paysage

ENSISHEIM, Schorrfeld Ouest, chez M. J.L. KIRY

Profil type



Description morphologique

Horizon Ap - 0/20 cm

Limons argilo-sableux, brun (10 YR 33), structure polyédrique (10 et 30 mm), friable. Non calcaire. Nombreuses racines. Quelques galets. Gley de labour localisé vers 20 cm.

Horizon Ah - 20/40 cm

Limons argilo-sableux, brun (10 YR 43), structure polyédrique (10 et 30 mm), friable. Non calcaire. Nombreuses racines. Quelques galets.

Horizon B - 40/80 cm

Argile limono-sableuse, beige rougeâtre (7,5 YR 34), structure polyédrique (20 à 40 mm), peu friable. Non calcaire. Racines peu nombreuses. Rares concrétions FeMn.

Horizon BC - 80-120 cm

Argile limono-sableuse, beige rougeâtre (7,5 YR 34), structure polyédrique (20 à 40 mm), peu friable. Non calcaire. Nombreux galets.

Horizon Cca - Localement calcaire, 120-140 cm

Limons argilo-sablo-caillouteux, beige jaunâtre (10 YR 44), structure particulaire, friable. Très nombreux galets (90 %). Calcaire à non calcaire.

Caractères analytiques (Analyse SADEF Aspach du 07/12/1995 - P2O5 Olsen)

	Ref.	A %	Lf %	Lg %	Sf %	Sg %	pHeau	pHKCl	CaCO3 %	MO %	C/N	P2O5 ppm	meq/100 g					S/T
													Ca	Mg	K	Na	CEC	
Ap	-	22,6	25,5	20,5	19,8	9,7	6,0	4,8	0	1,8	8,8	106	8,7	1,15	0,84	0,16	12,8	85 %
Ah	-	25,3	24,5	21,0	18,3	9,5	6,2	4,8	0	1,4	8,2	64	10,2	1,56	0,62	0,18	12,3	Sat.
B	-	33,0	20,7	16,8	18,5	9,9	6,8	5,3	0	1,0	7,3	23	14,6	2,90	0,41	0,21	14,9	Sat.
BC	-	36,6	15,0	12,3	20,1	14,8	7,2	5,9	0	1,2	7,0	24	18,0	2,96	0,45	0,23	16,8	Sat.
CCa	-	24,9	13,0	16,9	23,0	21,3	8,3	7,3	0	0,7	7,5	16	44,0	1,82	0,25	0,14	10,5	Sat.

Description de la fosse pédologique réalisée en 2006 sur le traitement Minéral

Ensisheim - Site de référence - Traitement Minéral

Profil n° 3

Dénomination sommaire

Sol brun décalcifié, légèrement désaturé, profond

Maïs

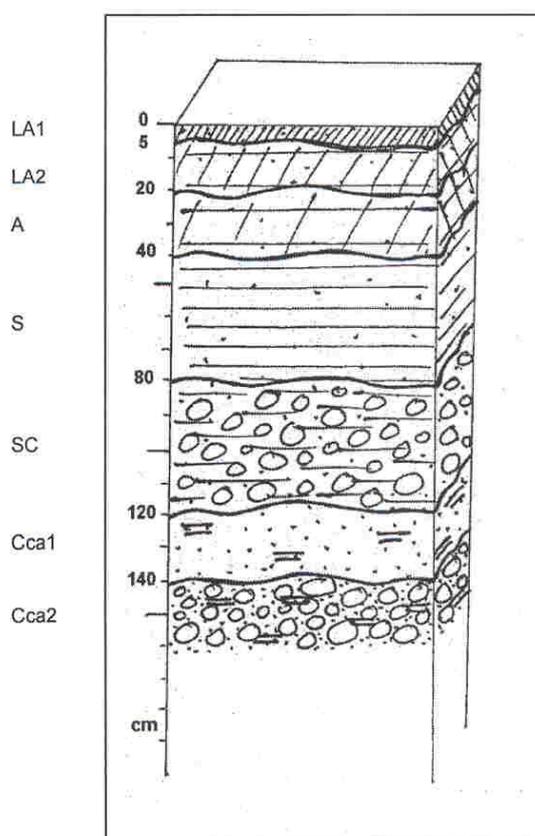
LOCALISATION DU PROFIL

Ensisheim : X = 977,009 - Y = 2330,773

Novembre 2006

Auteur : JP.PARTY

DESCRIPTION MORPHOLOGIQUE



Horizon LA1 (0-5 cm) – Limon sablo-argileux, brun (10 YR 33), structure polyédrique subangulaire (20 à 30 mm), peu compact. Racines très peu nombreuses. Pas de cailloux. Transition régulière sur 2 cm.

Horizon LA1 (5-20 cm) – Limon sablo-argileux, beige (10 YR 43), structure polyédrique (50 à 80 mm), compact. Racines peu nombreuses. Pas de cailloux. Transition régulière sur 5 cm.

Horizon A (20-40 cm) – Limon argilo-sableux, beige clair (10 YR 43), structure prismatique (50 à 100 mm), très compact. Racines peu nombreuses. Pas de cailloux. Transition régulière sur 5 cm.

Horizon S (40-80 cm) – Limon argilo-sableux, beige rougeâtre (7,5 YR 43), structure prismatique (100 à 200 mm), compact à très compact. Nombreuses racines. Pas de cailloux. Transition régulière sur 5 cm.

Horizon SC (80-120 cm) – Argile sableuse, beige rougeâtre (7,5 YR 44), structure polyédrique (50 à 100 mm), très compact. Très peu de racines. Nombreux galets (60 à 80 %). Transition ondulée sur 10 cm.

Horizon Cca1 (120-140 cm) – Sable limoneux, jaunâtre (2,5 Y 56), calcaire, structure particulaire, peu compact. Pas de racines. Pas de cailloux. Transition ondulée sur 10 cm.

Horizon Cca2 (> 140 cm) – Sable caillouteux, jaunâtre (2,5 Y 56), calcaire, structure particulaire, meuble. Pas de racines. Très nombreux galets (80 %).

PROFIL GRANULOMETRIQUE

Prof.	Hor.	Mesures physiques (%)					MO
en cm		Cx	DA	pF28	pF42	RU	%
0-5	LA1	2,9	1,46	21,3	9,7	8,2	2,4
5-20	LA2	3,7	1,69	21,3	10,8	25,6	1,3
20-40	A	3,5	1,62	23,1	12,4	33,5	1,3
40-80	S	4,2	1,54	26,1	14,5	68,5	1,3
80-120	SC	75,0	1,65	25,4	15,8	15,4	1,2
120-140	Cca1	0,0	1,65	-	-	-	-
> 140	Cca2	80,0	2,02	-	-	-	-

PROFIL CHIMIQUE

C/N	CaCO3 %	P2O5	pH	Bases échangeables (meq/100g)					S/T	
	total	actif	ppm	eau	Ca	Mg	K	Na	CEC	%
-	0,2	-	150	6,1	7,64	1,24	1,25	0,05	12,1	84
-	0,2	-	64	5,9	9,50	1,39	0,62	0,10	12,9	90
-	0,2	-	41	6,2	13,0	2,08	0,51	0,15	15,7	Sat
-	0,2	-	10	7,0	17,3	3,17	0,30	0,23	17,8	Sat
-	0,2	-	13	7,3	18,0	3,42	0,38	0,31	18,6	Sat
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Description de la fosse pédologique réalisée sur le traitement BCH

Ensisheim - Site de référence - Traitement WiKiRu

Profil n° 2

Dénomination sommaire

Sol brun décalcifié profond

Maïs

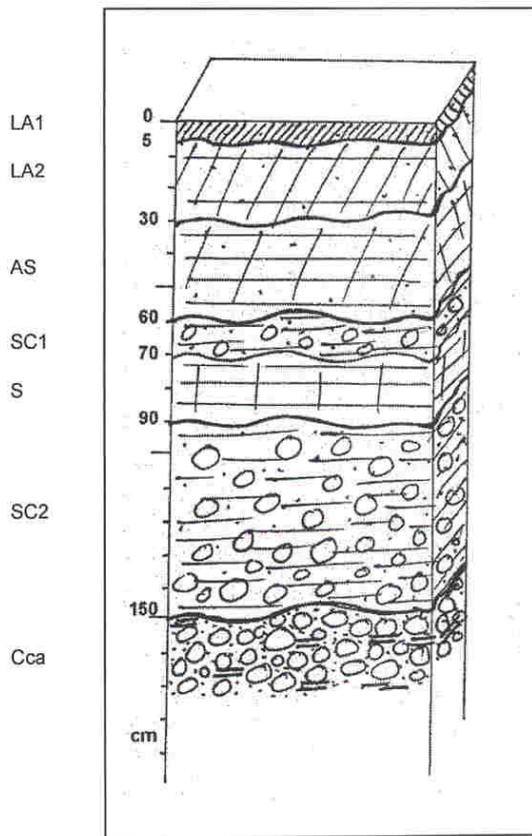
LOCALISATION DU PROFIL

Ensisheim : X = 977,008 - Y = 2330,760

Novembre 2006

Auteur : JP.PARTY

DESCRIPTION MORPHOLOGIQUE



Horizon LA1 (0-5 cm) – Limon sablo-argileux, brun (10 YR 43), structure polyédrique (10 à 20 mm), peu compact. Racines peu nombreuses. Pas de cailloux. Transition régulière sur 2 cm.

Horizon LA2 (5-30 cm) – Limon argilo-sableux, brun (10 YR 43), structure polyédrique (30 à 50 mm), compact. Nombreuses racines. Pas de cailloux. Transition régulière sur 5 cm.

Horizon AS (30-60 cm) – Limon argilo-sableux, beige clair (10 YR 44), structure prismatique (50 à 100 mm), très compact. Racines peu nombreuses. Pas de cailloux. Transition régulière sur 5 cm.

Horizon SC1 (60-70 cm) – Argile sableuse, brun rougeâtre (7,5 YR 43), structure polyédrique (20 à 30 mm), compact. Racines très peu nombreuses. Nombreux galets (60 à 80 %). Transition régulière sur 5 cm.

Horizon S (70-90 cm) – Argile limono-sableuse, beige rougeâtre (7,5 YR 44), structure prismatique (50 à 100 mm), compact. Racines peu nombreuses. Pas de cailloux. Transition régulière sur 10 cm.

Horizon SC2 (90-150 cm) – Argile sableuse, brun rougeâtre (7,5 YR 43), structure polyédrique (20 à 30 mm), compact. Pas de racines. Nombreux galets (60 à 80 %). Transition régulière sur 10 cm.

Horizon Cca (> 150 cm) – Sable caillouteux, jaunâtre (2,5 Y 56), calcaire, structure particulière, peu compact. Pas de racines. Très nombreux galets (80 %).

PROFIL GRANULOMETRIQUE

PROFIL CHIMIQUE

Prof.	Hor.	Mesures physiques (%)					MO
en cm		Cx	DA	pF28	pF42	RU	%
0-5	LA1	2,3	1,65	20,4	9,5	8,8	2,4
5-30	LA2	2,8	1,75	20,1	9,5	45,1	1,4
30-60	AS	2,8	1,60	26,7	15,7	51,3	1,3
60-70	SC1	45,0	1,52	23,7	15,1	6,1	1,5
70-90	S	3,1	1,59	23,4	14,2	28,3	1,0
90-150	SC2	75,0	1,52	22,8	13,7	21,8	0,9
> 150	Cca	80,0	1,82	-	-	-	-

C/N	CaCO3 %	P2O5	pH	Bases échangeables (meq/100g)					S/T	
	total	actif	ppm	eau	Ca	Mg	K	Na	CEC	%
-	0,2	-	160	7,2	11,5	0,99	0,60	0,04	12,9	Sat
-	0,2	-	100	7,1	10,6	0,94	0,68	0,07	12,5	Sat
-	0,2	-	17	7,0	19,2	2,83	0,45	0,18	20,9	Sat
-	0,5	-	37	7,8	23,7	2,43	0,40	0,18	20,5	Sat
-	0,2	-	15	7,9	19,0	1,98	0,36	0,23	19,3	Sat
-	0,2	-	11	7,8	19,9	1,88	0,32	0,25	17,4	Sat
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

P2O5 Olsen - RU profil = 140 mm

ARL - Journal du recyclage agricole de l'essai de longue durée de plein champ à Ensisheim 1999-2000

Description de la fosse pédologique réalisée sur le traitement BOUE

Ensisheim - Site de référence – Traitement Ensisheim

Profil n° 1

Dénomination sommaire

Sol brun décalcifié, légèrement désaturé, profond

Maïs

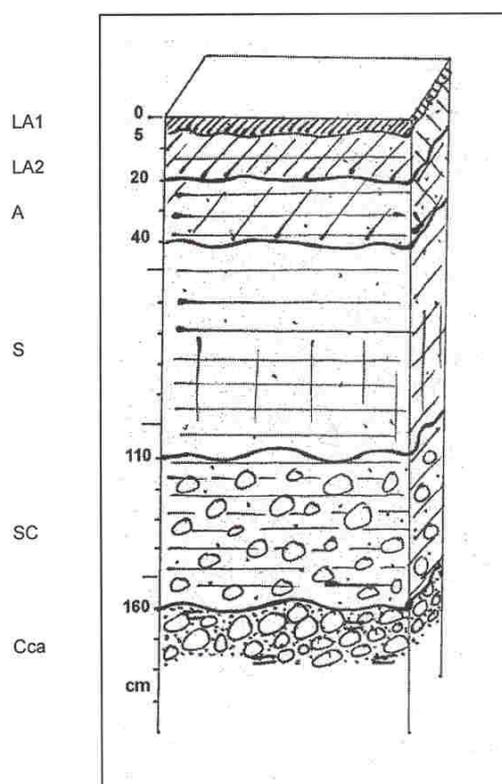
LOCALISATION DU PROFIL

Ensisheim : X = 977,007 - Y = 2330,747

Novembre 2006

Auteur : JP.PARTY

DESCRIPTION MORPHOLOGIQUE



Horizon LA1 (0-5 cm) – Limon sablo-argileux, brun (10 YR 33), structure polyédrique subangulaire (20 à 30 mm), peu compact. Racines peu nombreuses. Pas de cailloux. Transition régulière sur 2 cm.

Horizon LA2 (5-20 cm) – Limon sablo-argileux, beige (10 YR 43), structure polyédrique (30 à 50 mm), compact. Nombreuses racines. Pas de cailloux. Transition régulière sur 5 cm.

Horizon A (20-40 cm) – Limon argilo-sableux, beige clair (10 YR 43), structure prismatique (50 à 100 mm), très compact. Racines peu nombreuses. Pas de cailloux. Transition régulière sur 10 cm.

Horizon S (40-110 cm) – Limon argilo-sableux, beige rougeâtre (7,5 YR 44), structure prismatique (50 à 100 mm), compact. Nombreuses racines. Taches rouille très peu nombreuses. Pas de cailloux. Transition régulière sur 5 cm.

Horizon SC (110-160 cm) – Argile sableuse, beige rougeâtre (7,5 YR 43), structure polyédrique (30 à 50 mm), compact. Très peu de racines. Nombreux galets (60 à 80 %). Transition régulière sur 10 cm.

Horizon Cca (> 160 cm) – Sable caillouteux, jaunâtre (2,5 Y 56), calcaire, structure particulière, peu compact. Pas de racines. Très nombreux galets (80 %).

PROFIL GRANULOMETRIQUE

Prof.	Hor.	Mesures physiques (%)					MO
en cm		Cx	DA	pF28	pF42	RU	%
0-5	LA1	2,5	1,52	21,4	9,4	8,9	2,4
5-20	LA2	2,8	1,71	20,6	9,8	26,9	1,6
20-40	A	3,2	1,70	21,9	11,7	33,6	1,4
40-110	S	2,6	1,64	24,4	13,5	121,9	1,2
110-160	SC	50,0	1,57	24,0	14,5	39,0	1,0
> 160	Cca	40,0	1,57	-	-	-	-

PROFIL CHIMIQUE

C/N	CaCO3 %	P2O5	pH	Bases échangeables (meq/100g)					S/T	
	total	actif	ppm	eau	Ca	Mg	K	Na	CEC	%
-	0,2	-	110	6,1	6,93	1,09	1,32	0,05	11,9	79
-	0,0	-	72	6,0	7,96	1,14	0,85	0,07	12,2	82
-	0,2	-	60	6,0	11,0	1,69	0,64	0,13	15,1	89
-	0,2	-	10	7,0	16,9	2,88	0,36	0,24	18,7	Sat
-	0,2	-	12	7,3	18,3	2,83	0,32	0,25	18,8	Sat
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

P2O5 Olsen - RU profil = 150 mm (avec 2/3 de l'horizon S)

Annexe 6 : Méthode d'analyse par TTGE

Description de la méthode d'analyse de la structure des communautés microbiennes : la TTGE (Thermal Temporal Gradient Electrophoresis)

Présentation générale de la méthode d'analyse de la diversité microbienne par TTGE

Le polymorphisme de l'ADN est un outil pour des études en écologie et en analyse de l'évolution. Les applications qui en découlent sont les suivantes : identification (permet de mettre en évidence des différences entre individus), caractérisation de populations, monitoring des changements génétiques (évolution de la diversité microbienne dans le temps, en fonction de la localisation et/ou en fonction de conditions environnementales diverses). Les changements de profils microbiens peuvent par exemple révéler la présence de polluants.

La diversité microbienne provenant d'échantillons collectés dans l'environnement est habituellement déterminée par la caractérisation des souches après extraction du sol et isolement. La limite de cette technique encore employée aujourd'hui vient du rendement faible d'extraction (<10% de la microflore totale) et de la prise en compte des seules microorganismes cultivables (0,1 à 10% des bactéries du sol).

Une nouvelle approche consiste à extraire l'ADN microbien (rendements d'extraction >50%) et à amplifier certaines zones variables des gènes à ARNr 16S avant d'analyser les amplifiats par TTGE, technique d'empreinte génétique ou « fingerprinting ». La TTGE (Thermal Temporal Gradient Electrophoresis), appelée aussi TGGE (Thermal Gradient Gel Electrophoresis) est l'une des techniques les plus performantes pour l'analyse de l'empreinte génétique.

Succinctement, le principe de cette technique repose sur la séparation des produits de PCR (fragments d'ADN) de taille identique mais de séquences différentes. Ces fragments sont plus ou moins dénaturés, en fonction de leur composition en bases, dans un gel de polyacrylamide soumis à un gradient de température, ce qui se répercute sur leur mobilité.

On compare ensuite les profils de séquences d'ADN et on en déduit le pourcentage de similarité ainsi que l'évolution de la biodiversité (correspond au nombre de bandes et à leur position).

Cette technique déjà été utilisée pour évaluer l'impact de pratiques agricoles sur la diversité microbienne (par exemple, comparaison de pratiques agricoles conventionnelles et de celles dont le cahier des charges répond à celui de l'agriculture biologique, comparaison entre l'apport au sol de boue et de chaux).

Les étapes de l'analyse par TTGE

Les protocoles d'extraction de l'ADN, de son amplification et de l'analyse des fragments par TTGE ont fait l'objet d'une mise au point pour le sol étudié. Il convient de préciser qu'aucune méthode standardisée n'existe à ce jour. Les protocoles optimisés sont détaillés dans les annexes qui suivent.

Une empreinte génétique est réalisée par TTGE pour chaque modalité (3 traitements, 4 répétitions). Pour le premier prélèvement de février 2005, les empreintes obtenues sont comparées deux à deux grâce au coefficient de Dice. Une matrice de similarité rassemble l'ensemble des coefficients. Ensuite, la matrice est analysée en utilisant la méthode de classification ascendante hiérarchique. Cette méthode consiste à agréger progressivement les individus selon leur ressemblance, mesurée à l'aide d'un indice de similarité. Dans notre cas, un système d'agrégation de type « lien complet » conduisant à la création de classes a été utilisé (la dissimilarité entre deux classes A et B est la plus grande dissimilarité entre un objet de la classe A et celui de la classe B). Le logiciel Statbox Pro (Grimmer Soft) a été employé pour l'analyse. Pour les deux prélèvements suivants deux modifications mineures ont été apportées – ne remettent pas en cause les résultats précédents. Il s'agit du choix du coefficient (celui de Pearson au lieu de celui de Dice) et du système d'agrégation (de type « lien moyen » au lieu du « lien complet »). L'étape de comparaison des profils est informatisée – pas de détermination manuelle des bandes mais utilisation d'un profil d'intensité – pour plus d'objectivité dans l'analyse des résultats.

Protocoles d'extraction de l'ADN, de son amplification et de l'analyse des fragments par TTGE

1) Extraction des acides nucléiques du sol

L'ensemble des étapes du protocole est réalisé à 4 °C dans la glace, afin de ralentir l'activité des nucléases présent dans l'échantillon.

Tout le matériel en contact avec les échantillons doit être stérile.

Lyse des cellules :

- 0,5 g d'échantillon de sol est placé dans un tube de centrifugation stérile de 2 ml
- ajouter 200 µL de solution de flocculant (*Braid et al, 2003*)
- agiter 10 secondes au vortex
- ajouter 0,5 ml de tampon d'extraction et 400 mg de billes de verre, 500 µm de diamètre, stériles (par autoclave, 121°C pendant 15 minutes).
- agiter les tubes au vortex à vitesse maximale pendant 5 minutes
- incuber les tubes au bain marie à 70°C pendant 5 minutes
- agiter les tubes au vortex pendant 5 minutes
- centrifuger à 20 000xg pendant 2 minutes à 4 °C
- récupérer 500 µL de surnageant jaune clair dans un tube de 1,5 mL

Purification des acides nucléiques

- ajouter 1 volume (500µL) de solution de CTAB 2%, agiter 10 secondes au vortex et incubé à 68°C pendant 20 minutes. Agiter les tubes par retournement toutes les 5 minutes.
- centrifuger 8 minutes à 20 000xg et à 4°C
- récupérer, dans un tubes de 1,5 mL, 750 µL de surnageant transparent en évitant au maximum le précipité.
- ajouter 1 volume de solution de phénol (phénol / chloroforme / alcool isoamylique, 25 / 24 /1).
- agiter le mélange au vortex pendant 30 secondes.
- la séparation des phases organiques et aqueuses est réalisée par une centrifugation de 2 minutes à 20 000xg et à 4 °C
- récupérer, dans un tube de 1,5 mL, 650 µL de surnageant et répéter le lavage au phénol.

Élimination du phénol

- transférer le surnageant (550 µL) dans un nouveau tube de 1,5 mL et ajouter 1 volume de chloroforme (chloroforme / alcool isoamylique, 24/1)
- agiter les tubes vigoureusement à la main pendant 2 minutes
- centrifuger les tubes à 20 000xg pendant 2 minutes à 4°C.
- récupérer, dans un tube de 1,5 mL, 450 µL de surnageant et répéter la phase d'élimination du phénol.

Précipitation des acides nucléiques

- un volume d'isopropanol à 4°C est ajouté au surnageant (phase aqueuse ; 350 µL), dans un tube de 1,5 mL, pour précipiter les acides nucléiques.
- homogénéiser le mélange (retournement lent pendant 30 à 45 secondes) et le maintenir à -20°C pendant 30 minutes pour permettre la précipitation des acides nucléiques en solution.
- centrifuger le mélange à 20 000xg pendant 25 minutes à 4 °C pour culotter les acides nucléiques

Rinçage du culot d'acides nucléiques

- éliminer délicatement le surnageant
- rincer le culot avec 100 µL d'éthanol à 70 %
- centrifuger 2 minutes à 20 000xg
- jeter délicatement le surnageant en prenant garde de ne pas perdre le culot

- répéter l'opération de rinçage.
- retourner les tubes ouverts sur du papier absorbant en prenant garde de ne pas les contaminer

Stockage du culot d'acides nucléiques

- le culot est séché sous vide pendant 10 minutes (les culots doivent être entièrement sec)
- suspendre le culot dans 100 µL d'eau ultra pure (qualité moléculaire)
- conserver les extraits à -20 °C

remarque : si l'extraction a été réalisée avec le flocculant à 50 ou 100 mM, les culots devront être dilués au 1/10 voir au 1/100.

Vérification de la présence d'acide nucléique dans l'échantillon

Une migration par électrophorèse sur gel d'agarose 1% est réalisée pour s'assurer de la présence d'acides nucléiques. Chargé 10 µL d'échantillon, migration 15 à 20 minutes à 110V.

Tampons utilisés

Solution de flocculant (Braid et al, 2003)

AlNH₄SO₄ concentration à ajuster (50, 100 ou 200 mM) suivant le type de sol

Stérilisation à travers une membrane de 0,2 µm

Tampon d'extraction

Tris-base	100 mM
EDTA	100 mM
NaCl	100 mM
PVPP	1% (p/vol)
SDS	2% (p/vol)
pH	8

Stérilisation par autoclave : 121°C pendant 15 minutes

CTAB 2%

CTAB	2 % p/v
EDTA	0,1 M
NaCl	1,4 M

Stérilisation par autoclave : 121°C pendant 15 minutes

Références

Braid et al, 2003; Removal of PCR inhibitors from soil DNA by chemical flocculation; Journal of Microbiological Methods 52, 389-393.

2) bactéries totales

1) Amplification du fragment V3 de la région 16S de l'ADN ribosomique bactérien, par PCR dans le but d'une révélation par TTGE

Toutes les manipulations doivent être réalisées dans la glace.

Tous les produits sont aliquotés et conservés à 4°C.

Tout le matériel en contact avec les échantillons doit être stérile.

Les pointes pour micropipette servant à prélever des acides nucléiques doivent être équipées de filtre.

Amorces utilisés

Région V3 :

Les amorces utilisées ciblent la région hyper variable V3 du gène 16S de la majorité des eubactéries (Fouratt et al, 2002).

357F-GC (ou 341f-gc ou HDA1-GC):

5'- CGC CCG CCG CGC GCG GCG GGC GGG GCG GGG GCA CGG GGG GCC TAC GGG AGG CAG CAG -3'

518R (ou 534r ou HDA2)

5'- GTA TTA CCG CGG CTG CTG G -3'

(Ogier et al 2002 ; Fouratt et al 2002 ; Yu et al 2004)

Le amplicons produits par ces amorces ont tous une taille de 200 à 300 pb.

Composition du milieu réactionnel (MIX) d'amplification du 16S bactérien pour TTGE

Le Mix a été défini par une série de tests internes au laboratoire, à partir de synthèse de publications.

	Concentration finale	Volume de réactif
Tampon 10X	1 X	5 µL
MgCl ₂ 25 mM	3,75 mM	7,5 µL
dNTP 10 mM	200 µM	1 µL
amorce 1 20 µM	0,1 µM	0,25 µL
amorce 2 20 µM	0,1 µM	0,25 µL
Taq polymérase 5U/µL 1,5 U	0,3 µL	
BSA 10 mg/mL	100 µg/mL	0,5 µL
Echantillon d'ADN		5 µL
Eau ultra pure		qsq
Volume réactionnel		50 µL
Le tampon TAQ et le MgCl₂ sont conservés à 4°C pendant leur utilisation et à -20°C pour le stockage.		
Les amorces et les dNTP sont aliquotés et conservés à -20°C		

L'enzyme utilisée pour l'amplification avec l'amorce clampé est une polymérase (FastStart Taq DNA pol – Roche diag.). Elle est conservée à -20°C.

Programme d'amplification PCR

Le thermocycleur utilisé est du type Icycler de Biorad.

Dénaturation : 94 °C pendant 4 minutes

Amplification : 10 cycles :

dénaturations : 94 °C pendant 10 secondes

hybridation des amorces : 68 °C –1°C par cycles pendant 20 secondes

élongation : 72 °C pendant 40 secondes

Amplification : 25 cycles :

dénaturations : 94 °C pendant 10 secondes

hybridation des amorces : 58°C pendant 20 secondes

élongation : 72 °C pendant 40 secondes

Elongation finale : 72 °C pendant 30 minutes

Fin : 4 °C temps infini

Vérification de la présence des amplifias recherchés

Le produit de la PCR est mis à migrer sur gel d'agarose à 1,5 %, dans du TAE, afin de s'assurer de la présence d'amplicons de 200 à 300 pb (amorce V3)

Tampons utilisés

Tampon de charge 2X:

2% Bleu de bromophénol 0,05%

2% Cyanol de xylène 0,05%

100% Glycérol 70%

Eau ultrapure

Références

Fouratt et al, 2002; Application of temperature gradient gel electrophoresis to the charachterization of a nitrifying bioaugmentation product ; FEMS microbiology ecology 43, 277-286.

Ogier et al, 2002 ; Identification of the bacterial microflora in dairy products by TTGE ; App. Env. Microbio. 68, 3691-3701.

Yu et al, 2004 ; Comparisons of diffenrent hypervariable region of rrs genes for use in fingerprinting of microbial communities by PCR-DGGE ; App. Env. Microbio. 70, 4800-4806.

2) Electrophorèse TTGE des produits d'amplification des amorces 357r-GC et 518f (région V3 du 16S bactérien)

Les concentrations du gel de polyacrylamide ainsi que les conditions de migration ont été adapté d'après les instructions trouvées dans « The Dcode universal mutation detection system » (Biorad page 34 à 40) et les conditions décrites dans *Fouratt et al, 2002*.

Réalisation du gel d'acrylamide

Il s'agit d'un gel d'acrylamide partiellement dénaturant (10% acrylamide, 7M urée, 1,25X TAE, 0,2% Glycérol).

Pour un gel :

- dissoudre 12,6 g d'urée dans 20 ml d'eau distillée contenant 0,6 mL de glycérol et 0,75 ml de tampon TAE 50X
- lorsque l'urée est dissoute (cela peut prendre plusieurs dizaines de minutes) ajouter 7,5 ml de la solution d'acrylamide/bis-acrylamide (37,5:1)
- ajuster le volume final à 30 ml avec de l'eau distillée.
- filtrer la solution à 0,45 µm
- incuber la solution à -20°C pendant 5 minutes
- ajouter les catalyseurs de polymérisation : 30 µL de TEMED et 300 µL de persulfate d'ammonium (APS).
- charger la solution dans le dispositif de polymérisation et placer le peigne. Laisser polymériser 1 à 2 heures à température ambiante.
- rincer les puits trois fois à l'eau distillée et une fois au tampon, TAE 1,25X

Electrophorèse TTGE

- charger les échantillons d'ADN à raison de 12 µL par puit en mélange avec le tampon de charge 2X : 12 µL d'échantillon plus 12 µL de tampon de charge.
- placer le gel dans le dispositif d'électrophorèse contenant un bain de TAE 1,25X à 56 °C
- laisser le bain se stabiliser à 56°C (30 minutes)
- faire migrer les échantillons à 140V, jusqu'à 68°C avec un incrément thermique de 2°C/h.

Remarques : pour les échantillons de mélange de souche bactériennes pures (témoins positifs) charger 8 µL d'échantillon en mélange avec le tampon de charge 2X.

Lecture des gels

- placer les gels dans un bain de SybrGold (Invitrogen – molecular probes) pendant 30 minutes
- révéler les gels sous UV

Tampons utilisés

Tampon TAE 1,25X:

TAE 50X 25 ml/L
Le tampon TAE 50X est stériliser et conserver à température ambiante.

Tampon de charge 2X

2% Bleu de bromophénol 0,05 %
2% Cyanol de xylène 0,05 %
100% Glycérol 70 %

Persulfate d'ammonium 10%

APS

Eau distillée

Conservation à -20°C pendant 1 semaine

Bain de Sybr Gold

100 mg

1 mL

Sybr Gold

TAE 1X

30 µL

300 mL

Références

Fouratt et al, 2002; Application of temperature gradient gel electrophoresis to the characterization of a nitrifying bioaugmentation product ; *FEMS microbiology ecology* 43, 277-286.

Annexe 7 : Tableaux de résultats complémentaires

Tableau 45 : Calcul prévisionnel de fumure azotée sur maïs (en kg N/ha)

	Traitement	Besoins du maïs	Fournitures du sol	Azote non utilisable	Boues apportées	Complémentation (ammonitrate) (kg N/ha)		
						semis	8-10 F	
1996	BCH	- 245	90	- 10	115 (50% de 232)	50	0	
	BOUE				100 (50% de 203)	50	15	
	Minéral				0	50	115	
1997	BCH	- 250	100	- 10	15 (7% de 232)	50	95	
	BOUE				15 (7% de 203)	50	95	
	Minéral				0	50	110	
1998	BCH	- 250	100	- 10	15 (7% de 232)	50	95	
	BOUE				15 (7% de 203)	50	95	
	Minéral				0	50	110	
1999	BCH	- 276	100	- 10	124 (60% de 206)	50	0	
	BOUE				70 (35% de 200)	50	50	
	Minéral				0	50	120	
2000	BCH	- 269	100	- 10	15 (7% de 206)	50	115	
	BOUE				10 (5% de 200)	50	120	
	Minéral				0	50	130	
2001	BCH	- 269	100	- 10	10 (5% de 206)	20	100*	50*
	BOUE				0 (0% de 200)	20	100*	60*
	Minéral				0	20	100*	60*
2002	BCH	- 251	100	- 10	60 (33% de 175)	25	75	
	BOUE				70 (45% de 155)	25	65	
	Minéral				0	25	135	
2003	BCH	- 253	100	- 10	55 (33% de 163)	17	90	
	BOUE				70 (45% de 153)	17	75	
	Minéral				0	17	145	
2004	BCH	- 253	100	- 10	60 (33% de 181)	0	85	
	BOUE				78 (45% de 172)	0	65	
	Minéral				0	0	145	

	Traitement	Besoins du maïs	Fournitures du sol	Azote non utilisable	Boues apportées	Complémentation (ammonitrate) (kg N/ha)	
						semis	8-10 F
2006	BCH	- 184	100	- 10	0	40	55**
	BOUE				0	40	
	Minéral				0	40	

*apporté par l'agriculteur au stade 5-6 F ; nous avons effectué le 3°apport au stade 8-10 F.

**au stade 4-6 F.

Tableau 46 : Fractionnement de l'engrais azoté sur blé (en kg N/ha) pour la campagne 2005

	Traitement	1°apport (21/03/05)	2°apport (13/04/05)	complément minéral total
2005	BCH	65	125	190
	BOUE		135	200
	Minéral		150	215

Tableau 47 : Fumure phosphatée (en kg P₂O₅/ha supposés disponibles)

	Traitement	Apport de P2O5 supposé disponible par les boues	Apport de P2O5 supposé disponible par les engrais (en avril)	Apport de P2O5 supposé disponible cumulé depuis 1996
1996	BCH	151	0	151
	BOUE	188	26	214
	Minéral	0	71	71
1997	BCH	0	0	151
	BOUE	0	0	214
	Minéral	0	71	142
1998	BCH	0	0	151
	BOUE	0	0	214
	Minéral	0	71	213
1999	BCH	165	0	316
	BOUE	132	0	346
	Minéral	0	78	291
2000	BCH	0	0	316
	BOUE	0	0	346
	Minéral	0	78	369
2001	BCH	0	0	316
	BOUE	0	104	450
	Minéral	0	80	449
2002	BCH	263	25	604
	BOUE	116	25	591
	Minéral	0	140	589
2003	BCH	204	23	831
	BOUE	112	23	726
	Minéral	0	138	727
2004	BCH	134	0	965
	BOUE	114	0	840
	Minéral	0	115	842
2005	BCH	0	0	965
	BOUE	0	0	840
	Minéral	0	0	842
2006	BCH	0	0	965
	BOUE	0	125	965
	Minéral	0	125	967

Tableau 48 : Paramètres analysés dans les terres

Matrice : terre		
date	horizon	analyses
Nov. 1995 (état initial)	0-20 (12 micro-parcelles)	Agronomie, éléments traces eau régale, composés traces, P isotopiquement échangeable, P total
	20-40 et 40-60 (12 micro-parcelles)	Agronomie, éléments traces eau régale
	0-20 ; 20-40 ; 40-80 ; 80-120 ; 120-140 (fosse)	Agronomie, éléments traces eau régale, densité apparente, granulométrie
Avr. 1996 (avant semis)	0-20 ; 20-40 ; 40-60	Reliquats N
Nov. 1996 (après récolte)	0-20 ; 20-40 ; 40-60	Reliquats N, P Olsen, P isotopiquement échangeable
Oct. 1997 (après récolte)	0-20 ; 20-40 ; 40-60	Reliquats N, P Olsen, P isotopiquement échangeable
Oct. 1998 (après récolte, avant épandage)	0-20 ; 20-40 ; 40-60	Reliquats N, P Olsen, agronomie, éléments traces totaux, biomasse microbienne, P isotopiquement échangeable
Avr. 1999 (avant semis)	0-20 ; 20-40 ; 40-60	Reliquats N
Nov. 1999 (après récolte)	0-20 ; 20-40 ; 40-60	Reliquats N, P Olsen, P isotopiquement échangeable
Oct. 2000 (après récolte)	0-20 ; 20-40 ; 40-60	Reliquats N, P Olsen
Mai 2001 (avant semis)	0-20 ; 20-40 ; 40-60	Reliquats N
Oct. 2001 (après récolte, avant épandage)	0-20 ; 20-40 ; 40-60	Reliquats N, P Olsen, agronomie, éléments traces totaux, composés traces
Mai 2002 (avant semis)	0-20 ; 20-40 ; 40-60	Reliquats N
Nov. 2002 (après récolte)	0-20 ; 20-40 ; 40-60	Reliquats N, P Olsen
Oct. 2003 (après récolte)	0-20 ; 20-40 ; 40-60	Reliquats N, P Olsen
Mars 2004 (avant épandage)	0-5 ; 5-20 ; 20-40 ; 40-60	Agronomie, éléments traces totaux, éléments traces extractibles EDTA, éléments traces extractibles CaCl ₂ , composés traces
Fév. 2005 (sous blé)	0-20 ; 20-40 ; 40-60	Reliquats N
	5-10	Diversité bactérienne
Sept. 2005 (sol nu)	2-6	Diversité bactérienne
Avril 2006 (avant semis)	5-10	Diversité bactérienne et fongique
Nov. 2006 (état final après récolte)	0-5 ; 5-20 ; 20-40 ; 40-60 (12 micro-parcelles)	Agronomie, éléments traces totaux, éléments traces extractibles EDTA, éléments traces extractibles CaCl ₂ , P isotopiquement échangeable, P total (0-5 et 5-20 cm uniquement)
	0-5 ; 5-20 ; 20-40 ; 40-110 ; 110-160 (3 fosses, une dans chaque traitement)	Agronomie, éléments traces totaux, éléments traces extractibles EDTA, éléments traces extractibles CaCl ₂ , densité apparente, humidités à la capacité au champ et au point de flétrissement, Fe total.
	0-5 ; 5-20	Fe et P totaux
Avril 2007	0-30	Abondance et diversité des lombrics

Tableau 49 : Paramètres suivis dans les cultures

Matrice : végétal		
date	organe	analyses
Juil. 1996, Juil. 1997, Juil. 1998 (floraison femelle)	Tiers médian de la feuille de l'épi	Eléments traces
Oct. 1996, Oct. 1997, Oct. 1998	Grains	Eléments majeurs, éléments traces, rendement grains, PMG
	Résidus (=feuilles, tiges, rafles, spathes)	Eléments majeurs, éléments traces, rendement ensilage
Oct. 1999, Sept. 2000, Oct. 2001, Oct. 2002, Sept. 2003	Grains	Eléments majeurs, éléments traces, composés traces, amidon, rendement grains, PMG
	Résidus (=feuilles, tiges, rafles, spathes)	Eléments majeurs, éléments traces, composés traces, rendement ensilage
Oct. 2004	Grains	Eléments majeurs, éléments traces, composés traces, amidon, rendement grains, PMG
	Résidus (=feuilles, tiges, rafles, spathes)	Eléments majeurs, éléments traces, rendement ensilage
Juil. 2005 (blé)	Grains	Eléments majeurs, éléments traces, taux de protéines, rendement grains, PMG
	Résidus (=pailles)	Eléments majeurs, éléments traces, rendement paille
Oct. 2006	Grains	Eléments majeurs, éléments traces, amidon, rendement grains, PMG
	Résidus (=feuilles, tiges, rafles, spathes)	Eléments majeurs, éléments traces, rendement ensilage

Tableau 50 : Paramètres analysés dans les boues

Matrice : boue	
date	analyses
Nov. 1995, Nov. 1998	Agronomie, éléments traces, composés traces
Nov. 2001, Mars 2003, Mars 2004	Agronomie, éléments traces, composés traces

Tableau 51 : Paramètres analysés dans les engrais

Matrice : engrais		
date	Type d'engrais	analyses
Avr. 1996	Engrais P, engrais K	Eléments traces
Juin 1996	Engrais N	Eléments traces
Avr. 1997	Engrais P, engrais K	Eléments traces
Avr. 1998	Engrais P	Eléments traces
Avr. 1999	Engrais P, engrais K	Eléments traces, composés traces
Mai 1999	Engrais N	Eléments traces, composés traces
Avr. 2000	Engrais P, engrais K	Eléments traces, composés traces
Avr. 2001	Engrais P	Eléments traces, composés traces
Avr. 2002	Engrais P, engrais K	Eléments traces, composés traces
Mai 2002	Engrais N	Eléments traces, composés traces
Avr. 2003	Engrais P, engrais K	Eléments traces
Avr. 2004	Engrais P	Eléments traces
Avr. 2006	Engrais P, engrais K	Eléments traces
Juin 2006	Engrais N	Eléments traces

Tableau 52 : Méthodes d'analyse des terres

Analyses agronomiques	pH eau	ISO 10390
	Carbonates	ISO 10693
	C organique	ISO 14235
	P ₂ O ₅ Olsen	NF ISO 11-263
	P total	HF NF X 31-147, spectrophotométrie
	CEC Metson	NFX31-130
	reliquats azotés	extraction par KCl molaire, dosage colorimétrique : N-NH ₄ par méthode de Berthelot, N-NO ₃ par méthode Griss
	Densité apparente	Méthode du cylindre
	Hcc et Hpf	A pF 2,8 et pF 4,2.
ETM	totaux	Eau régale en 1995 Depuis : HF NFX31-147, dosage AAS FG ou ICP AES
	B total	extraction HCl, dosage ICP AES
	Extractions à EDTA	En 2004 : NFX31-120
	B eau	En 2004 : NFX31-122
	Extractions à CaCl ₂	extraction à CaCl ₂ 0,01 mol/l et dosage ICP-AES (méthode INRA)
CTO	PCB et HPA	extraction à chaud et sous pression à l'aide d'un mélange de solvants selon norme XP X33-012.
Vie des sols	Diversité bactérienne et fongique	TTGE
	Biomasse microbienne	la biomasse carbone a été mesurée après fumigation-extraction

Tableau 53 : Méthodes d'analyse des boues

Analyses agronomiques	MS	NF EN 12880
	pH	NF EN 12 176
	N	méthode Kjeldahl + dosage colorimétrique ;
	azote NH ₄	extraction KCl M et dosage colorimétrique (Berthelot)
	matière organique	perte au feu (NF EN 12879) ; carbone organique par oxydation sulfochromique NF ISO 14235
	P, K, Ca, Mg	NF EN 13346, dosage ICP AES NF EN ISO 11885 extraction à l'eau régale
ETM	Cu, Cr, Zn, Mn, Mo, Ni, Pb, Co	NF EN 13346, dosage ICP AES NF EN ISO 11885 extraction à l'eau régale
	B	minéralisation par voie sèche, dosage ICP AES NF EN ISO 11885
	As	En 2004 : NFX 31-151, dosage AAS hydrures
	Cd	En 2004 : NF EN 13346, dosage ET AAS NF EN ISO 5961
	Hg	1995-1998 : minéralisation sulfonitrique avec permanganate, AAS vapeurs froides 1999-2004 : combustion sous O ₂ et dosage AAS vapeurs froides
	Se	En 2004 : minéralisation HNO ₃ HClO ₄ , dosage AAS hydrures ISO 9965
CTO	HAP, PCB	XP X 3312.

Tableau 54 : Méthodes d'analyse des végétaux

Analyses agronomiques	Matière sèche	105°C (135 °C pour grains) jusqu'à poids constant
	Amidon	Ewers
	N total	méthode Dumas
	Ca, K, Mg, Na, P	minéralisation par voie sèche avec reprise à l'acide chlorhydrique et/ou fluorhydrique, dosage par ICP-AES
ETM	Cu, Zn, B, Mn	minéralisation par voie sèche avec reprise à l'acide chlorhydrique et/ou fluorhydrique, dosage par ICP-AES ou AET-AAS
	Cd, Cr, Co, Ni, Pb, Mo	minéralisation par voie sèche avec reprise à l'acide chlorhydrique et fluorhydrique, dosage par AET-AAS
	Hg	1996-2000 : minéralisation sulfonitrique avec permanganate, AAS vapeurs froides. 2001-2006 : combustion sous O ₂ à 900°C, concentration et réduction des vapeurs de Hg, dosage par absorption atomique vapeurs froides
	As	En 2004 : minéralisation par calcination avec « ashing head », dosage par absorption atomique méthode des hydrures
	Se	En 2004 : minéralisation nitrosulfoperchlorique, dosage par absorption atomique méthode des hydrures
CTO	HAP	En 2004 : XP X33-012 (HPLC).
	PCB	En 2004 : XP X33-012 (CPG-ECD).

Tableau 55 : Méthodes d'analyse des engrais

Teneur en eau		séchage à 105°C NFU 44-171 / ISO 8190
ETM	B	extraction selon NFU 42-373 et dosage en ICP AES
	Cd	minéralisation eau régale NFX31-151, dosage AAS-ETA
	Cr, Co, Cu	minéralisation NFX31-151, dosage AAS-F ou AAS-ETA
	Mn, Mo, Ni, Pb, Zn	minéralisation NFX 31-151, dosage AAS-F ou ICP-AES
	As	minéralisation NFX 31-151, dosage AAS-ETA ou AAS-hydrures
	Hg	1996-2000 : combustion, piégeage sur amalgame or, AA. 2001-2006 : minéralisation par calcination à 900°C sous O ₂ , réduction, dosage AAS
	Se	minéralisation acide HNO ₃ -HClO ₄ -H ₂ SO ₄ ou eau régale, dosage AAS hydrures
CTO	HAP	Extraction hexane/acétone à chaud sous pression, concentration, purification, CLHP muni d'un détecteur à barrette diode et d'un spectrofluorimétrique programmable en longueur d'onde
	PCB	Extraction hexane/acétone à chaud sous pression, concentration, purification, CPG muni d'un détecteur à capture d'électrons

Tableau 56 : reliquats azotés avant semis du maïs, après épandage de boues en automne

		N Minéral (0-60 cm)
		kg N/ha
1996	BCH	92
	BOUE	51
	Minéral	43
1999	BCH	125
	BOUE	99
	Minéral	62
2002	BCH	66
	BOUE	68
	Minéral	44

Tableau 57 : reliquats azotés sous blé dans 0-60 cm au 8/02/2005

		N min
		Kg N/ha
BCH		42,4 a
BOUE		31,7 b
Minéral		28,1 b
<i>Probabilité</i>		0,01
<i>Écart Type</i>		4,6

Tableau 58 : reliquats azotés à la récolte du maïs

		N minéral 0-60 cm
		kg N/ha
1996	BCH	41
	BOUE	41
	Minéral	52
	Témoin zéro N	nd
1997	BCH	46
	BOUE	45
	Minéral	36
	Témoin zéro N	27
1998	BCH	65
	BOUE	49
	Minéral	83
	Témoin zéro N	19
1999	BCH	19
	BOUE	16
	Minéral	16
	Témoin zéro N	12
2000	BCH	19
	BOUE	16
	Minéral	23
	Témoin zéro N	20
2001	BCH	26
	BOUE	20
	Minéral	22
	Témoin zéro N	nd
2002	BCH	16
	BOUE	15
	Minéral	10
	Témoin zéro N	10
2003	BCH	34
	BOUE	44
	Minéral	27
	Témoin zéro N	33
2004-2006	BCH	nd
	BOUE	nd
	Minéral	nd
	Témoin zéro N	nd

Tableau 59 : Teneur en éléments traces totaux des terres en 1995, 1998, 2001, 2004 et 2006. En 1995, extraction à l'eau régale, puis HF les autres années (sauf pour Mn : HF quelle que soit l'année).

		Traitement	Cd	Cr*	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Co	As	Mo	Mn	B
			mg/kg MS												
0-20 cm	1995	BCH	0,33	27,9	20,6	0,05	35,7	19,6	0,15	62,4	9,9	21,1	nd	870	nd
		BOUE	0,33	26,5	20,6	0,05	32,2	19,1	0,15	60,4	9,7	21,7	nd	880	nd
		Minéral	0,33	27,7	20,7	0,05	32,2	19,6	0,16	61,9	9,7	23,1	nd	860	nd
	1998	BCH	0,28	64,7	20,6	0,08	38,3	26,0	0,17	64,2	13,8	12,6	nd	nd	nd
		BOUE	0,25	64,8	20,6	0,05	38,3	25,1	0,16	64,2	13,7	13,0	nd	nd	nd
		Minéral	0,32	63,6	20,1	0,06	37,7	25,4	0,16	63,5	13,7	12,1	nd	nd	nd
	2001	BCH	0,31	63,1	21,2	0,04	38,5	26,5	0,21 b	64,4	14,1	14,8	nd	910	7,1
		BOUE	0,3	62,5	21,2	0,04	37,8	25,8	0,22 b	65,6	14,4	14	nd	880	7,0
		Minéral	0,32	56,8	19	0,04	34,6	26,5	0,25 a	58,6	12,8	14,3	nd	830	6,9
	2004 0-5	BCH	0,33 a	66,3	22,3	0,05	36,9	26,6	0,22	67,6	14,0	14,4	nd	890	6,7 a
		BOUE	0,29 b	64,7	22,3	0,04	37,0	27,0	0,19	65,7	14,1	14,2	nd	890	6,4 a
		Minéral	0,3 b	65,1	21,6	0,04	36,0	27,5	0,19	61,7	14,0	13,7	nd	890	5,6 b
	2004 5-20	BCH	0,33	66,3	21,0	0,05 a	37,4	26,5	0,20	64,7	14,3	14,0	nd	900	6,6
		BOUE	0,32	65,0	23,2	0,04 b	38,7	29,5	0,22	66,2	14,5	14,1	nd	900	6,6
		Minéral	0,30	64,7	20,7	0,04 b	37,2	28,3	0,22	62,5	14,3	14,2	nd	900	5,8
	2006 0-5	BCH	0,31	60,2	18,5	0,04 a	33,0	25,5	0,23	63,1	9,4 b	16,3	<0,3	920	6,3
		BOUE	0,32	61,7	20,4	0,03 b	35,3	26,8	0,19	61,8	11,1 a	16,1	<0,3	910	6,0
		Minéral	0,34	63,1	18,9	0,03 b	35,9	28,0	0,20	59,4	11,6 a	16,1	<0,3	905	7,5
	2006 5-20	BCH	0,31	63,3	21,0	0,04	37,0	26,4	0,18	64,1	11,7	15,3	<0,3	910	6,0 b
		BOUE	0,32	60,7	19,8	0,03	35,6	25,1	0,20	60,4	11,2	15,8	<0,3	935	6,0 b
		Minéral	0,35	30,8	19,3	0,04	37,0	27,0	0,21	64,7	11,4	15,9	<0,3	938	7,9 a
20-40 cm	1995	BCH	0,33	28,1	21,7	0,05	34,3	19,6	0,16	63,8	9,9	23,1	nd	910	nd
		BOUE	0,36	27,3	21,1	0,05	34,2	18,9	0,16	63,3	10,0	23,8	nd	890	nd
		Minéral	0,33	27,5	21,7	0,05	33,9	19,4	0,17	63,7	10,1	23,3	nd	880	nd
	1998	BCH	0,29	68,7	21,7	0,06	41,8	27,9	0,18	68,0	41,1	14,0	nd	nd	nd
		BOUE	0,31	69,8	21,6	0,05	41,5	24,6	0,17	67,5	14,4	14,6	nd	nd	nd
		Minéral	0,49	68,8	21,1	0,06	41,5	25,1	0,19	67,2	14,0	13,8	nd	nd	nd
	2001	BCH	0,3	70	21,9	0,04	42,5	26,1	0,23	68,6	14,6	16,2	nd	920	7,9
		BOUE	0,29	72,2	23,9	0,04	42,8	25,6	0,25	69,2	15	15,8	nd	920	8,0
		Minéral	0,26	66,1	21,7	0,04	42,5	25	0,28	67,9	14,3	16,5	nd	940	6,
	2004	BCH	0,32 a	74,8	23,5	0,03	43,8	30,0	0,24	69,9	14,7	17,1	nd	930	7,5
		BOUE	0,28 b	72,9	22,7	0,03	44,4	26,7	0,25	71,1	15,1	16,8	nd	930	7,3

		Traitement	Cd	Cr*	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Co	As	Mo	Mn	B
			mg/kg MS												
40-60 cm	2006	Minéral	0,27 b	71,4	23,9	0,03	43,1	26,7	0,25	69,8	14,8	16,2	nd	930	6,9
		BCH	0,27	73,2	21,7	0,03	42,6	26,1	0,21	66,4	12,4	18,0	<0,3	918	7,4
		BOUE	0,29	73,0	22,1	0,03	43,1	29,1	0,25	67,5	14,4	19,0	<0,3	945	6,6
		Minéral	0,28	64,8	19,1	0,03	40,0	24,0	0,19	62,3	11,4	19,0	<0,3	953	9,0
	1995	BCH	0,30	30,0	23,7	0,04	40,8	19,1	0,19	72,5	10,9	30,2	nd	940	nd
		BOUE	0,29	29,5	22,6	0,04	40,6	17,5	0,17	69,7	10,9	26,0	nd	910	nd
		Minéral	0,27	28,4	22,6	0,03	39,5	19,1	0,18	70,1	10,7	28,2	nd	890	nd
	1998	BCH	0,26	76,9	21,8	0,04	47,1	23,2	0,20	73,3	14,9	16,6	nd	nd	nd
		BOUE	0,27	78,6	22,5	0,05	48,2	22,8	0,19	74,1	15,4	16,3	nd	nd	nd
		Minéral	0,33	84,6	23,4	0,05	50,7	24,8	0,19	77,9	18,1	17,7	nd	nd	nd
	2001	BCH	0,23	74,8	22,3	0,02	47,3	23,1	0,23	73	15,1	18,5	nd	930	8,7
		BOUE	0,23	75,5	23,1	0,02	46,9	24	0,27	72	15,7	18,1	nd	920	9,0
		Minéral	0,24	76,1	23	0,02	49,4	23,6	0,31	74	15,5	19,5	nd	960	7,1
	2004	BCH	0,27 a	76,5	22,9	0,02	46,4	24,0	0,21	71,9	14,9	18,0	nd	910	8,0
		BOUE	0,23 b	76,9	23,1	0,02	47,5	23,7	0,25	72,3	15,7	18,4	nd	920	8,2
		Minéral	0,23 b	80,6	24,3	0,02	50,1	25,5	0,28	75,7	16,0	19,2	nd	960	7,5
	2006	BCH	0,24	73,8	21,6	0,02	43,7	24,0	0,19	68,1	12,1	20,3	<0,3	915	7,2 b
		BOUE	0,24	76,0	21,2	0,02	45,1	23,2	0,19	67,2	11,9	20,2	<0,3	925	7,2 b
		Minéral	0,26	75,0	21,2	0,02	46,2	25,2	0,21	69,3	12,6	21,4	<0,3	948	9,9 a

*une valeur aberrante a été ôtée : en 1995, la valeur 84 mg/kg pour le traitement Minéral du bloc 1.

Tableau 60 : Quantités d'éléments traces extractibles au CaCl₂ en mars 2004 et en novembre 2006

		Traitement	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Mn
		µg/kg MS						
0-5 cm	2004	BCH	6,7 b	42,5 b	54 b	3,8	102 b	721 b
		BOUE	22,9 a	63,1 a	424 a	4,1	317 a	14875 a
		Minéral	22,9 a	47,4 b	425 a	3,1	163 b	12890 a
	2006	BCH	8,8 b	38,9 c	30 b	6,2	74 c	512 b
		BOUE	17,4 a	60,4 a	357 a	4,5	255 a	6815 a
		Minéral	19,1 a	48,6 b	356 a	4,1	148 b	6375 a
5-20 cm	2004	BCH	8,2 b	36,0 c	59 b	3,0	80 c	1742 b
		BOUE	24,8 a	65,3 a	531 a	3,8	262 a	14500 a
		Minéral	23,8 a	50,3 b	201 a	3,1	173 b	13650 a
	2006	BCH	11,2	37,5 b	35,9 b	6,9 a	84	417 b
		BOUE	12,1	49,7 a	255 a	4,2 b	152	4140 a
		Minéral	13,9	48,8 a	267 a	4,0 b	105	3793 a
20-40 cm	2004	BCH	9,0 b	27,5 c	81 b	3,0	69 b	2545 b
		BOUE	19,1 a	44,3 a	428 a	3,2	136 a	12307 a
		Minéral	17,6 a	37,9 b	428 a	3,2	125 a	11172 a
	2006	BCH	11,6	30,6	56 b	7,2 a	82	759 b
		BOUE	9,0	34,9	215 a	3,6 b	72	2765 a
		Minéral	7,8	33,3	193 a	3,3 b	50	2395 a
40-60 cm	2004	BCH	6,4	-	65 b	3,0	64	2198
		BOUE	9,2	-	145 a	18	337	4912
		Minéral	7,6	-	125 a	3,0	57	5510
	2006	BCH	9,7	21,0	43	6,5	60	670
		BOUE	<5,0	18,6	63	3,1	23	1048
		Minéral	<5,0	15,9	78	3,7	25	1168

Tableau 61 : Quantités d'éléments traces extractibles à l'EDTA (eau pour B), en mars 2004 et novembre 2006

		Traitement	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Mn	Co	Cr	B
		mg/kg MS									
0-5 cm	2004	BCH	0,15	5,1 a	1,91 b	5,4	4,8 a	65 b	0,21 b	0,07	0,32 b
		BOUE	0,17	4,7 b	2,82 a	4,7	3,0 b	116 a	0,51 a	0,11	0,40 a
		Minéral	0,19	4,1 c	2,77 a	4,6	1,6 c	106 a	0,45 a	0,11	0,39 a
	2006	BCH	0,13 b	4,9 a	1,92 b	4,47	5,0 a	80 b	0,23 b	0,07 b	0,32 b
		BOUE	0,14 b	4,4 b	2,84 a	4,30	2,6 b	118 a	0,48 a	0,10 a	0,40 a
		Minéral	0,16 a	3,6 c	2,83 a	4,10	1,5 c	121 a	0,45 a	0,10 a	0,36 ab
5-20 cm	2004	BCH	0,16 a	4,9	2,04 b	5,2	3,7 a	76 b	0,28 b	0,08	0,35 b
		BOUE	0,18 a	4,8	2,93 a	4,9	2,5 b	123 a	0,58 a	0,32	0,45 a
		Minéral	0,18 a	4,5	2,82 a	4,9	1,6 b	114 a	0,54 a	0,13	0,43 a
	2006	BCH	0,13	4,5 a	1,83 b	4,5	3,1 a	75 b	0,23	0,06	0,33 b
		BOUE	1,14	4,5 a	2,89 a	4,9	2,1 b	113 a	0,54	0,11	0,41 a
		Minéral	0,14	4,1 b	2,84 a	4,8	1,5 c	117 a	0,54	0,10	0,40 a
20-40 cm	2004	BCH	0,12	4,3	1,91 b	3,6	2,0 a	65	0,31	0,06	0,39 b
		BOUE	0,15	4,4	2,62 a	3,6	1,4 b	87	0,45	0,08	0,50 a
		Minéral	0,15	4,3	2,55 a	3,8	1,4 b	84	0,42	0,09	0,47 a
	2006	BCH	0,10	4,0	1,90 b	3,2	1,3	68	0,30 b	0,05	0,36 b
		BOUE	0,11	4,1	2,56 a	3,6	1,2	86	0,43 a	0,06	0,49 a
		Minéral	0,12	4,0	2,63 a	3,6	1,1	94	0,49 a	0,07	0,44 a
40-60 cm	2004	BCH	0,09	3,5	1,35	2,3	1,3 a	36	0,17	0,03	0,33
		BOUE	0,1	3,6	1,47	2,4	0,8 b	36	0,15	0,03	0,40
		Minéral	0,1	3,7	1,49	2,5	0,9 b	36	0,17	0,02	0,41
	2006	BCH	0,06	3,3	1,28	2,3	0,7	40	0,17	0,03	0,31
		BOUE	0,07	3,4	1,42	2,3	0,5	38	0,16	0,03	0,36
		Minéral	0,07	3,5	1,61	2,9	0,5	47	0,22	0,03	0,43

Tableau 62 : Composition des classes de similarité des bactéries totales (08/09/2005 en sol nu, 18 mois après le 5° épandage).

	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Effectif de la classe	4	5	1	3
Echantillons correspondants	BCH bloc 1 Minéral bloc 3 Minéral bloc 4	BOUE bloc 1 BOUE bloc 2 BOUE bloc 3 BOUE bloc 4 Minéral bloc 1	Minéral bloc 2	BCH bloc 2 BCH bloc 3 BCH bloc 4

Dendrogramme (08/09/2005).

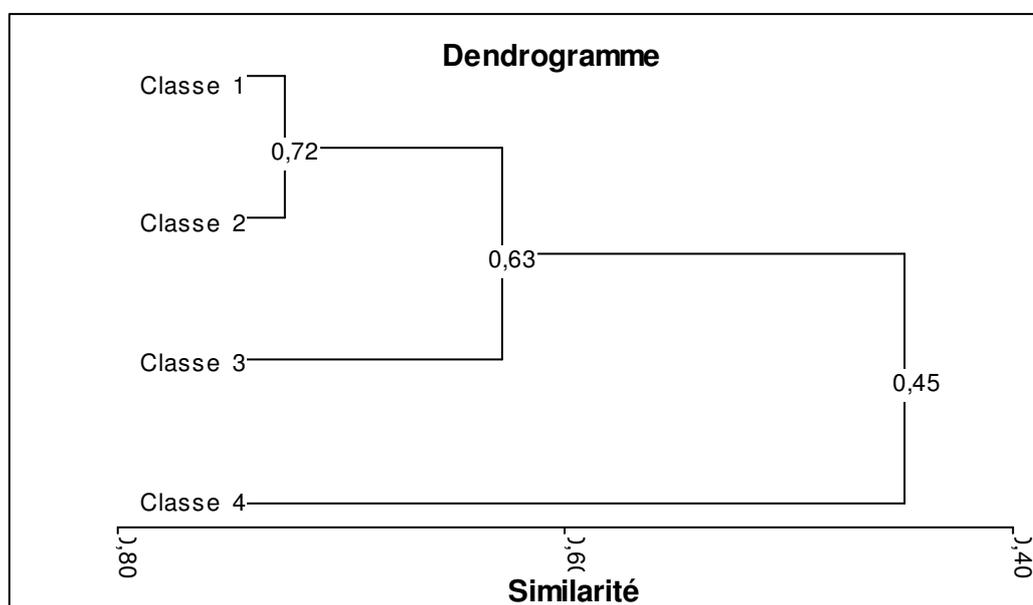


Tableau 63 : Composition des classes de similarité des bactéries totales (21/04/2006 en sol nu, 25 mois après le 5° épandage).

	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5	Classe 6
Effectif de la classe	1	1	2	2	5	1
Echantillons correspondants	BOUE bloc 4	BOUE bloc 2	Minéral bloc 4 Minéral bloc 3	BCH bloc 3 Minéral bloc 1	BCH bloc 1 BCH bloc 2 BCH bloc 4 BOUE bloc 1 Minéral bloc 1	Minéral bloc 2

Dendrogramme (21/04/2006).

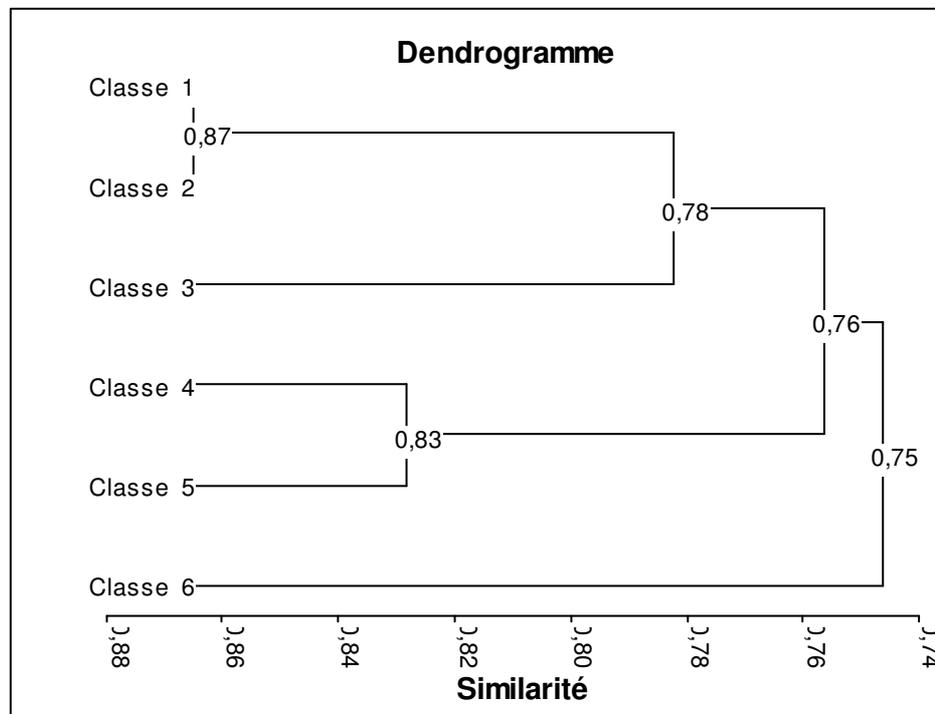


Tableau 64 : Composition des classes de similarité des bactéries impliquées dans l'oxydation de l'ammoniaque (08/09/2005 en sol nu, 18 mois après le 5° épandage).

	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Effectif de la classe	9	1	1	1
Echantillons correspondants	BCH bloc 3 BCH bloc 1 BOUE bloc 1 BOUE bloc 2 BOUE bloc 3 Minéral bloc 1 Minéral bloc 2 Minéral bloc 3 Minéral bloc 4	BCH bloc 4	BOUE bloc 4	BCH bloc 2

Dendrogramme (08/09/2005).

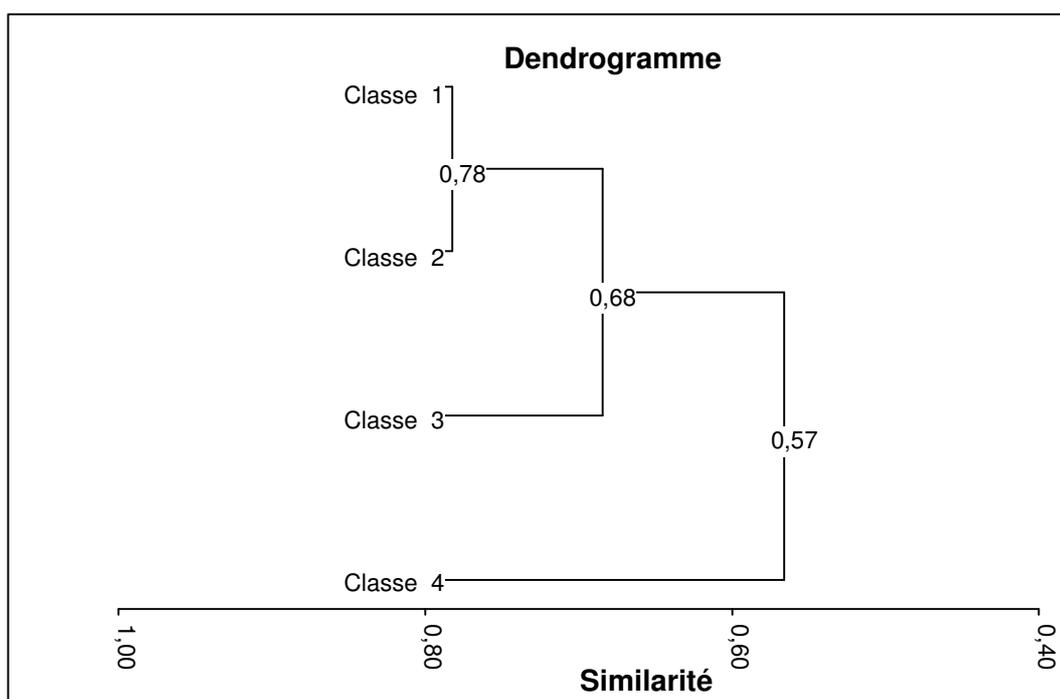


Tableau 65 : Composition des classes de similarité des bactéries impliquées dans l'oxydation de l'ammoniaque (21/04/2006 en sol nu, 25 mois après le 5° épandage).

	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Effectif de la classe	2	1	7	1
Echantillons correspondants	BCH bloc 4 BOUE bloc 2	BCH bloc 3	BCH bloc 1 BOUE bloc 4 BOUE bloc 3 Minéral bloc 1 Minéral bloc 2 Minéral bloc 3 Minéral bloc 4	BCH bloc 2

Dendrogramme (21/04/2006).

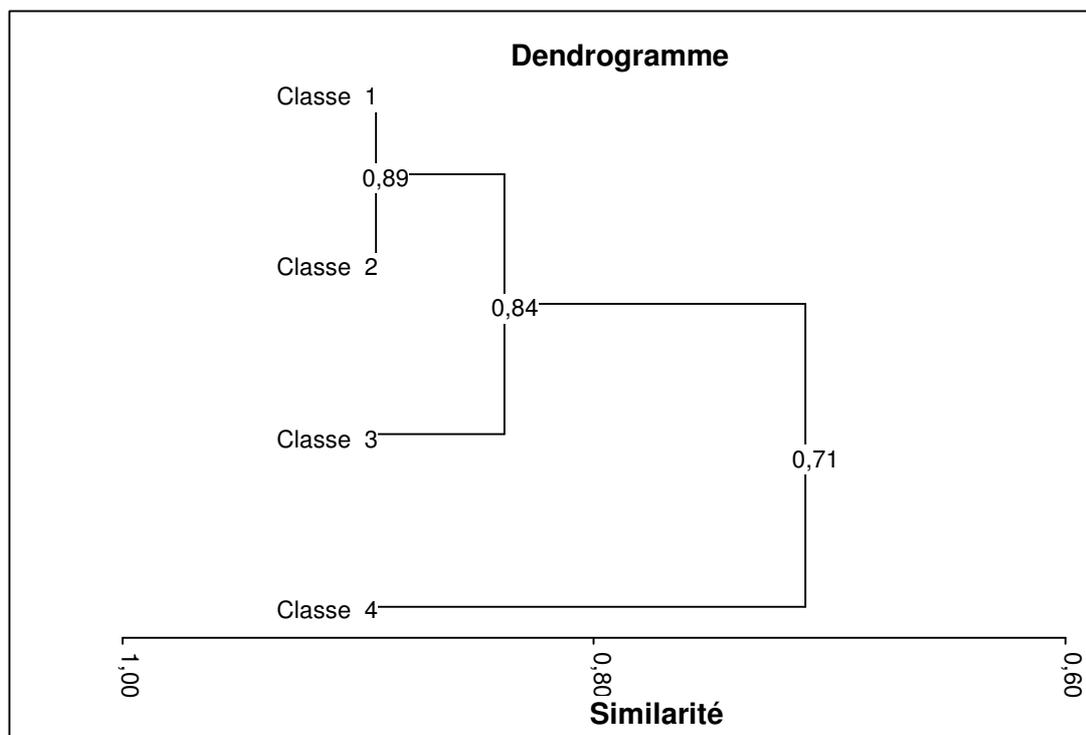


Tableau 66 : Composition des classes de similarité des endomycorhizes (08/09/2005 en sol nu, 18 mois après le 5° épandage).

	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5
Effectif de la classe	4	3	1	3	1
Echantillons correspondants	BOUE bloc 2 BOUE bloc 4 Minéral bloc 3 Minéral bloc 4	BCH bloc 2 BCH bloc 3 BCH bloc 4	BOUE bloc 1	BCH bloc 1 Minéral bloc 1 Minéral bloc 2	BOUE bloc 3

Dendrogramme (08/09/2005).

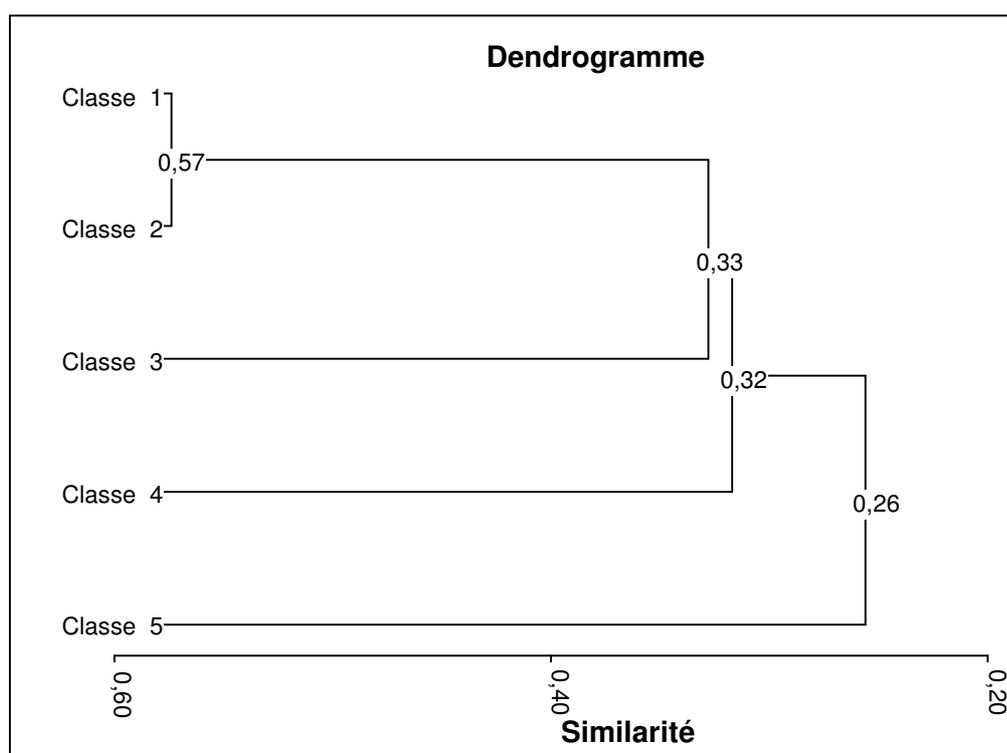


Tableau 67 : Composition des classes de similarité des endomycorhizes (21/04/2006 en sol nu, 25 mois après le 5° épandage).

	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5	Classe 6	Classe 7
Effectif de la classe	2	1	4	2	1	1	1
Echantillons correspondants	BOUE bloc 3 Minéral bloc4	Minéral bloc2	BOUE bloc 1 BOUE bloc 4 Minéral bloc 1 Minéral bloc 3	BCH bloc 1 BOUE bloc 2	BCH bloc 4	BCH bloc 3	BCH bloc 2

Dendrogramme (21/04/2006).

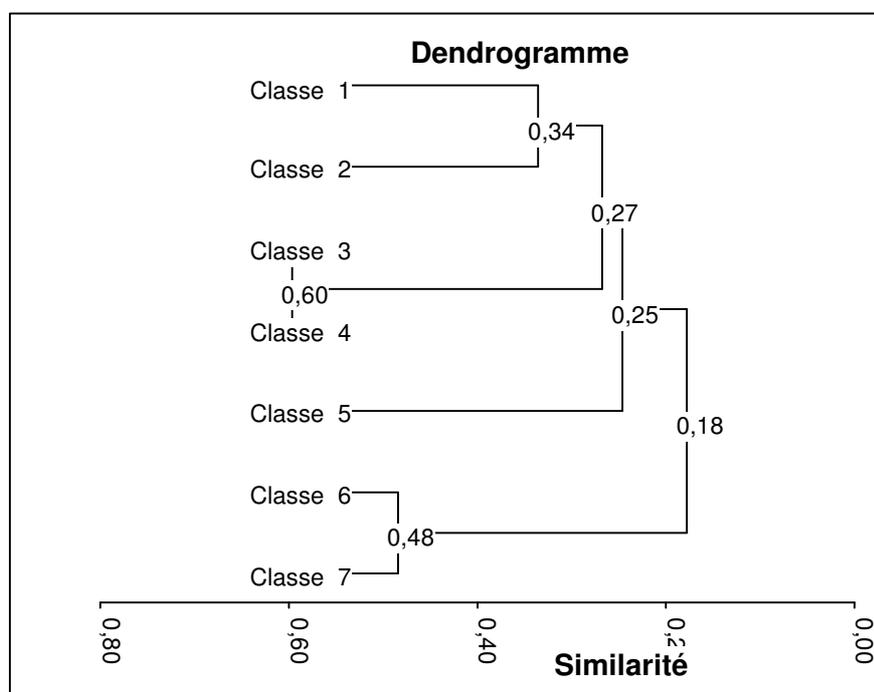


Tableau 68 : Concentration en éléments traces des résidus de culture.

	Traitement	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Co	As	Mo	Mn	B
		mg/kg MS												
1996	BCH	0,25 a	0,38	4,3	0,03	1,00	0,67	0,01	18,8	0,09		0,16	41,3 b	7,37
	BOUE	0,17 b	0,34	5,17	0,04	0,99	0,51	0,02	19,9	0,12		0,15	51,6 a	6,35
	Minéral	0,22 ab	0,36	5,23	0,04	0,61	0,61	0,02	20,2	0,1		0,16	60,1 a	6,26
1997	BCH	0,34	0,51	6,61	0,065	0,54 ab	0,63	0,01	25,4			0,14	44,6	
	BOUE	0,34	0,39	6,56	0,072	0,73 a	0,60	0,01	25,4			0,09	50,3	
	Minéral	0,36	0,33	6,68	0,085	0,41 b	0,69	0,01	24,3			0,11	54,5	
1998	BCH	0,685	0,64	7,54	0,013	0,41	0,58	<0,04	22,3	0,058	0,135	0,15	40 c	7,7
	BOUE	0,513	0,74	8,01	0,007	0,48	0,90	<0,04	27,1	0,06	0,138	0,10	49 b	6,5
	Minéral	0,523	0,63	7,49	0,008	0,50	0,68	<0,04	24,5	0,048	0,148	0,10	54 a	7,3
1999	BCH	0,15	2,73	8,1	0,008	1,55	0,93	0,02	31,2	0,23	0,21	0,22	66	4,84
	BOUE	0,2	1,96	8,21	0,007	1,22	0,94	0,03	25,7	0,21	0,19	0,15	77,3	4,68
	Minéral	0,2	2,31	8,38	0,007	1,39	0,84	0,04	23,4	0,22	0,2	0,16	80,5	4,69
2000	BCH	0,260 b	2,87	7,77	0,01	1,53	0,81	0,01	19,4	0,21 ab	0,158	0,22	41,3 b	5,17
	BOUE	0,398 a	3,59	8,96	0,013	1,83	0,97	0,04	25,2	0,28 a	0,203	0,14	74,8 a	6,67
	Minéral	0,395 a	3,31	8,66	0,1	1,81	0,71	0,02	21,6	0,11 b	0,22	0,15	80,2 a	6,69
2001	BCH	0,385	1,31	18,65	0,008	0,80	0,36	0,03	15,9	2,55	0,085	0,12	45,9	4,55
	BOUE	0,273	1,49	10,82	0,01	0,90	0,42	0,03	20,3	1,23	0,101	0,11	60,9	4,61
	Minéral	0,275	1,71	11,9	0,009	0,92	0,54	0,03	18,5	2,73	0,096	0,10	51,6	4,43
2002	BCH	0,064 b	2,00	4,60	0,005 b	0,74	0,17	0,03	15,4	0,18	0,092	0,082	20,8 b	3,19
	BOUE	0,101 a	2,53	5,05	0,006 a	0,94	0,19	0,03	15,5	0,21	0,090	0,073	32,2 a	3,79
	Minéral	0,101 a	2,70	4,54	0,005 b	1,03	0,20	0,04	17,7	0,20	0,104	0,097	33,4 a	3,21
2003	BCH	0,082 b	1,22	8,22	0,009	0,54	0,45	0,01	16,4	0,11	0,105	0,12	30,8 b	7,02
	BOUE	0,133 a	1,22	8,26	0,008	0,64	0,34	0,01	18,0	0,12	0,109	0,08	59,8 a	7,07
	Minéral	0,158 a	1,31	7,85	0,008	0,66	0,38	0,01	16,4	0,10	0,113	0,08	54,6 a	6,55
2004	BCH	0,123 b	1,72 ab	6,54	0,020	0,91 b	1,06	0,02 a	17,3 b	0,06 b	0,129	0,48 a	47,3 b	8,49
	BOUE	0,215 a	2,06 a	6,58	0,020	1,15 a	0,72	0,005 b	26,2 a	0,12 a	0,124 8	0,19 b	72,5 a	8,54
	Minéral	0,233 a	1,49 b	6,06	0,019	0,88 b	1,01	0,008 b	22,9 a	0,06 b	0,155	0,10 c	72,3 a	8,14
2005 (blé)	BCH	0,15 c	2,89	6,24	0,02	1,41	0,39	0,06	12,52 b	0,06	0,14	0,72 a	41,07 b	2,56
	BOUE	0,22 b	3,00	6,90	0,02	1,53	0,43	0,06	16,95 a	0,09	0,13	0,26 b	102,7 a	2,65
	Minéral	0,32 a	3,28	6,93	0,01	1,67	0,44	0,05	13,50 b	0,06	0,16	0,22 b	91,45 a	2,86
2006	BCH	0,073 b	3,24 b	5,43	0,009 0	4,69	0,70	0,05	13,83 c	0,08 b	0,178	0,29 a	41,95 b	3,96
	BOUE	0,158 a	6,94 a	5,62	0,011 2	5,28	0,86	0,05	19,33 a	0,163 a	0,178	0,15 b	73,23 a	3,95
	Minéral	0,180 a	4,28 b	6,23	0,010 1	4,93	0,95	0,05	16,80 b	0,107 b	0,220	0,11 c	77,90 a	4,16
Minimum (maïs)		0,064	0,33	4,3	0,005	0,41	0,17	<0,04	13,83	0,048	0,085	0,073	20,8	3,19
Maximum (maïs)		0,685	6,94	18,65	0,1	5,28	1,06	0,05	27,1	2,73	0,22	0,48	80,5	8,54

Tableau 69 : Teneurs en éléments traces fréquemment rencontrées dans les grains et les résidus de culture du blé et du maïs (Pinet et al., 2003 ; Trémel-Schaub et Feix, 2005)

		Maïs		Blé	
		grain	résidus	grain	résidus
		mg.kg ⁻¹ MS			
Cd	Trémel-Schaub et Feix (2005)	0,03	0,13	0,04	0,25
	Pinet et al. (2003)	0,011	0,080	0,023	0,09
Cr	Trémel-Schaub et Feix (2005)	0,36	1,82	0,03	0,63
	Pinet et al. (2003)	0,08	1,04	0,180	0,61
Cu	Trémel-Schaub et Feix (2005)	1-6	1-20	7	3,43
	Pinet et al. (2003)	2,12	5,36	3,8	3,00
Hg	Trémel-Schaub et Feix (2005)	0,013	0,031	0,008	0,061
	Pinet et al. (2003)	0,00082	0,0071	0,0023	0,0159
Ni	Trémel-Schaub et Feix (2005)	1,33	1,09	0,38	0,8
	Pinet et al. (2003)	0,30	0,51	0,40	0,80
Pb	Trémel-Schaub et Feix (2005)	0,89		0,05	1,43
	Pinet et al. (2003)	0,10	0,63	<limite quantif	0,93
Se	Trémel-Schaub et Feix (2005)	0,02	0,05	0,04	0,03
	Pinet et al. (2003)	0,024	0,05	0,10	0,10
Zn	Trémel-Schaub et Feix (2005)	20-50	30-60	45,6	13,3
	Pinet et al. (2003)	18,5	13,1	21,0	8,0
Co	Trémel-Schaub et Feix (2005)	0,05	0,08	0,02	0,07
	Pinet et al. (2003)	0,048	0,083		
As	Trémel-Schaub et Feix (2005)		0,05	0,1-0,25	
	Pinet et al. (2003)		0,086		
Mo	Trémel-Schaub et Feix (2005)	0,2-0,6	0,20	0,32	0,48
	Pinet et al. (2003)	0,08	0,15		

Tableau 70 : teneurs moyennes en éléments traces dans la feuille de l'épi au diagnostic foliaire.

	Traitement	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Co	As	Mo	Mn	B
		mg/kg MS												
1996	BCH	0,305	0,308	13,18	0,013	0,578	1,228	0,018	39,33	0,383	nd	0,183	nd	5,39
	BOUE	0,283	0,208	12,85	0,007	0,748	0,748	0,013	42,38	0,3	nd	0,2	nd	5,33
	Minéral	0,438	0,348	12,96	0,009	0,71	1,105	0,017	39,48	0,473	nd	0,121	nd	5,31
1997	BCH	0,54	0,44	16,7	0,035	0,84	1,42	<0,02	42,73	0,059	nd	0,22 a	nd	4,01
	BOUE	0,91	0,47	17,23	0,033	0,7	1,52	<0,02	47	0,088	nd	0,13 b	nd	3,98
	Minéral	0,36	0,54	15,08	0,021	0,59	1,41	<0,02	37,15	0,063	nd	0,14 b	nd	3,96
1998	BCH	0,21	0,21	14,1	0,011 2 b	0,17	0,508	0,076	52,9	0,05	0,103	0,253 a	61,6 b	8,66
	BOUE	0,26	0,22	13,28	0,180 a	0,16	0,54	0,079	52,53	0,05	0,121	0,125 b	69,7 ab	8,44
	Minéral	0,25	0,55	14,23	0,104 b	0,2	0,428	0,078	51,13	0,05	0,118	0,128 b	78,4 a	8,83

Tableau 71 : rapport des flux d'entrée BCH/Minéral et BOUE/Minéral en 11 ans.

Traitement	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Co	As	Mo	Mn	B
BCH/Minéral	0,6	3	54	41	8	224	7	19	20	6	4	43	4
BOUE/Minéral	0,5	1,3	43	19	3	138	3	14	8	1,5	5	19	1,9

REMERCIEMENTS

Nos remerciements vont d'abord à M et Mme Kiry qui ont accepté d'accueillir l'essai sur leur parcelle et de se plier aux contraintes culturelles induites par l'expérimentation.

Un grand merci aux équipes de terrain de la Mission recyclage, de la SADEF et de l'INRA de Colmar. La mobilisation rapide d'un grand nombre d'opérateurs a toujours permis de conduire l'essai de manière satisfaisante et d'échantillonner dans de bonnes conditions.

Nous souhaitons aussi remercier les scientifiques qui nous ont apporté leurs connaissances et leurs conseils : Christian Juste, Alain Gomez, Michel Mench, Jean-Louis Morel, Rémi Chaussod (mise en place de l'essai), Bernard Nicolardot, Sabine Houot, Thierry Lebeau, Yvan Capowiez, Marjolaine Deschamps et Christian Morel (conduite de l'essai, interprétation des résultats).

Enfin, un remerciement particulier aux partenaires financiers de la Mission recyclage agricole, qui ont soutenu la mise en place et le suivi de cet essai au cours de ces 11 années : ADEME, AERM, Conseil Général du Haut-Rhin et producteurs haut-rhinois de boues recyclées en agriculture.