

R. 30
Boulevard
comsol

MINISTERE DE L'AGRICULTURE

ECOLE NATIONALE SUPERIEURE AGRONOMIQUE DE MONTPELLIER

THESE

présentée à l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier

pour obtenir le DIPLOME DE DOCTORAT en SCIENCES AGRONOMIQUES
Spécialité SCIENCE DU SOL

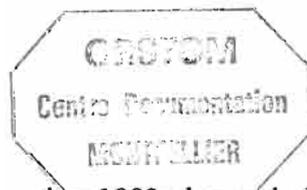
Ecole Doctorale Biologie des Systèmes Intégrés

Station d'Agronomie, INRA, Bordeaux
Laboratoire du Comportement des Sols cultivés, ORSTOM, Montpellier
Laboratoire de Science du Sol, E.N.S.A.-I.N.R.A., Montpellier

EFFET A LONG TERME D'APPORTS CONTINUS DE DECHETS URBAINS SUR LES CARACTERISTIQUES DU SOL. CONSEQUENCES SUR LES PROPRIETES DE LA MATIERE ORGANIQUE EN RELATION AVEC SA TENEUR EN LIPIDES

par

FAHD-RACHID, Ahmed



9 MAI 1994

Soutenue le 3 Décembre 1993, devant le Jury composé de :

M. CHASSIN, Directeur de Recherches INRA, Bordeaux
M. REMY, Professeur, E.N.S.A., Montpellier,
M. BALESSENT, Directeur de Recherches INRA, Versailles
M. JUSTE, Directeur de Recherches INRA, Bordeaux
M. FELLER, Directeur de Recherches ORSTOM, Montpellier

Président
Directeur de Thèse
Rapporteur
Rapporteur
Examineur

4200071018
lex FPI
Non Num

C 68 PELAI P
FAH

F 39512

AVANT PROPOS

Ce travail a été réalisé à la Station d'Agronomie du Centre de Recherches INRA Aquitaine. Il s'inscrit dans le cadre d'une coopération Scientifique entre l'INRA et l'ORSTOM. Que Messieurs D. PICARD, Chef du Département "Agronomie" de l'INRA et A. CORNET, Chef du Département "Milieux et Activité Agricole" de l'ORSTOM, trouvent ici l'expression de ma profonde reconnaissance en autorisant un cofinancement pour la réalisation de cette thèse.

Durant toute la période de réalisation de la thèse, Monsieur J.C. REMY professeur à l'ENSA de Montpellier, Directeur de thèse, a fait preuve d'une constante disponibilité et s'est souvent préoccupé des conditions d'évolution de mes travaux. Son soutien et les conseils qu'il m'a prodigués m'ont permis de réaliser dans de bonnes conditions ce travail. Je lui exprime toute ma profonde gratitude.

Je remercie particulièrement Monsieur C. JUSTE, tout d'abord pour m'avoir accepté au sein de la Station d'Agronomie, pour le suivi direct de mes recherches et, ensuite, pour l'honneur qu'il m'a fait de rapporter et de juger ce travail.

Parmi les responsabilités qu'il accepta en succédant comme Directeur de la Station d'Agronomie, à Monsieur JUSTE, Monsieur P. CHASSIN. Il m'a initié à ces conceptions en matière de mouillabilité et de stabilité de la matière organique du sol. Je le remercie vivement, ainsi que d'avoir accepté de présider le jury de cette thèse.

J'associe à mes remerciements Monsieur J. BALESDENT Directeur de Recherche à la Station de Science du Sol de Versailles, pour ses remarques constructives et ses conseils judicieux lors de la mise au point de ce manuscrit. Je le remercie d'avoir accepté de rapporter sur ce travail.

Monsieur C. FELLER, Directeur de Recherche au Laboratoire de Comportement des Sols Cultivés à l'ORSTOM de Montpellier a étroitement collaboré à ce travail et a accepté de faire partie du jury. Je lui adresse mes sincères remerciements pour l'attention particulière qu'il a apportée à ce travail, pour ses remarques fructueuses qui ont été profitables à ma réflexion et pour les conseils qu'il m'a prodigués à l'issue de la lecture d'un premier manuscrit.

J'exprime toute ma reconnaissance à Madame M. LINERES avec qui j'ai partagé son bureau pendant 3 ans et m'a fait bénéficier de ses conseils, tant scientifiques que techniques, indispensables à l'étude de la matière organique des sols et des déchets urbains.

Mes remerciements iront également :

à Madame C. CHENU, Chargé de Recherche à l'INRA de Versailles, pour m'avoir appris les mesures des angles de contact (solide - liquide). Ma gratitude va également à tous les membres de la Station de Science du Sol, INRA - Versailles, qui m'ont toujours accueilli chaleureusement à chacun de mes passages pour l'utilisation du télégoniomètre.

à Madame C. JOUANY, Chargé de Recherche à l'INRA de Toulouse pour m'avoir fourni de nombreux documents sur les propriétés de surfaces des solides.

à Messieurs P. JAMBU Chargé de Recherche CNRS, laboratoire de Pédologie de Poitiers et A. AMBLES professeur à l'université de Poitiers pour m'avoir initié aux techniques d'extraction des lipides.

à Monsieur M. CHOSSAT-COLLAS, Directeur de Recherche au CEMAGREF de Cestas (33) pour m'avoir accueilli dans son laboratoire pour caractériser le potentiel hydrique des échantillons de sols.

Je remercie les chercheurs et techniciens de la Station d'Agronomie de l'INRA de Bordeaux en particulier Mesdames B. NICIBAR et R.M. PEREZ qui m'ont aidé dans la réalisation de ce mémoire.

J'exprime également ma reconnaissance à tout le personnel du Centre ORSTOM de Montpellier, particulièrement à Mesdames E. GAVINELLI pour avoir accepté d'effectuer des contrôles sur le dosage du carbone et de l'azote par l'Autoanalyseur (CHN) et B. ROUGET qui a assuré avec soins la première frappe des références bibliographiques.

Enfin, je voudrais remercier tous ceux qui m'ont pris en charge depuis mes premières années en France à l'ORSTOM de Montpellier, d'abord comme stagiaire puis comme étudiant (en D.E.A.) Monsieur P. de BOISSIZON a su pleinement orienter mes premiers pas de Chercheur. Il a été ensuite à l'origine de ce travail. Mes recherches de D.E.A. et de la thèse n'ont été possibles qu'avec ses interventions fructueuses, mais aussi avec le soutien, tant moral que scientifique de Messieurs M. ELDIN et R. MOREAU Directeurs de Recherches à l'ORSTOM. Je les remercie du fond du coeur. Je tiens à exprimer également ma gratitude à Monsieur L. ANDRE, professeur à l'ENSA de Toulouse qui a autorisé mon inscription en D.E.A. dans son établissement.

Que tous ceux qui m'ont aidé, et que j'ai oublié de nommer, trouvent ici l'expression de ma reconnaissance.

TABLE DES MATIERES

Pages

I. INTRODUCTION -----	1
II. MATERIELS ET METHODES -----	5
A) DEMARCHES EXPERIMENTALES -----	6
1. ESSAIS de PLEIN CHAMP-----	6
1.1. Le site expérimental -----	6
1.2. Description des dispositifs expérimentaux -----	6
1.2.1. Dispositif "pommes de terre" -----	7
1.2.2. Dispositif "maïs"-----	10
1.3. Nature et caractéristiques des déchets urbains -----	12
1.3.1. Origine et mode d'obtention-----	12
1.3.2. Rappels bibliographiques-----	14
1.3.2.1. <i>Caractéristiques analytiques</i> -----	14
1.3.2.2. <i>Risques liés à l'utilisation des déchets agricoles contenant des micropolluants</i> -----	17
1.3.2.3. <i>Risques liés à la présence d'inertes</i> -----	19
1.3.2.4. <i>Autres risques</i> -----	20
2. EXPERIENCES D'INCUBATION-----	21
2.1. Caractéristiques des matériaux -----	22
2.2. Conduite de l'expérience -----	23
B) METHODES ANALYTIQUES -----	24
1. ECHANTILLONNAGE -----	24
2. METHODE D'ETUDE ET D'ANALYSE -----	24
2.1. Dosage du carbone et de l'Azote total -----	24
2.2. Détermination de la matière organique -----	24
2.3. Extraction des lipides -----	26
2.4. Extraction et purification des acides humiques et fulviques -----	28

2.4.1. Obtention des acides humiques -----	28
2.4.2. Extraction des acides humiques et fulviques avec NaOH 0,5 N -----	29
2.5. Fractionnement granulométrique du sol -----	29
2.6. Teneur en eau à différents potentiels hydriques-----	30
2.7. Propriétés de mouillabilité-----	32
2.7.1. Méthodes appliquées au sol entier-----	33
2.7.2. Méthodes de la goutte posée appliquée aux fractions fines du sol -----	34
2.7.3. Préparation des surfaces solides -----	34
2.7.4. Mesure de l'angle de contact solide-liquide-vapeur-----	36
2.7.5. Calcul de l'énergie de surface -----	37
2.8. Analyse statistique des résultats -----	40
III. RESULTATS-----	41
A) EFFETS DE L'APPORT DE DECHETS URBAINS SUR LES PROPRIETES DES SOLS -----	42
1. EFFETS SUR LA TENEUR EN CARBONE DU SOL -----	42
1.1. Caractéristiques biochimiques des déchets-----	42
1.1.1. Teneurs en matière organique -----	43
1.1.2. Teneurs en azote -----	44
1.1.3. Coefficient de transformation de la teneur en carbone en teneur en matière organique-----	45
1.2. Teneurs en carbone et azote des sols-----	45
1.3. Taux de carbone résiduel-----	48
1.4. Conclusion-----	50
2. OBSERVATIONS DE LAMES MINCES -----	51
3. INFLUENCE DES APPORTS ORGANIQUES SUR LES PROPRIETES HYDRIQUES -----	52
3.1. Effet sur les teneurs en eau à différents potentiels hydriques -----	52
3.2. Effets sur les cinétiques de réhumectation-----	54
3.3. Effets sur l'humidité résiduelle -----	55
3.4. Discussion-----	55
4. EFFETS DES APPORTS ORGANIQUES SUR LES PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES DU SOL-----	52
4.1. Effets sur le pH-----	57
4.1.1. Evolution du pH sur les dispositifs de longue durée-----	58
4.1.2. Evolution du pH au cours des expériences d'incubation -----	58
4.1.3. Interprétation-----	59

4.2. Effet sur la capacité d'échange cationique -----	60
4.3. Effet des apports sur les teneurs en éléments minéraux -----	61
4.4. Effet sur les teneurs en éléments en traces -----	61
B) EFFET DE L'APPORT DE DECHETS URBAINS SUR LA NATURE DE LA MATIERE ORGANIQUE DU SOL -----	65
1. REPARTITION GRANULOMETRIQUE DU CARBONE DU SOL. INFLUENCE DU MODE DE FRACTIONNEMENT -----	65
1.1. Cinétiques de fractionnement avec des billes de verre -----	71
1.2. Répartition granulométrique du carbone -----	73
1.3. Bilan théorique de la répartition granulométrique du carbone -----	75
1.4. Répartition granulométrique du carbone dans les boues -----	78
1.5. Conclusion -----	79
2. CARACTERISTIQUES DES ACIDES HUMIQUES ET FULVIQUES -----	80
2.1. Caractéristiques biochimiques -----	80
2.2. Caractéristiques spectroscopiques des acides humiques -----	83
2.3. Conclusion -----	87
3. CARACTERISTIQUES DES LIPIDES -----	88
3.1. Rappels bibliographiques sur les lipides des sols -----	88
3.2. Résultats et discussion -----	94
3.2.1. Teneurs en lipides des déchets organiques -----	94
3.2.2. Composition élémentaire des lipides libres extraits des sols et des déchets -----	95
3.2.3. Teneurs en lipides des sols -----	96
3.2.3.1. <i>Lipides totaux</i> -----	96
3.2.3.2. <i>Lipides libres et associés</i> -----	98
3.2.4. Relations entre les teneurs en lipides et en carbone des sols -----	100
3.2.5. Minéralisation des lipides libres en incubation au laboratoire -----	102
3.2.6. Distribution granulométrique des lipides dans les sols -----	104
3.2.7. Répartition granulométrique des lipides dans les boues -----	106
4. SYNTHÈSE -----	107
C) EFFET DE L'APPORT DE DECHETS URBAINS SUR LES PROPRIETES DE SURFACE -----	109
1. INTRODUCTION -----	109
2. RESULTATS EXPERIMENTAUX -----	109
2.1. Mesure des angles de contact -----	109

2.1.1. Variation des mesures-----	110
2.1.2. Effet des différents traitements -----	110
2.2. Détermination de l'énergie de surface des associations organo-argileuses de sols -----	114
3. DISCUSSION DES RESULTATS -----	117
3.1. Forces de Lifshitz van der Waals -----	117
3.2. Variations des forces polaires -----	117
4. SYNTHÈSE -----	123
IV. SYNTHÈSE GÉNÉRALE ET CONCLUSION -----	125
ANNEXE -----	133
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES -----	139

I. INTRODUCTION

En matière de déchets urbains, la production française est en progression continue. Entre 1979 et 1993, la production nationale d'ordures ménagères a augmenté de 14 à 20 millions de tonnes ce qui correspond à environ 300 à 400 kg par habitant et par an (ADEME, 1993). Plus de 62 % de ce gisement est actuellement éliminé par mise en décharge ou par simple incinération. Le reste est valorisé par incinération avec récupération d'énergie (27 %), recyclage (4 %) et compostage (6.5 %). Dans une centaine d'unités de compostage, dont le rendement varie de 35 à 45 %, la production de compost urbain est estimée à 600 000 tonnes. Aujourd'hui, moins de la moitié de ce tonnage est valorisée en agriculture, et ce, malgré un prix de vente relativement bas par rapport à d'autres produits organiques à utilisation agricole (0 à 35 f. T.T.C. la tonne départ d'usine).

Par ailleurs, et comme pour les composts, les quantités de boues résiduaire produites sont en augmentation. En 1978, la production annuelle représentait 600 000 tonnes de matière sèche dont le cinquième seulement était utilisé en agriculture, le reste étant éliminé par mise en décharge ou par incinération. Aujourd'hui, sur les 800 000 tonnes de matière sèche produites annuellement, plus de 45 % sont recyclés en agriculture. Avec la poursuite de l'équipement des communes françaises en matière d'assainissement des eaux usées et l'amélioration du fonctionnement des stations d'épuration, la production de boues urbaines devrait croître progressivement. Sur la base de 18 kg de matière sèche de boue produite par habitant raccordé au réseau d'assainissement et par an, le tonnage potentiel de boues urbaines produites en France serait de l'ordre de 1 million de tonnes de matière sèche par an.

Le préjudice porté à l'environnement par la masse grandissante de ces déchets et leur gestion par mise en décharge ou incinération ont incité les pouvoirs publics à donner la priorité à une valorisation plutôt qu'à une stricte élimination. Cette stratégie figure en tête des principes réglementaires édictés par les lois relatives à l'élimination de déchets. D'autre part, la nécessité de réduire la consommation des ressources naturelles favorise la valorisation agricole de déchets urbains.

L'incorporation de ces déchets peut intervenir sur l'amélioration des propriétés physiques (structure, rétention en eau, mouillabilité,...) chimiques (pH, CEC,...) et biologiques (cycle de l'azote, biomasse microbienne,...) des sols. Ces effets sont souvent attribués à l'augmentation de la teneur totale en matière organique stable dans les sols (Rémy et Marin-Laflèche, 1976 ; Khaleel et al., 1981 ; Clapp et al, 1986 ; Linères et al, 1985, 1988).

Cependant, l'action de la matière organique sur les propriétés des sols dépend de sa composition biochimique. Or, l'incorporation des composts urbains dont la matière organique est principalement ligneuse et cellulosique (Inoko et al., 1979 ; Castagnoli et al., 1990) ou des boues résiduaires constituées essentiellement de corps microbiens et qui contiennent aussi des lipides (Lévi-Minzi et al., 1981 ; Guichet 1987) peut, à long terme, modifier sélectivement la nature de la matière organique native de sol et les propriétés de ce dernier.

Par ailleurs, des études sur modèles ont montré que l'incorporation aux sols des fractions lipidiques augmente la stabilité biologique de la matière organique (Dinel et al., 1991) et la stabilité de la structure (Sullivant, 1990 ; Capriel et al., 1990), en augmentant le caractère hydrophobe* de la matière organique de sol (Janzuk et al., 1990 ; Agafonov et al., 1984). Pour d'autres types de produits hydrophobes (pesticides, micropolluants organiques,...), plusieurs travaux ont montré des liens directs entre l'adsorption de ces produits et le caractère hydrophobe de la matière organique (Chiou, 1989 ; Hasset et al., 1981 ; De Bruijn et Hermens, 1990 ; Dickhut et al., 1991 ; Rao et al., 1985 et 1990 ; Lafrance et Villeneuve, 1991 ; Woodborn et al., 1986) : le coefficient de partition de ces substances entre la phase solide organique et la phase liquide du sol est fortement relié à la balance hydrophile - hydrophobe de la matière organique. De même, pour un même type de matière organique, le coefficient de partition phase solide - phase liquide est directement relié au coefficient de partage eau - octanol (K_{ow}).

Le présent travail de thèse réalisé à partir de dispositifs en plein champ et installés depuis 1974 et 1976 sur un sol sablo-caillouteux recevant des apports répétés de compost ou de boue, a pour but de préciser :

- L'influence à long-terme des boues de station d'épuration et des composts urbains sur certaines propriétés physiques et biochimiques des sols.

(*) On dit qu'un composé est hydrophobe quand il n'est pas complètement recouvert par l'eau, c'est-à-dire quand l'angle de contact solide-eau n'est pas nul. Pour les composés les plus hydrophobes (polyéthylène, polytétrafluoroéthylène,...), il a été montré que les interactions moléculaires avec les solvants ou les autres molécules sont du type Lifshitz - Van der Waals (LW). Elles regroupent les interactions de Keesom (effet d'orientation entre des moments dipolaires permanents), les interactions de Debye (effet d'induction d'un dipôle dans un molécule neutre par un moment dipolaire permanent) et les interactions de London (effet de dispersion dû à l'existence de moments dipolaires instantanés).

- La nature de la matière organique stabilisée en fonction de la composition des déchets.
- Le mécanisme de stabilisation de la matière organique. Sur ce point on a cherché à tirer parti de la composition chimique particulière des boues pour vérifier si la fixation des lipides est un mécanisme de stabilisation effectif par l'augmentation de l'hydrophobicité des composés humiques, au même titre que l'aromatisation et/ou la fixation des cations bloquant les fonctions carboxyles polaires (Jouany et Chassin, 1987).
- Les conséquences de l'hydrophobicité induite par ces substances sur les propriétés de surface des sols.

Pour évaluer les effets à long terme des déchets urbains sur les propriétés de sols, on a particulièrement étudié la teneur en matière organique et sa répartition dans la matrice minérale, la mouillabilité par remontée capillaire, les courbes de rétention en eau, le pH, la capacité d'échange cationique et la teneur en éléments en traces.

Afin d'expliquer ces propriétés, on a étudié la matière organique néoformée en analysant successivement : la répartition granulométrique du carbone, le degré d'évolution des acides humiques (rapport C/N, solubilité dans la soude et spectres infrarouges) et la répartition des lipides en fonction des traitements. Nous avons également cherché à établir entre la teneur en carbone total et la teneur en lipides totaux des parcelles des corrélations susceptibles de traduire une stabilisation des substances humiques par l'effet hydrophobe des lipides contenus dans les boues.

Pour vérifier cette hypothèse, des études des propriétés de surface des fractions fines des sols ont été entreprises en mesurant les angles de contact à l'interface solide-liquide. Ces mesures expérimentales ont permis de quantifier le caractère hydrophobe-hydrophile de ces fractions en déterminant à l'aide de modèles (Fowkes, 1964 ; Good, 1979 ; Neumann et Good, 1979 ; Van Oss et al., 1988 ; Van Oss et Good, 1988) les composantes polaire et non polaire, ainsi que le pouvoir donneur-accepteur d'électrons de l'énergie de surface qui conditionnent la mouillabilité et, par conséquent, la stabilité de la structure.

II. MATERIELS ET METHODES

Dans une première partie, on décrira les dispositifs expérimentaux à partir desquels les études ont été réalisées et on procédera à un rappel bibliographique sommaire concernant la composition des boues résiduaires et des composts urbains. La deuxième partie sera consacrée à la description des méthodes d'échantillonnage et d'analyse mises en oeuvre au cours de l'étude.

A) DEMARCHES EXPERIMENTALES

On a employé deux types de méthodes : l'expérience sur le terrain (essais de plein champ) et l'expérience en milieu contrôlé (incubation).

1. ESSAIS DE PLEIN CHAMP

1.1. LE SITE EXPERIMENTAL

Les expériences se déroulent sur le domaine expérimental dit de "Cuhins" dépendant du Centre de Recherches INRA de Bordeaux. Ce domaine, situé sur un sol sableux caillouteux, possède une vocation essentiellement viticole. Le sol qui porte les essais faisant l'objet du présent travail a été cultivé en vigne au cours de la première moitié du siècle, puis occupé par un bois d'acacias et redéfriché lors de l'acquisition du domaine par l'INRA en 1970 (Gomez et al., 1992).

Les principales caractéristiques du sol déterminées en 1977 sont regroupées dans le tableau I et confirment le caractère essentiellement sableux grossier de la texture, l'acidité marquée, un faible contenu en matière organique et en colloïdes minéraux.

Tableau I : Caractéristiques analytiques du sol (Juste et Solda, 1977).

Caractéristiques granulométriques		Caractéristiques chimiques			
Pour cent de terre fine		Pour cent de terre fine		Pour mille de terre fine	
0 - 2 μm	4,2	Carbone	1,57	P ₂ O ₅ (Dyer)	0,249
2 - 20 μm	7,1	Azote	0,16	Ca échangeable	0,579
20 - 50 μm	5,4	C/N	14	K échangeable	0,053
50 - 200 μm	9,1	pH _(eau)	5,3	Mg échangeable	0,020
200 - 2000 μm	74,2	pH _(KCl)	4,6		

1.2. DESCRIPTION DES DISPOSITIFS EXPERIMENTAUX

1.2.1. Dispositif "pommes de terre"

L'essai mis en place en 1976, permet de comparer des parcelles avec ou sans incorporation de boues d'épuration ou de composts urbains, avec ou sans apport d'azote minéral. Il comporte 60 parcelles de 14 m² chacune, disposées en 4 blocs comportant 15 traitements dont la répartition issue d'un tirage au sort, est représentée dans le schéma I.

Les pratiques culturales appliquées sur ce dispositif sont résumées dans le tableau II.

Sur 16 ans, les quantités totales des déchets urbains épandus (exprimées en matière sèche) ont été de :

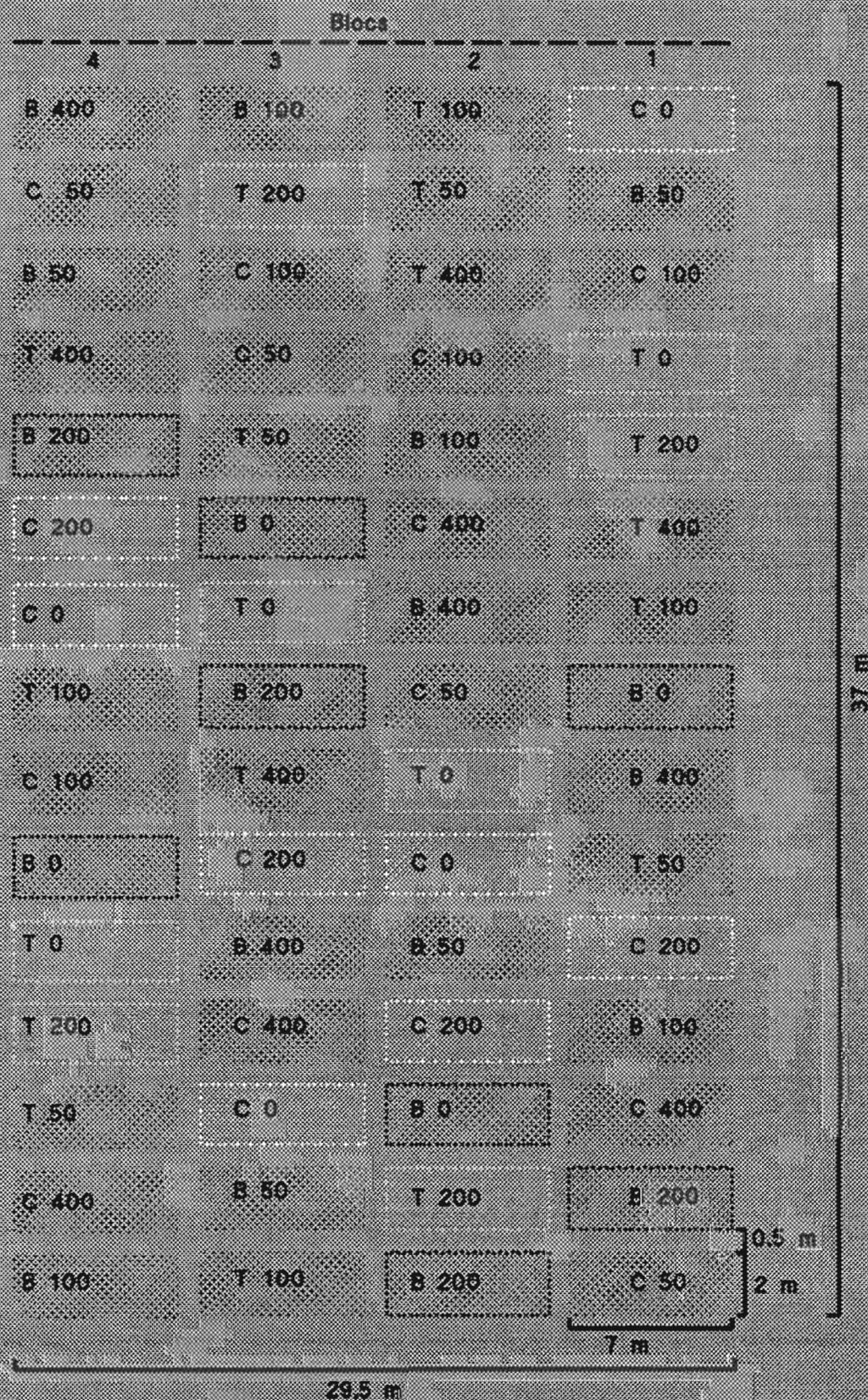
. Boues	= 124 t/ha
. Composts	= 132 t/ha

Les doses appliquées en 1976 et 1977 ont été de 24 et 50 t/ha pour les boues et de 30 et 50 t/ha pour les composts. A partir de 1981, elles sont de 10 t/ha tous les deux ans. Suivant les traitements, ces doses sont combinées avec 0, 50, 100, 200, 400 kg/ha d'azote minéral apporté sous forme d'ammonitrate.

Entre 1976 et 1981, les parcelles ont porté successivement des cultures de ray grass, maïs et fétuque avec nettoyage des mauvaises herbes. Depuis 1981, elles sont maintenues sous culture irriguée de pommes de terre et reçoivent une fertilisation minérale identique pour toutes les parcelles (80, 70, et 50 kg/ha respectivement de P₂O₅, K₂SO₄ et MgSO₄). La fertilisation minérale est apportée immédiatement avant plantation, et incorporée par un passage de herse.

Les pommes de terre sont plantées fin avril. Les amendements organiques sont épandus manuellement fin août, après la récolte, et incorporés par un labour à 25 cm de profondeur.

Schéma I. Plan du dispositif expérimental "pommes de terre".



- Les lettres symbolisent les amendements organiques.

- Les chiffres indiquent les doses d'azote minéral apportées annuellement (en kg N / ha).

Tableau II. Historique des parcelles du dispositif "pommes de terre"

Année	Matière sèche apportée (tonne / hectare)		Fertilisation minérale appliquée (kg / hectare)			Culture
	Boues	Composts	P ₂ O ₅	K ₂ SO ₄	MgSO ₄	
1975						jachère avec Acacia
1976	24	32				ray grass
1977	50	50				désherbage
1978						fétuque
1979						fétuque
1980						maïs
1981	10	10	80	70	50	pommes de terre
1982			80	70		pommes de terre
1983	10	10	80	70	50	pommes de terre
1984			80	70		pommes de terre
1985	10	10	80	70	50	pommes de terre
1986			80	70		pommes de terre
1987	10	10	80	70	50	pommes de terre
1988			80	70		pommes de terre
1989	10	10	80	70	50	pommes de terre
1990			80	70		pommes de terre

*Matière sèche
totale(t/ha)*

124 132

*Matière org.
correspondante
(t/ha)*

60.3 31.95

Lors de l'étude préliminaire sur les variations des teneurs en carbone, les six traitements suivants ont été retenus :

T₀ et T₂₀₀ : parcelles témoin sans déchets urbains, sans ou avec 200 unités d'azote minéral,

B₀ et B₂₀₀ : parcelles avec boues d'épuration, sans ou avec 200 unités d'azote minéral,

C₀ et C₂₀₀ : parcelles avec composts urbains, sans ou avec 200 unités d'azote minéral.

Seuls les traitements sans azote minéral (T₀, B₀ et C₀) ont été pris en compte lors de l'étude des effets sur les propriétés du sol.

Les prélèvements de sol ont été effectués en avril 1991, soit deux ans après le dernier apport d'amendements.

1.2.2. Dispositif "maïs"

Ce dispositif mis en place en 1974 est situé à proximité immédiate du premier. Il comprend 20 parcelles de 18 m² chacune, disposées en 5 blocs (schéma II). Chaque bloc, comporte les 4 traitements suivants :

T	=	Témoin
B ₁₀	=	Boues 10 t de matière sèche /ha /an
B ₁₀₀	=	Boues 100 t de matière sèche /ha /2ans
F	=	Fumier 10 t de matière sèche /ha /an

La culture test est une monoculture de maïs irriguée faisant intervenir la même variété depuis le début de l'expérience (INRA 260). La fertilisation minérale annuelle utilisée comprend 200 kg/ha de N (ammonitrate), 200 kg/ha de P₂O₅ (superphosphate), 200 kg/ha de K₂O (chlorure de potassium) et 80 kg/ha de MgO (dolomie). Pour les traitements boues, la quantité de P₂O₅ apportées par l'amendement est toujours supérieure à 200 kg/ha. De ce fait, aucun engrais minéral phosphaté n'est utilisé. La gestion de la fertilisation minérale tient compte des apports d'éléments fertilisants provenant de l'épandage, à la dose de 10 t/ha/an, des divers produits organiques. La compensation est réalisée en considérant que 50 % de l'azote ainsi que 100 % du phosphore et de la potasse de la boue (10 t) ou du fumier sont disponibles l'année de leur épandage. Les engrais sont apportés dans les jours qui précèdent le semis et immédiatement incorporés au sol par un passage de herse.

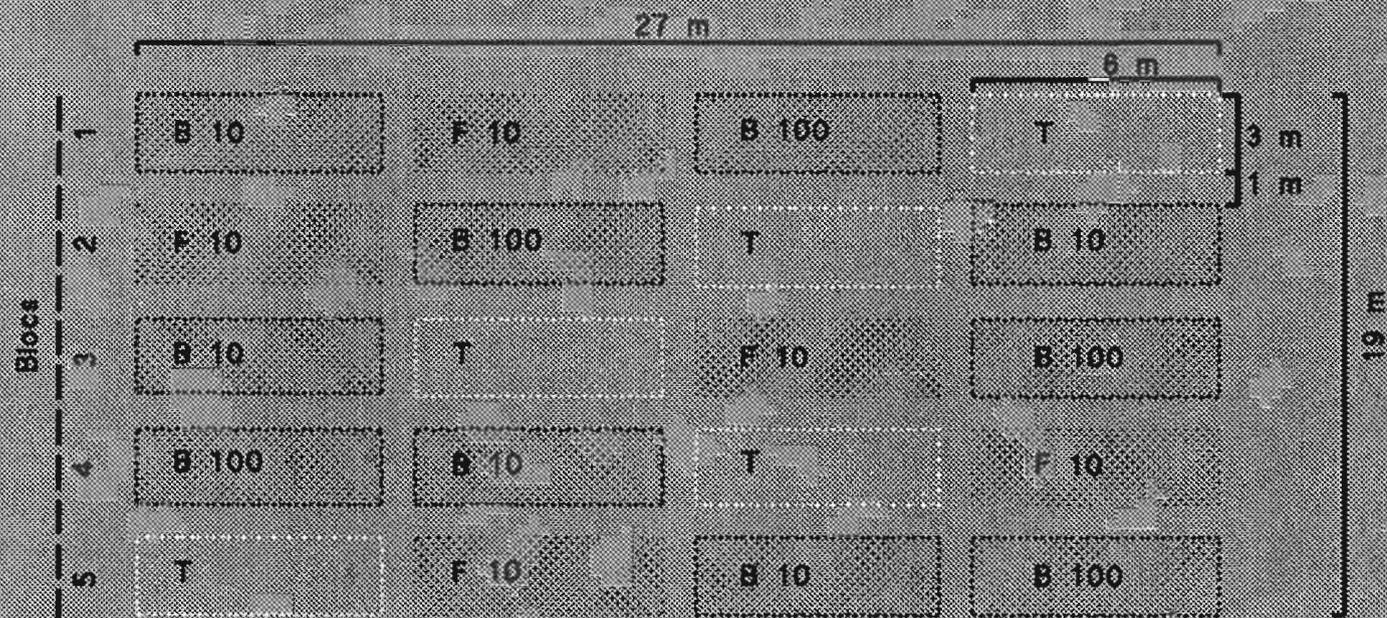
Après la récolte, les parties aériennes de maïs sont broyées puis abandonnées durant tout l'hiver sous forme de mulch à la surface des parcelles. Elles sont enfouies lors du labour qui intervient en mars, sur une profondeur de 25 cm. Les divers amendements organiques sont épandus manuellement courant avril. Après quelques jours de ressuyage, on les incorpore dans les dix premiers centimètres par un passage de houe rotative.

A l'intérieur de ce dispositif, nous avons choisi pour notre travail les traitements témoin (T) et boues (B₁₀ et B₁₀₀). Les quantités totales des boues épandues entre 1974 et 1991 sur les parcelles retenues ont été de :

T	=	0 t/ha
B ₁₀	=	180 t/ha
B ₁₀₀	=	900 t/ha

Les échantillons de sol utilisés ont été prélevés en avril 1992, soit un an après le dernier apport pour les parcelles B₁₀, et 2 ans pour les parcelles B₁₀₀.

Schéma II. Plan du dispositif expérimental "maïs"



T = Témoin

B 10 = Boues (10t/ha/an)

B 100 = Boues (100t/ha/2ans)

F 10 = Fumier (10t/ha/an)

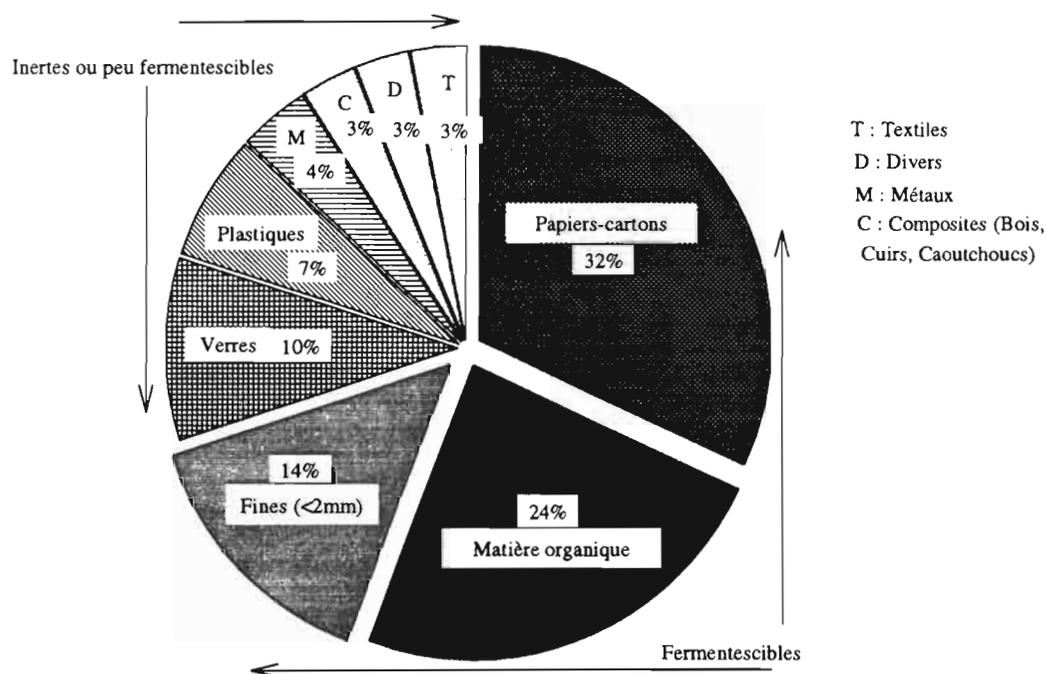
1.3. NATURE ET CARACTERISTIQUES DES DECHETS URBAINS

1.3.1. Origine et mode d'obtention

Les composts sont issus d'ordures ménagères dont la composition standard est rappelée sur le schéma III. Ils proviennent d'une unité de compostage située à St-Denis de Pile, près de Libourne (33). Ils sont obtenus par la décomposition thermophile aérobie durant environ 5 jours des ordures ménagères broyées à 25 mm, puis laissées en tas à l'air libre durant environ trois mois. Les produits ainsi partiellement stabilisés contiennent environ 40 % d'eau.

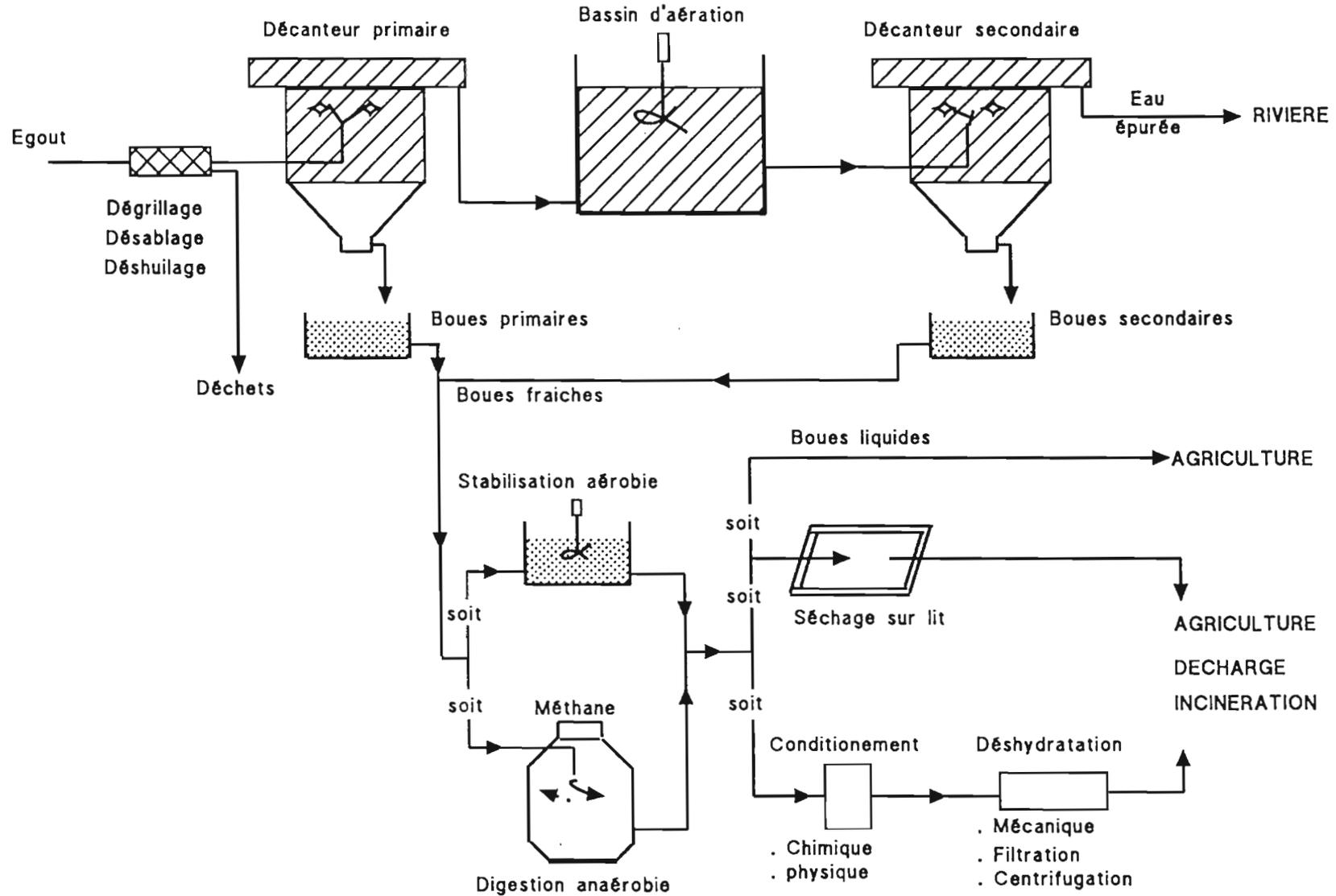
Les boues d'épuration sont issues d'une station traitant les effluents d'une petite commune (Ambarès) limitrophe de Bordeaux, à dominante résidentielle. Ce sont des boues biologiques, digérées par voie anaérobie puis partiellement déshydratées au filtre à bande après addition d'un polyélectrolyte de floculation (schéma IV). Au moment de leur emploi, les boues ont une consistance pâteuse et une teneur en eau d'environ 75 %.

Schéma III . Composition standard des ordures ménagères (% en masse sur brut). D'après Rousseaux (1988).



Humidité des ordures ménagères = 30 ± 10 % sur brut

Schéma IV. Filières de traitement des eaux usées et des boues fréquemment utilisées.



Source : Cahiers Techniques de la Direction de l'Eau et de la Prévention des Pollutions et des Risques. n : 23, 1988.

1.3.2. Rappels bibliographiques

1.3.2.1. Caractéristiques analytiques

Les données bibliographiques concernant les principaux critères généralement pris en compte lors de l'utilisation agricole de ces déchets sont exposées dans le tableau III. Elles concernent les teneurs en éléments fertilisants, métaux lourds et en inertes.

- Teneurs en éléments fertilisants

Les valeurs présentées dans le tableau III concernent les boues biologiques d'Ambarès et les composts urbains âgés de à 4 mois utilisés sur les dispositifs expérimentaux (Station d'agronomie - INRA de Bordeaux, 1983).

Les boues biologiques ont des teneurs appréciables en calcium, phosphore et magnésium. Les teneurs en potassium sont généralement faibles (<1 % exprimée en K_2O de la matière sèche) car cet élément soluble est éliminé lors de l'épuration de l'eau. Il en va de même pour le sodium, dont la teneur est du même ordre de grandeur. Comparativement à beaucoup d'autres déchets utilisables en agriculture, les boues se singularisent par une richesse élevée en soufre oscillant entre 0.8 et 1.5 % de la matière sèche. Une fraction importante se trouve sous forme minérale et une partie organique constituée essentiellement d'acides aminés soufrés et de sulfates estérifiés (Chae et Lowe, 1981).

Les composts urbains sont pauvres en azote, phosphore, potassium et magnésium. Ces teneurs ne dépassent pas quelques kg par tonne de composts bruts. Par contre, la teneur en calcium est très élevée (4,4 %), ce qui représente plus de 25 kg de Ca / tonne de matière brute.

Au-delà de la teneur totale, la disponibilité de ces éléments est assez variable. Dans les boues, la totalité des éléments P, K, Ca et Mg est considérée comme très facilement disponible pour les plantes. La pauvreté des boues en K ne permet cependant pas de les prendre en compte pour la fertilisation potassique des cultures. Dans les composts et pendant la première année de son apport au sol, cette disponibilité serait de :

5 - 20 %	pour l'azote
80 - 100 %	pour le potassium
40 - 60 %	pour le phosphore

avec toutefois dans certains cas un blocage du phosphore en relation avec les conditions du milieu. L'effet engrais azoté des composts urbains est donc relativement faible. Dans le cas des boues, la disponibilité de N serait plus élevée, de 20 à 50 % en fonction du mode d'obtention et de conditionnement du déchet.

- Teneurs en métaux en traces

Les teneurs extrêmes et moyennes des boues sont relatives à 300 échantillons correspondant aux différents grands types de boues originaires de divers pays (Page, 1974). Celles des composts sont rassemblées pour 27 échantillons analysés (ANRED, 1986).

Les teneurs en métaux lourds des composts et des boues sont variables, mais celles des composts sont toujours, et de loin, inférieures à celles trouvées dans les boues. Pour ces dernières, les concentrations limites fixées par la norme AFNOR NF U44-041 d'application obligatoire sont reportées dans le tableau III. Pour les 8 éléments retenus dans la norme, les boues utilisées sur ce dispositif ont des teneurs moyennes toujours inférieures aux valeurs limites. Dans le cas des composts urbains, la marque NF- Compost urbain fixe des seuils limites uniquement pour Pb, Cd, Hg et Ni.

- Salinité

La salinité des composts urbains (NaCl) peut avoir pour origine le rejet dans les ordures ménagères des résidus d'aliments qui ont reçu du sel de cuisine. De même, la présence des plâtrats et gravats, parmi les éléments fins des ordures ménagères, serait à l'origine de la richesse en CaCO_3 des composts. Le lessivage du mélange à composter a été préconisé pour limiter les phénomènes de phytotoxicité liés à un excès de salinité.

Les boues sont également riches en sels, notamment SO_4 minéral ou sous forme organique.

- Teneur en inertes (éléments indésirables)

De part de leur origine, les composts urbains contiennent des éléments indésirables peu ou pas biodégradables (Rousseaux, 1988) : matière plastique, morceaux de ferrailles, de bois, de tissus, de verre, de cuirs, etc.

Tableau III. Composition des boues de stations d'épuration et de compost d'ordures ménagères.

Eléments	Boues		La norme Boues NF U 44 - 041	Composts		La marque NF-Compost (3)
	Valeurs extrêmes	moyenne		Valeurs extrêmes	Moyenne	
<i>(1)</i>						
Humidité (% brut)		75			43	
pH (eau)		7,6			7,8	
Résistivité (Ω)		250			233	
----- <i>En pour cent de la matière sèche</i> -----						
C		30			21	
N		2,5			0,96	
C / N		13			23	
K ₂ O		0,14			0,24	
Mg		0,40			0,22	
Ca		4,80			4,41	
P ₂ O ₅		4,42			0,91	
S		1,15			0,38	
Na		0,12			0,30	
Inertes				7 - 67	45	classe A < 20 classe B < 35
----- <i>En mg / kg de la matière sèche</i> -----						
<i>(2)</i>						
Fe		39 850		13 860 - 20 360	17 110	
Mn	60 - 3 900	500		750 - 960	854	
Cu	52 - 11 700	500	2000	220 - 490	357	
Zn	72 - 49 000	2000	6000	1 290 - 1 760	1 525	
Pb	15 - 26 000	500	1 600	420 - 780	599	< 800
Cd	1 - 1 500	10	40	7 - 10	8,5	< 8
Hg	0,1 - 56	5	20	2,2 - 4,7	3,4	< 8
Ni	10 - 5 300	50	400	170 - 220	196	< 200
Cr	20 - 41 000	200	2000	180 - 250	219	
Se	-	1	200			
Mo	2 - 1000	5				
B	6 - 1000	50		64 - 245		

(1) : Station d'agronomie INRA - Bordeaux (1983) ; Juste, 1980.

(2) : Page, (1974) ;

A.N.R.E.D, (1986).

(3) : Applicable aux composts répondant à la norme NF 44 051.

La teneur moyenne en inertes totaux des composts est de 45 %. Elle varie dans de grandes proportions, de 7 à 67 % de la matière sèche. Cette large étendue est due à la variation de la composition initiale des ordures ménagères et de l'efficacité du triage. Cette teneur élevée en inertes constitue une des principales contraintes à la commercialisation des composts en agriculture. L'objectif de la marque NF-Compost urbain est de proposer le taux d'inertes comme critère de qualité des composts : 20 % au maximum de la matière sèche pour un compost de 1ère classe et 35 % au maximum pour un compost de 2ème classe.

1.3.2.2. Risques liés à l'utilisation des déchets agricoles contenant des micropolluants

Les contraintes liées à l'utilisation de boues en agriculture découlent de la présence de métaux en traces, des micropolluants organiques (détergents, pesticides, carbures polyaromatiques, polychlorobiphényles,...) et d'agents pathogènes (Wood et al., 1990 ; Wild et al., 1991 ; Wilson et al., 1991). Seules sont acceptables en agriculture les boues qui n'entraîneront pas un transfert de pollution dommageable pour les sols, la qualité des récoltes, la santé humaine et, plus généralement, l'environnement.

Pour les métaux en traces, la cession et les conditions d'utilisation des boues en agriculture font l'objet d'une réglementation européenne (Directive du 12 juin 1986, modifiée le 2 décembre 1988) qui trouve son application en France dans le cadre de la loi du 13 juillet 1979 sur *l'organisation du contrôle des matières fertilisantes et supports de culture*. Au titre de cette loi, ne peuvent être cédés que des produits répondant soit à la norme AFNOR U 44-041 homologuée le 11 juillet 1985 "Matières fertilisantes : Boues des ouvrages de traitement des eaux usées urbaines. Dénomination et spécifications", soit ayant obtenu une autorisation provisoire de vente (APV) valable 4 ans ou une homologation valable pour 10 ans.

Pour répondre aux exigences d'innocuité et de protection de l'environnement, les réglementations existant dans différents pays visent à limiter les apports de métaux en traces dans les sols. Trois orientations existent aujourd'hui :

1. interdiction ou utilisation contrôlée des produits ayant des teneurs élevées en métaux en traces (France, CEE, USA).
2. limitation des apports aux sols en définissant, soit des teneurs plafonds à ne pas dépasser (France), soit des apports limités de métaux (CEE, USA).

3. incitation à produire et utiliser des boues à faibles teneurs en métaux en ne limitant plus les doses d'apport (USA).

Suite aux travaux de l'Agence américaine de Protection de l'Environnement (EPA), 12 voies principales de dissémination et d'exposition ont été retenues par l'administration américaine (tableau IV). Pour chacune d'entre elles, les modes de calcul et les valeurs retenues conduisent à une estimation maximale des risques pour la cible la plus exposée (population, individu, groupe d'individus, plantes, biomasse du sol,...).

Tableau IV. Evaluation des modes de contamination des substances contenues dans les boues.

	Voie de contamination	Individus les plus exposés
1	Boues → Sol → Plante → Humain	Chaîne alimentaire ; 2.5 % de la nourriture
1F	Boues → Sol → Plante → Humain	Jardins particuliers après 5 ans ; 60 % des feuilles des végétaux
2F	Boues → Sol → Humain	Sols des zones résidentielles après 5 ans ; 200 mg sol/jour
2-D&M	Boues → Humain	Produits issus des boues ; 200 mg boue / jour
3	Boues → Sol → Plante → Animal → Humain	Fermes ; 40 % de la viande.
4- Surface	Boues → Animal → Humain	Fermes ; 40 % de la viande
4-mixte	Boues → Sol → Animal → Humain	Fermes ; 40 % de la viande
5	Boues → Sol → Plante → Animal	Alimentation du bétail ; 100 % sur les terres ayant reçu des boues.
6	Boues → Sol → Animal	paturages à bétail ; 1.5 % de boues dans l'alimentation
7	Boues → Sol → Plante	Récoltes ; Phytotoxicité par diminution importante du pH
8	Boues → Sol → Organismes vivant dans le sol	Vers de terre, limaces dans les sols contaminés
9	Boues → Sol → Organismes vivant dans le sol → Prédateurs	Oiseaux ; 33 % de la nourriture est contaminée par la boue
10	Boues → Sol → Poussière en suspension → Humain	Conducteur de tracteur
11	Boues → Sol → Eaux de surface → Humain	Qualité des eaux
12	Boues → Sol → Air → Humain	Habitants des fermes
12W	Boues → Sol → Eaux souterraines → Humain	Eau de puits dans les fermes ; 100 % des réserves

Ainsi pour la voie 1, il s'agit d'évaluer les doses moyennes d'exposition de l'ensemble de la population découlant de la contamination de la chaîne alimentaire par

accumulation de métaux dans les récoltes produites sur des sols ayant reçu des boues. Dans les calculs, ce sont les aliments consommés journalièrement en quantités les plus élevées caractéristiques de chaque tranche d'âge comprise entre 0 et 70 ans qui ont été retenues. L'impact estimé de cette pratique concerne environ 2.5 % des aliments produits sur les sols amendés et, compte-tenu des coefficients de transfert entre les sols et les plantes, des concentrations observées dans les sols, de la nature des cultures, etc, il est possible de calculer les quantités maximales de métaux lourds susceptibles d'être apportées par hectare, pour éviter tout risque pour la santé humaine. On arrive ainsi à des valeurs de l'ordre de 1 000 kg pour Pb et de 2 000 kg pour Hg.

Pour les voies 2F et 2 -D&M, il s'agit d'évaluer les risques individuels liés à l'absorption directe de sol et de boues, soit par les enfants âgés de moins de 5 ans, soit pendant les opérations de manipulation des boues. Dans les deux cas, les doses maxima ingérées sont estimées à 200 mg par jour. De même, il est admis que les quantités de boues absorbées par les animaux herbivores sur des sols amendés représentent environ 1.5 % du poids total ingéré. Dans ce dernier exemple, les populations les plus menacées sont soit les fermiers (voie 4-S) qui consomment la viande directement produite par la ferme et dont 40 % contient des éléments métalliques, soit les animaux (voie 6). Parmi toutes les voies possibles, ce sont les transferts directs métalliques attachés aux voies 2F (ingestions directe de sol par les enfants), 4 et 6 (ingestion directe par les animaux) et découlant d'apports de boues par pulvérisation sur prairie ou en surface du sol qui limiteront le plus les quantités à apporter.

Dans les composts, les métaux lourds sont associés avec les inertes contenus dans les ordures ménagères (matières plastiques, piles, ferrailles,...). Pour Pb, Cu et Ni, la matière organique fermentescible joue également un rôle important (Rousseaux, 1988).

Dans les boues, les métaux lourds sont associés à différentes phases et les mécanismes de fixation invoqués seraient spécifiques : chélation et matière organique (Clapp et al. 1986), adsorption par les hydroxydes et précipitations sous forme de carbonates, phosphates, sulfates, silicates,...(Sommers et al. 1984, Corey et al. 1987)

1.3.2.3. Risques liés à la présence d'inertes

Les risques et les inconvénients dans les composts sont liés à la présence des inertes car ils provoquent des risques de blessures ou de piqûres (verre, objets coupants métalliques), surtout dans les cas où l'épandage est souvent fait manuellement (cas des

cultures maraîchères et légumes frais de plein champ) et parce qu'ils diluent la matière organique du compost. Ils constituent une charge de transport et d'épandage inutilement coûteuse, ils salissent les terres, surtout par les plastiques, et ils provoquent une pollution esthétique importante. C'est le cas en viticulture et en grande culture. Ils posent également des problèmes techniques en gênant le fonctionnement des engins agricoles lors de l'épandage ou la récolte : enroulements de films plastiques dans les dents de hérisson lors de l'épandage, par exemple.

1.3.2.4. Autres risques

Ils résultent d'une absence de maturité des composts et des mauvaises conditions de compostage.

1. Absence de maturité. Les composts immatures dont le rapport C/N est supérieur à 25 contiennent des substances carbonées fermentescibles abondantes. Les micro-organismes, en les dégradant, immobilisent l'azote minéral du milieu, entraînent une carence en azote pour la plante, une diminution probable d'oxygène et une élévation de température au niveau des racines ainsi que la production de substances toxiques organiques (acides gras par exemple) responsables d'effets dépressifs sur la plante. De manière générale, tous les amendements organiques riches en substances énergétiques peu évoluées, comme les écorces ou la paille, peuvent provoquer aussi ces effets sur la plante. Ces risques peuvent être évités en :

- limitant un contact direct avec les racines, soit par un épandage plusieurs mois avant plantation, soit par une incorporation dans la couche de sol explorée par les racines comme en viticulture ou arboriculture.
- apportant des composts suffisamment mûrs ayant un C/N voisin de 15.

2. Mauvaises conduites du compostage. Un mauvais procédé de compostage peut créer des conditions d'anaérobiose et d'acidification ne favorisant pas l'oxydation des acides organiques. Ces conditions vont favoriser la néoformation de substances phytotoxiques au cours du compostage, qui viendront s'ajouter aux substances phytotoxiques existant dès le départ dans les ordures ménagères. Des retournements réguliers de la masse à composter permettent non seulement d'éviter l'apparition de ces substances mais exposent aussi l'ensemble de la masse à la température élevée de la phase thermophile. Cette phase est

nécessaire pour supprimer les parasites des plantes, les graines de plantes adventices et les pathogènes qui se trouvaient dès l'origine dans les ordures ménagères.

En conclusion, bien que l'importance des paramètres de qualité du compost dépende de ses domaines d'utilisation et de son mode d'emploi, une collecte sélective et un tri en usine des ordures ménagères, ainsi qu'une bonne maîtrise du compostage, sont indispensables à l'obtention d'un compost utilisable comme amendement organique dans le sol sans inconvénients majeurs.

La seule connaissance des caractéristiques analytiques des composts ou des boues ne permet cependant pas d'établir un bilan à long terme sur leur valeur en tant qu'amendement. Une définition fine de cette valeur devrait prendre en compte la diversité des sols et des climats. C'est dans cette perspective que nous avons exploité le dispositif d'expérience de longue durée de la station de l'INRA-Bordeaux pour estimer, à posteriori, les effets de la décomposition de ces déchets sur quelques caractéristiques du sol. Parallèlement, et pour mieux interpréter et généraliser les résultats obtenus, on étudiera les effets de cette décomposition dans deux types de sols développés sous des climats différents grâce à des essais qui seront conduits à court terme dans des conditions de température et d'humidité contrôlées.

2. EXPERIENCES D'INCUBATION

Cette étude consiste à suivre l'évolution des composts urbains et des boues de station d'épuration, en conditions contrôlées de température et d'humidité, dans deux types de sols sableux et limoneux argileux. Les principaux objectifs sont les suivants :

1. intensifier à court terme les variations des teneurs en carbone en appliquant des doses suffisamment importantes de déchets organiques aux sols et en optimisant les paramètres physiques de la décomposition,
2. comparer la valeur, en tant qu'amendement organique, de déchets urbains à celle de la paille de blé considérée comme matériau traditionnel,
3. mettre en évidence l'effet du type de sol sur les phénomènes observés.

2.1. CARACTERISTIQUES DES MATERIAUX

Les origines et les caractéristiques analytiques des boues et des composts sont celles qui ont été mentionnées à l'occasion de la description des dispositifs de plein champ. Les boues ont été séchées à l'air et broyées à 0.5 mm. Les composts ont été utilisés tels quels à une humidité de 43 % et une granulométrie moyenne de 20 mm. La paille correspond à une variété de blé tendre n'ayant pas subi de traitement fongicide. Elle a été séchée à l'air et broyée à 25 mm environ.

Le sol sableux a été prélevé dans une parcelle témoin chaulée sous maïs voisine du dispositif "maïs". Les caractéristiques granulométriques sont les mêmes que celles du tableau I mais la teneur en carbone est plus faible (1,04 %).

Le sol limono-argileux développé sur un apport colluvial, dérivé de matériaux ferrisillitiques rouges, provient du Gard (commune de Caissagues). C'est un sol peu évolué, légèrement acide et pauvre en matière organique (tableau V).

Tableau V. Quelques caractéristiques analytiques du sol limono-argileux de Caissagues (Fahd-Rachid, 1990).

Granulométrie		Caractéristiques chimiques	
P. cent de terre fine			
Argile	20	Carbone %	0,7
Limon fin	17,2	Azote %	0,085
Limon grossier	35,3	C / N	8,24
Sable fin	6,6	pH _{eau}	6,2
Sable grossier	19,7	pH _{KCl}	5,3
Densité apparente (g/cm ³)	1,25		

Le faible rapport C/N de cette dernière indique qu'elle est relativement évoluée. La parcelle d'où est issu l'échantillon a été labourée à 50 cm de profondeur. Le système cultural pratiqué pour les trois dernières années est le suivant : culture de pommes de terre en 1991 succédant à une culture de blé avec un apport de 400 kg/ha d'une fertilisation binaire (N = 0, P₂O₅ = 20, K₂O = 20) et qui elle-même succède à une culture de tournesol sur laquelle 600 kg/ha d'engrais complet (N = 6 ; P₂O₅ = 15 ; K₂O = 30) ont été apportés.

2.2. CONDUITE DE L'EXPERIENCE

Environ 20 kg de chaque sol ont été rassemblés à partir d'une dizaine d'échantillons élémentaires prélevés en avril 1991 à la tarière, dans la couche de sol cultivée (0-20 cm). Les sols ont été séchés à l'air, tamisés à 2 mm et homogénéisés. Un sable quarteux lavé aux acides a été utilisé comme substrat témoin.

La capacité de rétention en eau au point de ressuyage des sols a été déterminée avant l'incubation : un échantillon de sol, préalablement saturé et placé dans une enveloppe poreuse en papier filtre, est maintenu en suspens jusqu'à cessation de l'écoulement d'eau gravitaire. La teneur en eau est calculée par la perte de poids à 105°C.

L'équivalent de 28 g de déchet organique séché à 105°C a été mélangé intimement avec 700 g de sol. La dose apportée est donc de 4 % du sol (en poids sec). Pour une couche de 20 cm de profondeur, la quantité de matière organique apportée a représenté environ 98 t/ha dans le sol sableux (densité apparente = 1,48 g.cm⁻³) et 95 t/ha dans le sol limono-argileux (densité apparente = 1,25 g.cm⁻³). Le témoin est constitué en mélangeant les mêmes quantités de matériaux organiques avec le même poids de sable quarteux tamisé à 2 mm et séché à 105°C.

Le croisement de 4 traitements (3 déchets et 1 témoin) avec trois substrats (les 2 sols et le quartz) donne 12 traitements ; chaque traitement est répété 6 fois. Il y a donc au total 72 échantillons à incuber. Les échantillons sont introduits dans des pots rectangulaires en P.V.C, à fond perforé et d'une contenance de un litre, placés dans une enceinte dont la température est réglée à 24°C ± 2. L'humidité a été maintenue à 60 % de la capacité de rétention au point de ressuyage, par des apports hebdomadaires d'eau. Les répétitions des pots maintenus dans les mêmes conditions, ont été successivement prélevées et utilisées pour l'analyse après 2, 4, 6, 9, 12 et 16 semaines d'incubation.

B) METHODES ANALYTIQUES

1. ECHANTILLONNAGE

Les prélèvements d'échantillons de sol ont été effectués à la tarière sur une profondeur de 0 - 20 cm. Pour chaque parcelle, on a constitué un échantillon composite de 3 kg à partir de six échantillons élémentaires.

Les échantillons ont été séchés à l'air, tamisés à 2 mm et homogénéisés. Le refus (> 2 mm) a été pesé pour quelques parcelles. Pour une même parcelle, il varie de 8 à 20g pour 100g d'échantillon. Des études déjà réalisées sur un certain nombre des parcelles de ces dispositifs ont montré que, quelque soient les traitements organiques, le poids de la terre fine à l'hectare et dans la couche 0 - 20 cm varie de 1970 à 3300 tonnes (Gomez et al., 1992). C'est la raison pour laquelle nous avons choisi la moyenne donnée par ces études, de 2585 tonnes par hectare.

2. METHODEE D'ETUDE ET D'ANALYSE

2.1. DOSAGE DU CARBONE ET DE L'AZOTE TOTAL

Le carbone total des sols et des molécules extraites (lipides, acides humiques et fulviques) a été dosé :

- par coulométrie après combustion par voie sèche dans un four à 1200 - 1500°C sous courant d'oxygène (INRA - Bordeaux) (annexe) ;
- à l'auto-analyseur élémentaire (CHN-LECO 600) en combustion par voie sèche dans l'oxygène pur à 950° C (ORSTOM - Montpellier) (annexe).

L'azote total a été dosé par colorimétrie en flux continu après digestion de l'azote organique selon la méthode de Kjeldhal.

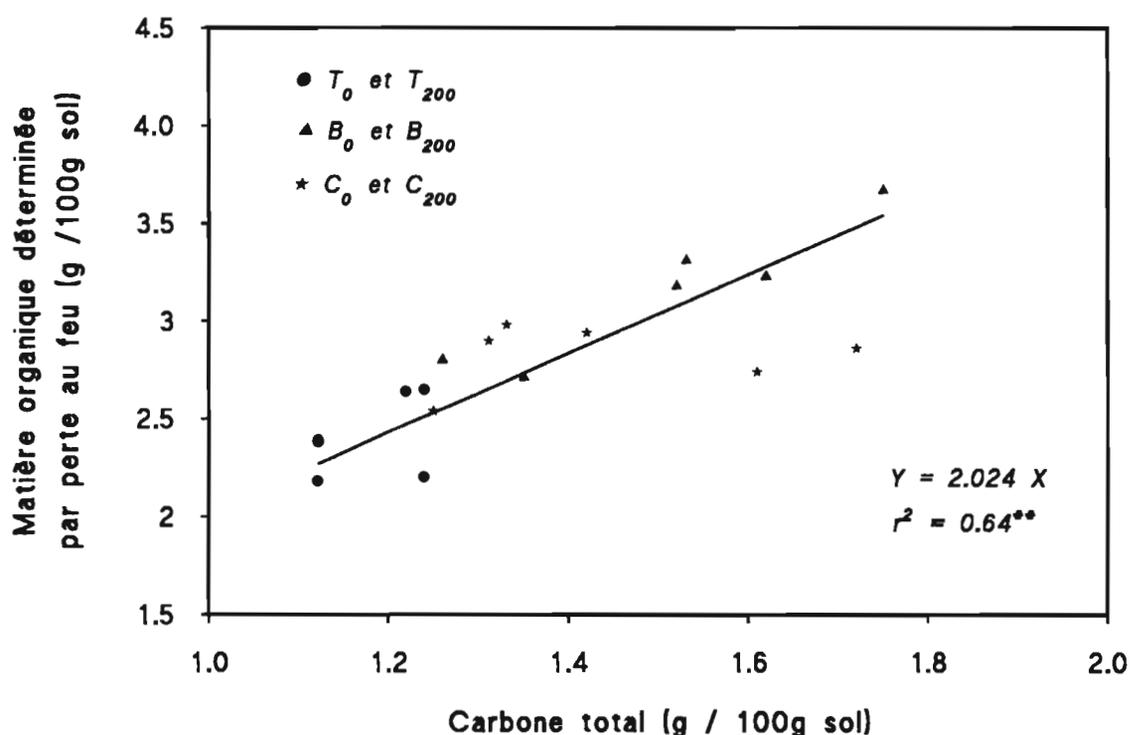
2.2. DETERMINATION DE LA MATIERE ORGANIQUE

Dans de nombreux cas, le passage d'une teneur en carbone déterminée par analyse élémentaire à une teneur en matière organique s'avère indispensable.

La matière organique du sol et des déchets a été déterminée par perte au feu (calcination). Cette technique consiste à déterminer la différence de poids de l'échantillon séché à 105 °C, avant et après destruction de la matière organique par ignition à haute température (850°C).

Dans les sols argileux et calcaires, cette méthode donne des valeurs surestimées de la teneur en matière organique en raison de la perte en poids résultant de la décomposition thermique des carbonates, des silicates et des oxyhydroxydes. Dans le cas des sols sableux acides tels que ceux du dispositif étudié, la perte au feu est souvent utilisée et donne une bonne estimation par rapport à la méthode "Anne". Le facteur de conversion (matière organique - carbone) cité fréquemment pour ces sols est de 2 (Juste, communication personnelle). Dans ce travail, nous avons déterminé pour les parcelles témoin, compost et boues recevant 0 ou 200 kg d'azote, les teneurs en matière organique par pertes au feu et les teneurs en carbone par combustion et coulométrie. Les résultats reportés sur la figure 1 montrent qu'il existe une relation linéaire entre le taux de la matière organique de sol déterminée par perte au feu et le taux du carbone correspondant dosé par coulométrie. Le coefficient de conversion entre ces deux grandeurs déterminées sur le dispositif "pommes de terre" est en moyenne de 2,024.

Figure 1. Relation entre le taux de la matière organique de sols (déterminée par perte au feu) et le taux du carbone correspondant (dosé par coulométrie).



2.3. EXTRACTION DES LIPIDES

Les lipides représentent une fraction complexe de la matière organique du sol (Heng et Goh, 1981 ; Bligh et Dyer, 1959). Une partie d'entre eux se trouve sous forme libre ou faiblement adsorbée sur des composés organiques ou minéraux de sol. Cette partie est facilement extractible par les solvants organiques. Une autre fraction peut être associée par des liaisons plus stables aussi bien à des composés humiques (Schnitzer et Khan, 1972) qu'à des argiles (Wang et al., 1969). Les lipides peuvent être également associés avec divers éléments minéraux tels que le calcium (Braids et Miller, 1975) ou le fer (Fustec - Mathon et al., 1981).

La détermination des lipides a été réalisée sur des échantillons de boues, de composts, de sols entiers et de leurs fractions granulométriques :

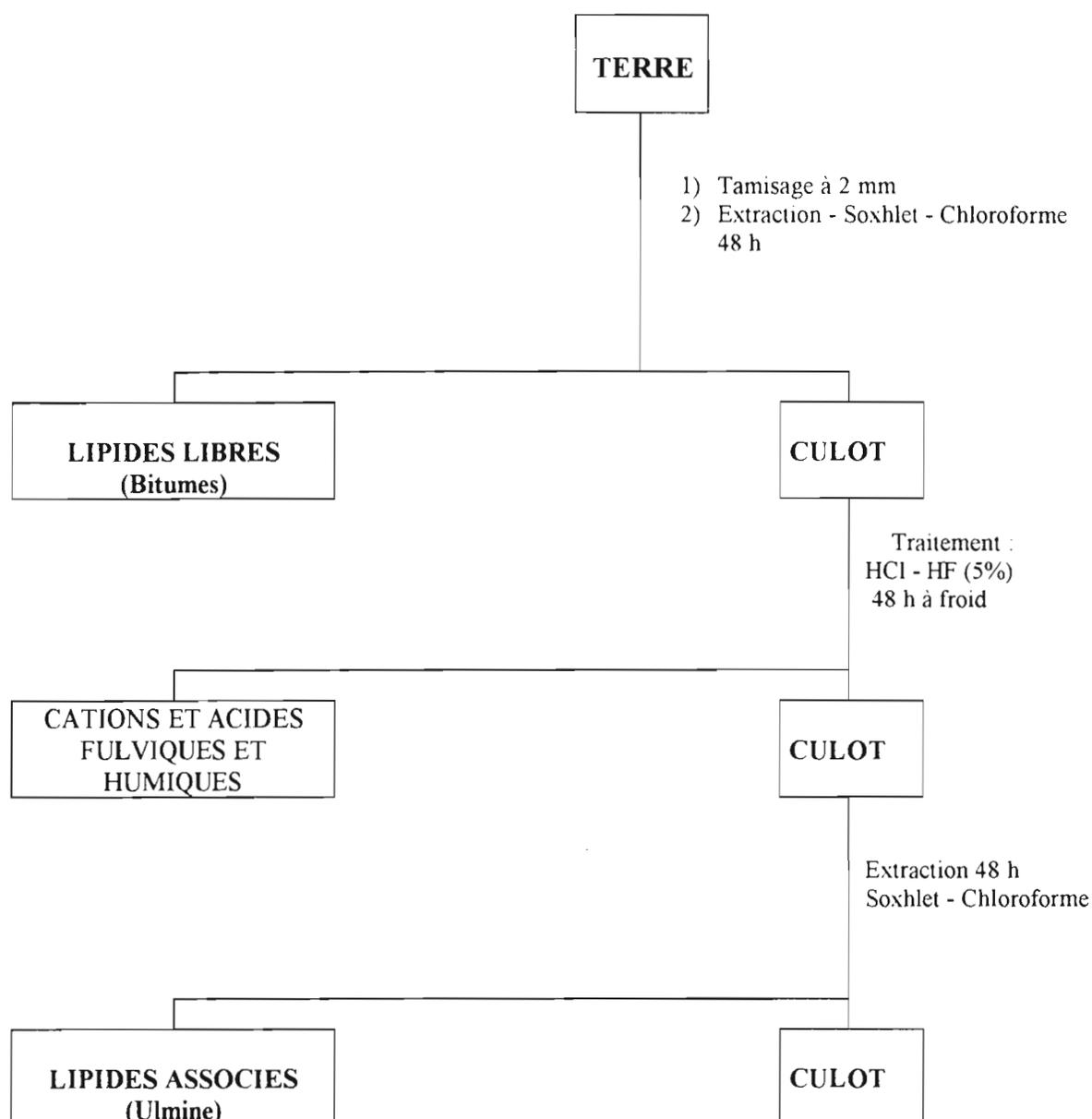
- sur les boues et composts, seuls les lipides libres ont été dosés car il n'existe pas de protocole d'extraction de routine des lipides totaux pour les espèces végétales et les déchets organiques ;
- sur les sols entiers, les lipides libres, associés et totaux ont été dosés ;
- sur les fractions granulométriques de sols, seuls les lipides totaux ont été déterminés.

L'extraction s'effectue selon la technique utilisée au laboratoire de Pédologie de l'Université de Poitiers pour les sols acides et organiques (Jambu et al., 1978 et 1987 ; Amblès et al., 1990, 1991 et 1993). Le protocole d'extraction est résumé dans le schéma V. Les échantillons séchés à l'air et tamisés ou broyés (déchets urbains) ont été traités au Soxhlet jusqu'à épuisement par le chloroforme. On récupère ainsi les lipides libres directement extractibles.

Le culot d'extraction des lipides libres est séché à l'air puis repris par un mélange d'acide chlorhydrique et d'acide fluorhydrique (2,5 % chacun) à froid sous agitation pendant 48 heures. L'acide chlorhydrique permet de libérer les lipides associés aux cations présents dans l'échantillon et l'acide fluorhydrique, ceux associés à la matrice organo-minérale. Après filtration, lavage et séchage, les lipides associés sont extraits au Soxhlet comme indiqué pour les lipides libres (mode opératoire en annexe).

Chaque fraction de lipides libres et associés, débarrassée du solvant d'extraction à l'évaporateur rotatif, est pesée après séchage sous vide dans un dessiccateur. Les quantités sont exprimées en pourcentage de l'échantillon séché à 105°C.

Schéma V. Protocole d'extraction des lipides libres et totaux

*Remarque*

Pour vérifier si la détermination des lipides associés est affectée par des erreurs cumulées lors des deux extractions successives, on a procédé à l'extraction des lipides totaux (libres et associés) par une seule extraction au Soxhlet après avoir traité le sol par le mélange HCl-HF (5%). Les quantités des lipides "associés" sont alors calculées par différence (tableau VI).

Tableau VI. Comparaison des valeurs des lipides associés obtenues par extraction ou par calcul.

Parcelles	Lipides extraits ^(a)			Lipides calculés	
	Libres (1)	Associés (2)	Totaux (3)	Totaux ^(b)	Associés ^(c)
Parcelles T ₀	0,045	0,029	0,076	0,074	0,031
Parcelles B ₀	0,090	0,040	0,128	0,130	0,038
Parcelles C ₀	0,076	0,033	0,105	0,109	0,029

Les valeurs sont exprimées en g/100 g de sol sec.

(a) : Valeurs expérimentales.

(b) : La somme des colonnes (1) et (2).

(c) : La différence entre les colonnes (1) et (3).

La comparaison des résultats obtenus par extraction avec ceux obtenus par calcul montre que les deux protocoles d'extraction ont la même fiabilité. Aussi avons nous retenu la deuxième procédure d'extraction.

2.4. EXTRACTION ET PURIFICATION DES ACIDES HUMIQUES ET FULVIQUES

2.4.1. Obtention des acides humiques purifiés

Les acides humiques ont été obtenus à partir d'échantillons de déchets urbains et de sols correspondant à tous les traitements étudiés en plein champ. Les échantillons de composts et de boues ont d'abord été traités avec HCl 1N, pour éliminer les carbonates libres et les métaux alcalins de l'échantillon. Les échantillons de sol n'ont pas subi ce traitement, car ils ne contiennent pas de carbonates.

La méthode d'extraction employée est celle recommandée par Calderoni et Schnitzer (1984). Elle fait intervenir les opérations suivantes :

1. extraction des acides humiques (AH) et fulviques (AF) en milieu alcalin (NaOH 0,1N) sous atmosphère d'azote (N₂) ;
2. séparation des AH et des AF par acidification à pH 1 et centrifugation à 20 000 g ;

3. élimination des argiles en suspension par un traitement sous (N_2) avec KCl à 2 % ;
4. purification des AH par des lavages successifs avec un mélange dilué de HCl-HF jusqu'à ce que la teneur en cendres soit < 1 %. Les procédures détaillées sont indiquées en annexe.

Ce protocole se justifie donc pour obtenir des AH hautement purifiés et susceptibles d'être caractérisés par spectroscopie infrarouge.

2.4.2. Extraction des acides humiques et fulviques avec NaOH 0,5N

L'extraction concerne les échantillons de sol correspondant à tous les traitements étudiés. La technique employée est celle utilisée classiquement au laboratoire.

Elle consiste à solubiliser en milieu alcalin les fractions humiques à l'aide de NaOH 0,5N.

Après centrifugation de la suspension de sol, l'extrait sodique est obtenu par filtration. Sur une aliquote, les acides humiques sont séparés par précipitation avec HCl à pH 1, centrifugés, lavés et dialysés contre de l'eau bipermutée. Le dialysat est séché à l'étuve à 40 °C jusqu'au poids constant. Le protocole détaillé est indiqué en annexe.

Le reste de l'extrait alcalin dont le pH est ramené à 7 pour minimiser la carbonatation, est également séché. On trouve ainsi les acides humiques et fulviques.

Le carbone des acides humiques et des acides humiques et fulviques a été dosé avant et après décarbonatation de ces composés.

2.5. FRACTIONNEMENT GRANULOMETRIQUE DU SOL

Les fractionnements granulométriques sont largement utilisés pour l'étude de la nature, de la localisation et de la biodégradation des matières organiques des sols (Balesdent et al., 1991 ; Feller et Ganry, 1981 ; Feller et al., 1983 et 1991). Dans ce travail, le fractionnement granulométrique est utilisé pour étudier la localisation de la matière organique et des lipides dans le sol d'une part et l'énergie de surface des fractions 0 - 2 μm d'autre part.

La répartition de la matière organique a été étudiée dans les fractions sableuses, limoneuses et argileuses des échantillons provenant de 3 parcelles correspondant aux traitements T, C₀ et B₁₀₀. Le protocole appliqué est décrit ci-dessous. Un échantillon de sol (50 g) séché à l'air et tamisé à 2 mm, est sonifié pendant 30 minutes après avoir été immergé pendant deux heures dans environ 100 ml d'eau distillée. La sonification a été réalisée dans une cuve à ultrasons (BRANSONIC) dont la fréquence de fonctionnement est de 50 kHz. La suspension obtenue est tamisée sous l'eau sur un tamis à mailles carrées de 50 µm de manière à recueillir la fraction 50 -2000 µm. Dans une allonge à sédimentation, la suspension est épuisée de sa fraction 0 - 2 µm par trois siphonages successifs à 30 cm après un temps de sédimentation de 24 heures, la fraction 2 - 50 µm est récupérée au fond de l'allonge. Dans certains cas, la fraction 0 - 20 µm a été également séparée par siphonage à 30 cm après un temps de sédimentation de 14,4 minutes. Toutes les fractions sont séchées à l'étuve à 105 °C puis pesées. Pour l'étude de l'énergie de surface des fractions 0 - 2 µm, les suspensions sont concentrées par évaporation à 30 °C à l'évaporateur rotatif à environ 0,025 g/ml en vue de la préparation des dépôts orientés sur lames. Pour les autres déterminations, les suspensions concentrées sont séchées à 105 °C et pesées.

2.6. TENEUR EN EAU A DIFFERENTS POTENTIELS HYDRIQUES

Tous les résultats de ce travail sont exprimés par rapport au poids sec à 105 °C.

Il s'agit d'établir la courbe d'humidité pondérale en fonction de la valeur du potentiel matriciel (pF). Les mesures ont été réalisées au laboratoire "Division Hydraulique Agricole" du CEMAGREF de Cestas (33) sur des échantillons de sols séchés à l'air et tamisés à 2 mm. Bien que ces échantillons soient remaniés et ne reproduisent pas l'état naturel du sol en place, cette technique permet de caractériser certaines propriétés hydriques comme la capacité de rétention, le point de flétrissement et la réserve utile en eau.

L'appareil utilisé est un extracteur à plaques en céramique. C'est une enceinte en métal en acier inoxydable dans laquelle les échantillons, posés sur des plaques en céramique poreuse, subissent des pressions allant jusqu'à 15 bars. Ces plaques ont la particularité, lorsqu'elles sont saturées, d'être perméables à l'eau et imperméables à l'air. Ainsi on peut faire subir au sol une pression positive que l'on peut comparer à la pression négative exercée par les racines des plantes pour extraire l'eau.

Ces pressions sont exprimées sous forme de pF ou potentiel matriciel de l'eau. C'est le log décimal de la pression en grammes cm^{-2} . La correspondance du pF et des pressions exercées est la suivante :

pression en bars	pF
0,2	2,3
0,3	2,48
0,5	2,7
1	3
3	3,48
15	4,18

Pour les sols sableux, nous avons utilisé des pressions de 0.2 bar (pF 2,3) pour mesurer l'humidité à la capacité de rétention au champ (Chossat, communication personnelle). Quand au point de flétrissement, il est conventionnellement admis qu'il correspond à pF 4,2, soit une pression de 15 bars.

Pour chaque mesure, un échantillon de sol est placé dans un anneau métallique sur la plaque en céramique correspondant au pF étudié. Chaque plaque et sa série d'échantillons est immergée dans l'eau de façon à ce que l'ensemble soit totalement saturé. Ensuite, les plaques sont introduites dans l'enceinte et mises sous pression. L'eau en excès s'écoule au travers de la plaque poreuse. Lorsqu'il n'y a plus d'écoulement, on considère que l'équilibre est atteint. Les plaques sont retirées, chaque échantillon est pesé puis mis à l'étuve. Après dessiccation complète, l'échantillon est repesé.

Le taux d'humidité au pF donné correspond au rapport du poids d'eau présent dans l'échantillon sur le poids de terre séchée à 105 °C.

2.7. PROPRIETES DE MOUILLABILITE

Rappels bibliographiques

La mouillabilité d'un solide est la propriété qui traduit l'aptitude de sa surface à être recouverte par l'eau. Si la surface du solide présente une affinité pour l'eau, celle-ci est dite hydrophile ; dans le cas contraire, la surface est dite hydrophobe.

Pour la première fois en 1804, Young décrit l'état à l'équilibre d'une goutte de liquide sur une surface solide (figure 2) :

$$\gamma_{sv} = \gamma_{sl} + \gamma_{lv} \cdot \cos\theta \longrightarrow (1)$$

où

γ_{sv} est l'énergie libre de surface du solide (s) en présence de sa vapeur (v) ;

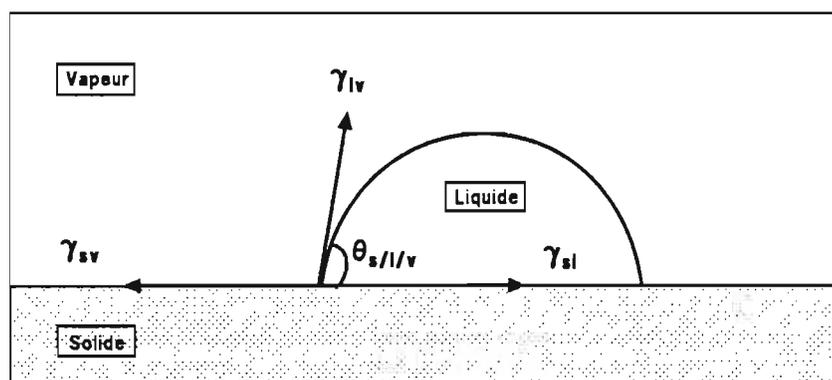
γ_{lv} est la tension de surface de liquide (l) en présence de sa vapeur (v) ;

γ_{sl} est l'énergie libre interfaciale solide-liquide ;

θ est l'angle de contact au point solide-liquide-vapeur.

L'énergie de surface du solide γ_s est reliée à l'énergie de surface du solide recouvert par la vapeur d'un liquide γ_{sv} par la relation $\gamma_s = \gamma_{sv} + \pi_e$ où π_e est la pression d'étalement de liquide sur la surface solide.

Figure 2. Modèle de Young dans un système solide-liquide-vapeur



$$\gamma_{sv} = \gamma_{sl} + \gamma_{lv} \cdot \cos\theta$$

A partir de ce concept, différentes méthodes expérimentales ont été développées en physico-chimie des surfaces et des colloïdes (Neumann et Good, 1979). Jouany et al. (1992) ont présenté une revue des différentes méthodes adaptables à la caractérisation de la mouillabilité des constituants du sol. Elles peuvent se regrouper en deux catégories.

2.7.1. Méthodes appliquées au sol entier :

Il peut s'agir :

- soit de *tests* : mesure du temps de pénétration d'une goutte d'eau (Mc Guie et Posner, 1980), test de l'infiltrométrie à petit anneau (King, 1981), test de l'appareil de Enslin (Grelewicz et Plichta, 1985), etc. Ils ont en général pour principe la mesure de la vitesse d'infiltration de l'eau. La vitesse sera d'autant plus faible que le caractère hydrophobe sera marqué. Bien que ces tests soit rapides et faciles à mettre en oeuvre sur le terrain ou au laboratoire, ils ne donnent qu'une information qualitative sur la balance hydrophobe-hydrophile d'un sol.

- soit des *mesures indirectes* de l'angle de contact solide-liquide θ . Ces dernières consistent à déterminer θ à partir de mesures de remontées capillaires, selon la loi de Laplace (Letey et al., 1962) :

$$h = \frac{2\gamma \cos\theta}{rdg} \longrightarrow (2)$$

Dans cette expression, γ est la tension de surface du liquide, d la densité du liquide et g la constante de gravité. On suppose que la porosité du sol est représentée par des cylindres capillaires de rayon moyen constant r .

La détermination de h pour l'eau et pour un liquide non-polaire à basse tension superficielle pour lequel $\theta = 0$ permet de calculer θ formé par l'eau. Ainsi, les angles de contact déterminés (θ) vont de 0 à 90° en fonction du degré d'hydrophobicité des sols.

L'utilisation de ces méthodes est limitée par plusieurs contraintes : elles ne permettent pas de caractériser les solides présentant des surfaces nettement hydrophobes ($\theta > 90^\circ$). En outre, la taille et la géométrie des pores supposés homogènes et stables se modifient au cours de la réhumectation (phénomènes de gonflement, dispersion, colmatage,...). Enfin la rugosité des surfaces fait que les valeurs de θ ainsi déterminées ne

sont qu'apparentes. Ces méthodes ne donnent donc qu'une estimation relative du caractère hydrophobe-hydrophile.

2.7.2. Méthodes de la goutte posée appliquées aux fractions fines du sol

Elles consistent à mesurer l'angle de contact θ que fait une goutte du liquide avec une surface solide des fractions argileuses ou organiques. Ces méthodes permettent de déterminer l'énergie de surface γ_{sv} et le pouvoir accepteur-donneur d'électrons. Dans ces expériences, la mesure optique de θ s'effectue soit directement à partir du profil de la goutte (figure 2), soit à partir de la mesure des dimensions géométriques : volume, hauteur et largeur (Chassin, 1979).

En pratique, deux types de mesure de θ sont possibles (Andrade et al., 1979) :

- *mesure de θ au retrait* : quand on fait rétracter au maximum la goutte posée, on obtient une valeur minimum de θ (figure 3.b).
- *mesure de θ à l'avancée* : elle correspond à la valeur maximum de θ mesuré quand on fait grossir la goutte du liquide au contact du solide avant que l'aire interfaciale augmente (Lavielle, 1989) (figure 3.a). **C'est cette méthode qui a été utilisée.**

2.7.3. Préparation des surfaces solides

La surface solide doit être parfaitement homogène, isotrope, plane et lisse (Chassin et al., 1986). Plusieurs chercheurs ont démontré que la valeur de θ mesurée est influencée par certains paramètres, en particulier la rugosité de surface et les propriétés chimiques de surface. L'illustration de ces effets est rapportée par Valat (1986) :

- lorsqu'une surface présente une rugosité moyenne supérieure à $0,1 \mu\text{m}$, θ mesuré sera inférieur au θ réel, si celui-ci est supérieur à 90° (Good, 1979 ; Busscher et al., 1984), (figure 4). Chenu et al. (1992) notent une rugosité moyenne de $0,25 \mu\text{m}$ mesurée sur des pastilles de fraction argileuse (< 2 et $< 0,2 \mu\text{m}$). Les mesures de θ sont alors reproductibles avec un écart de $\pm 2^\circ$;
- l'hétérogénéité biochimique et/ou physique de la surface se traduit par l'existence de sites dont les énergies sont différentes. La valeur de θ mesurée varie donc d'une zone à

Figure 3. Influence de l'hétérogénéité chimique de la surface sur les angles de contact : à l'avancée (a) et au retrait (b).

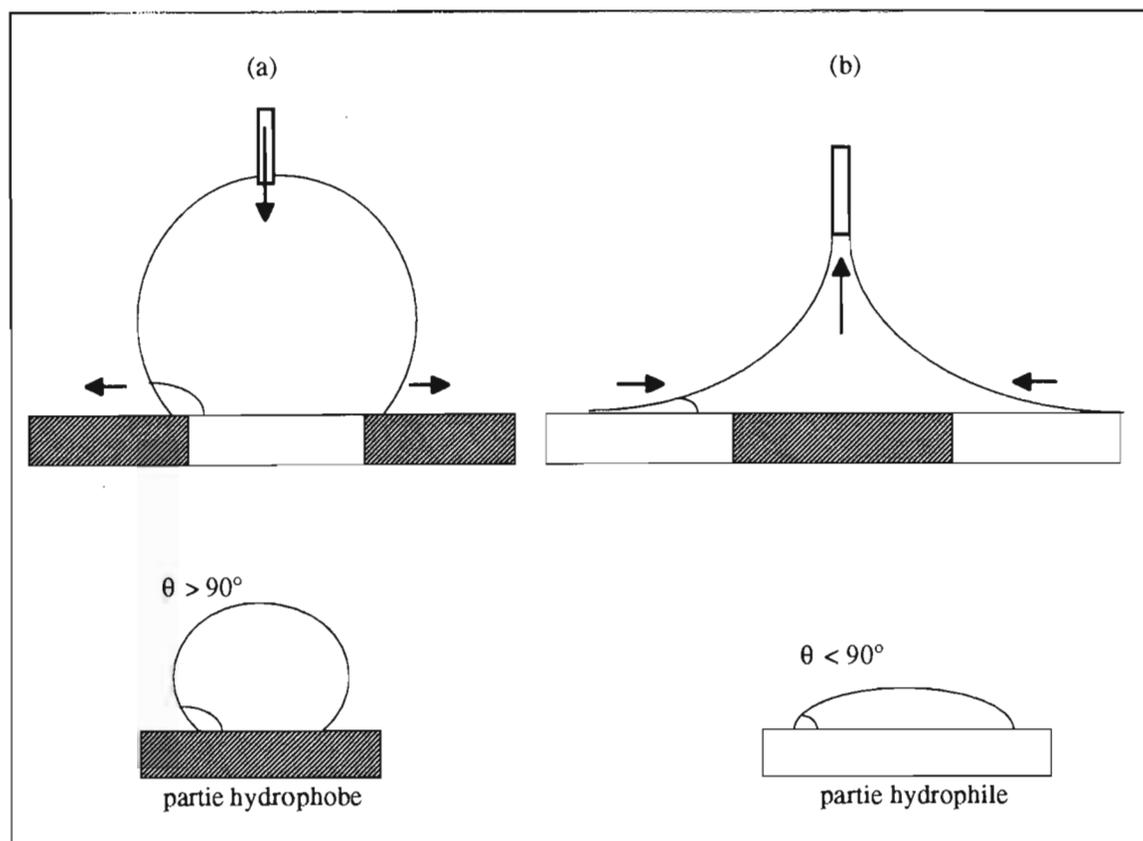
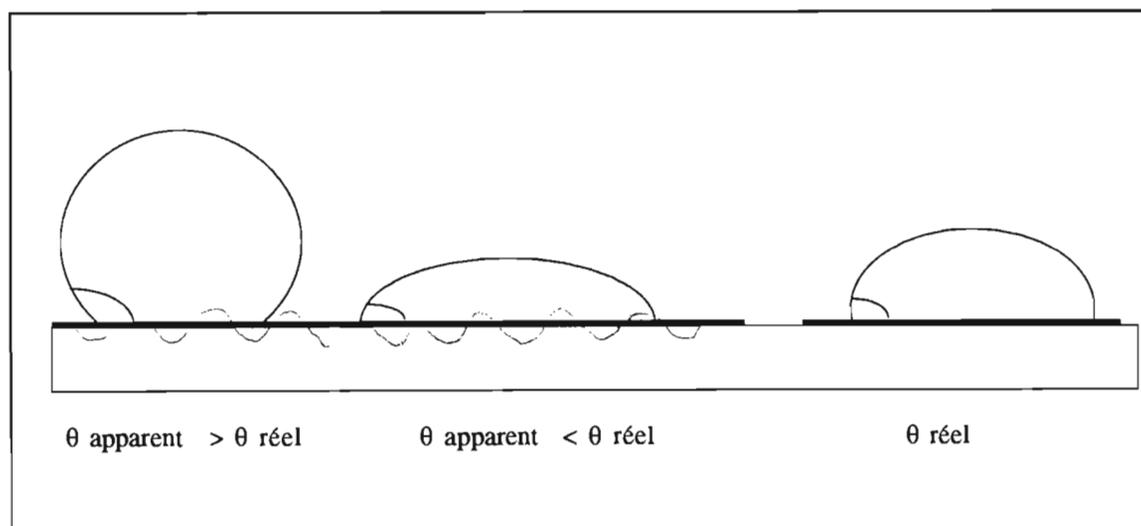


Figure 4. Influence de la rugosité sur les angles de contact.



l'autre de la surface. La mesure de θ à l'avancée privilégie les parties des surfaces à faible énergie tandis que la mesure au retrait privilégie les surfaces à haute énergie (figure 3). Cependant la mesure à l'avancée est préférable à celle au retrait car elle est moins sensible à l'hétérogénéité et présente une grande reproductibilité (Chenu et al., 1992).

Mesures et déterminations

En définitive, pour minimiser au maximum les limites ci-dessus, il est nécessaire d'avoir une surface relativement lisse et homogène. De telles surfaces ne peuvent être obtenues qu'avec les fractions fines du sol. Pour ce faire, nous avons extrait la fraction organo-argileuse (0 - 2 μm) des sols étudiés par tamisage et sédimentation dans l'eau (voir fractionnement granulométrique) ; puis nous avons préparé les surfaces solides de dépôts orientés d'une suspension de la fraction fine de sol sur des lames de verre comme suit :

- sur des lames de verre de 1,4 x 3,5 cm disposées dans un dessiccateur contenant du silicagel, on dépose 1 ml d'une suspension de fraction organo-argileuse 0 - 2 μm dont la concentration est de 25 g/litre ;
- tous les jours, pendant une semaine, on réalise le vide pour ramener l'humidité des échantillons à environ 15 %.

2.7.4. Mesure de l'angle de contact solide-liquide-vapeur

Le système est composé de trois phases : solide-liquide-air. Les mesures de l'angle de contact θ à l'avancée, réalisées au Laboratoire de Science du Sol - INRA - Versailles, s'effectuent à l'aide d'un télégoniomètre Rame-Hart (photo 1) : la lame est placée dans une chambre maintenue à une température constante de 20°C ; une goutte du liquide est déposée à sa surface à l'aide d'une seringue ; θ est mesuré de part et d'autre de la goutte. Comme la surface d'une lame permet de déposer au moins quatre gouttes, la valeur en degré de θ est donc la moyenne de huit mesures. Dans le système solide-liquide-air, la mesure de θ a été effectuée pour trois liquides de polarité différente (eau distillée, α -bromonaphtalène et glycérol). On peut alors calculer les énergies de surface, soit par la méthode de Owens et Wend (1969) en utilisant les valeurs des angles de contact mesurés avec l'eau et l' α -bromonaphtalène, soit par la méthode Van Oss (1989) en utilisant les valeurs des angles de contact avec les trois liquides. Dans ce dernier cas, la partie polaire de la composante de l'énergie de surface est attribuée au pouvoir accepteur-donneur d'électrons.

2.7.5. Calcul de l'énergie de surface

Il existe beaucoup de situations pour lesquelles la mesure de l'angle de contact θ est perturbée ou même impossible à effectuer dans le cas des solides à haute énergie de surface. C'est le cas des argiles notamment, (Chassin et al., 1986 ; Jouany et al., 1992). Il s'agit des surfaces pour lesquelles la pression d'étalement de liquide (π_e) en présence de sa vapeur n'est pas négligeable. Dans le cas des solides à faible énergie de surface (polymères, fraction organo-minérale,...), la pression d'étalement de liquide (π_e) est considérée négligeable ($\gamma_s = \gamma_{sv}$). Toutefois, la valeur de l'angle de contact qui est mesuré peut être perturbée de manière plus ou moins importante, selon la nature des solides, par la vapeur du liquide ou celle de l'atmosphère de la pièce dans laquelle la mesure est effectuée. C'est pour éviter ces variations conditionnelles et permettre une interprétation des résultats que l'on est souvent amené à déterminer l'énergie de surface γ_s . Seules ces mesures permettent de mettre en évidence des modifications de l'état de surface après différents traitements : adsorption de polymères organiques ou minéraux (Jouany, 1991 ; Jouany et Chassin, 1987 ; Giese et al, 1989 ; Norris et al., 1992), séchage (Valat et al., 1991), cycle de dessiccation-réhydratation (Van Dijk et Doekel, 1965).

Théories et méthodes

L'énergie libre de surface solide γ_s correspond au travail réversible qu'il faut fournir pour augmenter l'aire d'une surface solide d'une quantité égale à l'unité (Lavielle, 1989). Cette énergie (exprimée en mJ.m^{-2}) résulte du déséquilibre de forces auxquelles sont soumises les molécules situées à la surface.

Pour calculer l'énergie de surface intervenant dans les phénomènes de mouillabilité, plusieurs approches thermodynamiques existent. Elles supposent que les processus énergétiques se résument à deux types d'interactions additives (Zisman, 1964 ; Fowkes, 1964 ; Wu, 1973 ; Good, 1979) : interactions non-polaires de nature dispersive γ_s^d et polaires γ_s^p . Par définition,

$$\begin{cases} \gamma_s = \gamma_s^d + \gamma_s^p \\ \gamma_s = \gamma_{sv} + \pi_e \end{cases} \longrightarrow (3)$$

où π_e est la pression d'étalement du liquide sur les solides. Pour les solides à faible énergie de surface, π_e est considérée comme négligeable. Pour relier l'énergie de surface d'un solide à l'angle de contact solide-liquide mesuré expérimentalement, il est nécessaire de connaître, dans l'équation de Young, l'énergie interfaciale γ_{sl} .



Photo 1. Télégoniomètre servant à la mesure de l'angle de contact solide-liquide.

Dans une première approche, il est supposé que la composante non-polaire γ_s^d de l'énergie de surface est due aux interactions de type London Van der Waals, alors que la composante polaire γ_s^p a pour origine principalement les liaisons hydrogène. On utilise alors la relation empirique de Fowkes (1964) :

$$\gamma_{sl} = \gamma_s + \gamma_l - 2\sqrt{\gamma_s^d \cdot \gamma_l^d} - 2\sqrt{\gamma_s^p \cdot \gamma_l^p} \longrightarrow (4)$$

- Dans la méthode de Owens et Wendt ou méthode à un liquide (1969), le modèle ci-dessus est utilisé pour exprimer γ_{sl} dans l'équation de Young (Eq.1). En considérant que la pression d'étalement est nulle ($\gamma_{sv} = \gamma_s$), on obtient la relation suivante :

$$\cos\theta = -1 + 2\sqrt{\frac{\gamma_s^d \cdot \gamma_l^d}{\gamma_l}} + 2\sqrt{\frac{\gamma_s^p \cdot \gamma_l^p}{\gamma_l}} \longrightarrow (5)$$

- Pour obtenir γ_s^d , il suffit de mesurer θ avec un liquide non-polaire (α -bromonaphtalène par exemple) pour lequel le terme $2\sqrt{\gamma_s^p \cdot \gamma_l^p} / \gamma_l$ de l'équation (5) sera égal à 0. γ_s^p est alors calculé après avoir déterminé θ avec un liquide polaire, l'eau par exemple.

Dans une deuxième approche, développée par Van Oss et al. (1988) et Van Oss (1991), il est supposé que :

a) la composante non-polaire de l'énergie de surface est due aux interactions hydrophobes du type Lifshitz-Van der Waals qui regroupent les forces de dispersion ou de London-Van der Waals, les forces d'induction ou de Debye-Van der Waals et les forces d'orientation ou de Keesom-Van der Waals ;

b) les interactions polaires (ou acide-base de Lewis) ont principalement pour origine les interactions moléculaires entre les sites accepteurs-donneurs d'électrons dont les liaisons hydrogène font partie. L'équation (3) s'écrit alors :

$$\gamma_s = \gamma_s^{LW} + \gamma_s^{AB} \longrightarrow (6)$$

où LW se réfère aux forces de Lifshitz-Van der Waals et AB aux Acides-Base de Lewis. Les aspects asymétriques et non additifs des sites accepteurs d'électrons (γ_s^+) et donneurs

d'électrons (γ_s^-) impliquent l'expression ci-dessous de la composante polaire de l'énergie de surface γ_s^{AB} :

$$\gamma_s^{AB} = 2\sqrt{\gamma_s^+ \cdot \gamma_s^-} \longrightarrow (7)$$

Dans ces conditions, on obtient la relation suivante :

$$(1 + \cos\theta) \cdot \gamma_l = 2(\sqrt{\gamma_s^{LW} \cdot \gamma_l^{LW}} + \sqrt{\gamma_s^+ \cdot \gamma_l^-} + \sqrt{\gamma_s^- \cdot \gamma_l^+}) \longrightarrow (8)$$

Pour déterminer l'énergie de surface non-polaire d'un solide γ_s^{LW} , le pouvoir accepteur d'électrons γ_s^+ et le pouvoir donneur d'électrons γ_s^- , il faut mesurer θ avec trois liquides dont deux doivent être polaires (par exemple l'eau et le glycérol). Autrement dit, l'équation (8) peut être résolue car les paramètres γ_l , γ_l^+ , γ_l^- des liquides utilisés sont connus (Van Oss et al., 1988) :

Liquides	γ_l	γ_l^{LW}	γ_l^+	γ_l^-	γ_l^{AB}
α -bromo-naphtalène	44,40	44,40	0,00	0,00	0,00
eau	72,80	21,80	25,50	25,50	51,00
glycérol	64,00	34,00	3,92	57,40	30,00

où γ_l^{LW} : forces de Lifshitz van-der Waals (LW) ou de dispersion (d) de la tension superficielle ;

γ_l^{AB} : interactions acide-base (AB) ou polaires (p) de la tension superficielle ;

γ_l^+ : pouvoir accepteur d'électrons de la composante γ_l^{AB} ;

γ_l^- : pouvoir donneur d'électrons de la composante γ_l^{AB} .

Dans ces méthodes deux conditions doivent donc être respectées : un angle de contact fini et une pression d'étalement nulle. Or, ces conditions sont applicables aux solides à faible énergie de surface, ce qui est le cas dans notre travail. En prenant en compte les angles de contact mesurés avec l' α bromonaphtalène (θ_α), le glycérol (θ_g) et l'eau (θ_e), il est possible de calculer la composante non polaire γ_s^{LW} , le pouvoir accepteur d'électrons γ_s^+ , le pouvoir donneur d'électrons γ_s^- et la composante polaire γ_s^{AB} par les formules suivantes :

$$\left\{ \begin{array}{l} \gamma_s^{LW} = \gamma_l^{LW} \frac{(1 + \text{Cos}\theta_\alpha)^2}{4} = 11,1 \times (1 + \text{Cos}\theta_\alpha)^2 \\ \sqrt{\gamma_s^-} = 5,72 \times (1 + \text{Cos}\theta_g) - 0,95 \times (1 + \text{Cos}\theta_e) - 0,715 \sqrt{\gamma_s^{LW}} \\ \sqrt{\gamma_s^+} = 8,16 \times (1 + \text{Cos}\theta_e) - 0,211 \sqrt{\gamma_s^{LW}} - 5,72 \times (1 + \text{Cos}\theta_g) \\ \gamma_s^{AB} = 2\sqrt{\gamma_s^+ \cdot \gamma_s^-} \end{array} \right.$$

2.8. ANALYSE STATISTIQUE DES RESULTATS

Les moyennes obtenues en fonction des traitements organiques ont fait l'objet d'une analyse de variance. Lorsque le test de Fisher est significatif à un coefficient de sécurité de 95 %, les différences des moyennes entre les traitements sont testées selon la distribution de groupes homogènes de Newman-Keuls au seuil de 5%.

Concernant les données des angles de contact et de l'énergie de surface, les moyennes et les écarts types sont précisés. Ce choix d'expression permet de comparer la variabilité des résultats obtenus dans ce travail à celle citée dans la littérature sur d'autres surfaces.

III. RESULTATS

(A)

EFFETS DE L' APPORT DE DECHETS URBAINS SUR LES PROPRIETES DES SOLS

Dans ce volet, on s'intéressera tout d'abord à l'effet à long terme des apports de boues et de composts sur la teneur en matière organique du sol. Dans une deuxième partie, on caractérisera qualitativement et quantitativement la matière organique accumulée (répartition dans la matrice minérale, caractéristiques biochimiques) et ses effets sur les propriétés des sols

1. EFFETS SUR LA TENEUR EN CARBONE DU SOL

Beaucoup d'études ont montré que les apports de boues améliorent la production végétale en agissant sur les propriétés physiques et chimiques des sols (King et Morris, 1972 et 1973 ; Whisler et al., 1974 ; Cunningham et al., 1975 ; Sabey et Hart, 1975 ; Kelling et al., 1977 ; Mitchell et al., 1978 ; Sheaffer et al., 1979 ; Juste, 1980 ; Magdoff et Amadon, 1980 ; Stark et Clapp, 1980 ; Robertson et al., 1982 ; Harding et al., 1985 ; Giusquiani et al., 1988 ; Hue et al., 1988 ; Wiseman et Zibiliske, 1988 ; Boyle, 1989 ; Pietz et al., 1989_{a, b et c} ; Avnimelech et al., 1990). Ces résultats sont obtenus sur des expériences au champ de courte durée (1 à 5 ans) ou sur des modèles de laboratoire avec des doses d'apports importantes, toujours très supérieures aux quantités normalement épandues en conditions agricoles.

En ce qui concerne l'effet à long terme des apports de composts urbains sur les caractéristiques des sols, il y a peu d'informations disponibles à notre connaissance en dehors de quelques essais ponctuels effectués par Fioramenti et Marty (1960 et 1966) et par Rémy et Marin-Lafèche (1976).

1.1. CARACTERISTIQUES BIOCHIMIQUES DES DECHETS

Quelques caractéristiques des boues et des composts urbains mis en oeuvre au cours de l'expérience sont regroupées dans le tableau VII. On a également fait figurer les caractéristiques de la paille de blé utilisée dans les expériences d'incubation.

Tableau VII. Caractéristiques des déchets urbains utilisés

Eléments (% de la matière sèche)	Boues de station d'épuration	Composts d'ordures ménagères	Paille de blé
Matière minérale	51,40 ± 0,2	75,80 ± 0,2	7,00 ± 0,00
Matière organique	48,60 ± 0,2	24,30 ± 0,2	93,00 ± 0,00
Carbone total	28,16 ± 0,8	13,42 ± 0,18	44,80 ± 0,01
Azote total	2,49 ± 0,17	0,76 ± 0,11	0,49 ± 0,01
Azote organique hydrosoluble	0,31 ± 0,06	0,14 ± 0,03	0,14 ± 0,06
N-NO ₃	0,00 ± 0,00	0,12 ± 0,03	0,00 ± 0,00
N-NH ₄	0,11 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,00
Rapport C/N	11,31 ± 0,45	18,15 ± 2,42	90,35 ± 2,64
pH _(eau)	7,30 ± 0,0	8,63 ± 0,02	7,42 ± 0,00
CE _(Siemens)	0,28 ± 0,0	0,40 ± 0,02	0,71 ± 0,04

1.1.1. TENEURS EN MATIERE ORGANIQUE

Les valeurs trouvées sont en accord avec celles citées par la littérature. En ce qui concerne la teneur en matière organique des composts, il a été mentionné des valeurs extrêmes allant de moins de 30 % à 70 % de la matière sèche. Les faibles valeurs sont liées à la présence des inertes (métaux, verres, etc.) et à l'état de maturité des composts : un compost mûr ($C/N < 25$) contient moins de matière organique fermentescible qu'un compost immature ($C/N > 25$) (Merillot et Xavier, 1986)

La matière organique des composts urbains frais est constituée essentiellement par des celluloses, des hémicelluloses, des polysaccharides et de la lignine (Inoko et al., 1979). Sur une vingtaine d'échantillons de composts immatures (ayant en moyenne un rapport $C/N > 22$) collectés dans diverses régions du Japon, les teneurs moyennes en carbone, azote total et lignine ont été évaluées respectivement à 36, 1,8 et 19 % de la matière sèche. Sur ces produits, le carbone de la

cellulose et des hémicelluloses représente environ 35 % du carbone total. Après 3 mois de compostage, la teneur en carbone total a diminué de 30 % et la teneur en azote a légèrement augmenté, le rapport C/N chutant vers 12,5. Les teneurs en cellulose et en hémicellulose sont réduites de moitié alors que la teneur relative en lignine est augmentée et la teneur en cendres doublée. Etant donné que le rapport C/N du compost que nous avons utilisé est de 18, la matière organique serait surtout de nature ligneuse et cellulosique ; la matière organique facilement décomposable ayant été minéralisée au cours du compostage.

Les boues biologiques ont, en général, des teneurs en matière organique qui oscillent entre 50 et 80 % de la matière sèche. Une digestion plus poussée ou la dilution résultant de l'addition massive des agents de floculation (sels de fer ou d'aluminium, polyélectrolytes organiques) ou du mélange avec le substrat sous-jacent lors de la reprise des boues en sortie des lits de séchage sont souvent à l'origine des faibles teneurs en matière organique obtenues. Cette plus forte teneur en cendres est due aussi au mélange des boues biologiques avec les boues primaires de décantation en tête de station qui sont riches en inertes minéraux.

1.1.2. TENEURS EN AZOTE

La teneur en azote total des boues est de l'ordre de 2,5 % par rapport à la matière sèche. 8 % de l'azote total sont sous forme hydrosoluble et 4 % sous forme ammoniacale. En revanche, le compost est pauvre en azote, environ 0,76 % de la matière sèche, mais avec des proportions de N - hydrosoluble et nitrique relativement élevées.

La teneur en azote total des boues de diverses origines peut varier de 1 à 8 %, les concentrations en azote ammoniacal représentant de 0 à 15 % de l'azote total (Epstein et al., 1976). Les plus fortes teneurs sont souvent observées dans le cas des boues liquides, la déshydratation provoquant un appauvrissement de la boue. Les valeurs relatives aux boues utilisées sont donc conformes aux données bibliographiques.

Les boues sont essentiellement constituées de tissus de corps microbiens résistants qui sont riches en lipides, polysaccharides et en protéines (Clapp et al., 1986 ; Guichet et al., 1987). Plusieurs auteurs ont montré que les teneurs en protéines atteignent 28 % de la matière sèche (Schishti et al., 1992 ; Lerch et al., 1993). Pour les composts, les composés azotés protéiques sont en plus faible quantité, de l'ordre de 4 % de la matière sèche (Inoko et al., 1979).

1.1.3. COEFFICIENT DE TRANSFORMATION DE LA TENEUR EN CARBONE EN TENEUR EN MATIERE ORGANIQUE

Comme pour les sols, on a déterminé la teneur en matière organique par calcination (perte au feu) et la teneur en carbone par analyse élémentaire. Pour les boues et les composts utilisés dans ce travail, les valeurs obtenues pour le carbone sont de 28,18 % et de 13,42 % (tableau VII). Ce qui conduit à des coefficients de passage carbone \Rightarrow matière organique de :

1,726 pour les boues

1,803 pour les composts

Ces valeurs sont du même ordre que celles signalées dans la littérature. Pour les composts, ce rapport varie de 1,8 à 2,2. Il est en moyenne de 2. Cette amplitude est attribuable à la méthode de dosage du carbone, mais aussi à l'âge des composts. Pour ce compost mûr, la matière organique stabilisée est plus polymérisée et donc plus riche en carbone que les matières organiques contenues dans les composts frais.

1.2. TENEURS EN CARBONE ET AZOTE DES SOLS

Dans le tableau VIII, on a reporté les teneurs en carbone et en azote des sols des dispositifs "pommes de terre" et "maïs" ayant reçu des composts (C) ou des boues (B) avec ou sans fertilisation azotée (0 et 200 kg N). Les valeurs sont exprimées en grammes de carbone et d'azote pour 100 g de sol. Dans le même tableau, on a reporté les quantités totales de carbone apportées par les boues et les composts depuis le début de l'expérience (tonnes/ha). On a également transformé ces valeurs en les exprimant en grammes de carbone pour 100 g de sol (ligne 2, tableau VIII).

La comparaison des teneurs en carbone des parcelles T, C et B selon qu'elles ont reçues de l'azote minéral ou non (200 kg/ha) montre qu'il n'y a pas d'effet d'azote sur l'accumulation en carbone. Par contre, l'apport des composts ou des boues (10 t/ha/2 ans) augmente significativement les teneurs en carbone et non significativement pour tous les essais les teneurs en azote total du sol :

- la teneur en carbone des parcelles T₀ (1,21 %) augmente de 0,18 % dans le cas d'apport de composts et de 0,26 % dans le cas des boues. Pour l'azote total, cette augmentation est

respectivement de 0,017 et 0,023 %. En valeurs relatives, ces augmentations des teneurs en carbone sont de 15 % pour les composts et de 21 % pour les boues. Pour l'azote, les valeurs observées sont de 24 % pour les composts et de 32 % pour les boues.

- dans le dispositif "maïs", seules les parcelles ayant reçu des boues à des doses massives (100 t/ha/2 ans) sont très différentes : la teneur moyenne de ces parcelles est plus que doublée pour le carbone et presque triplée pour l'azote. Les parcelles qui reçoivent des apports annuels de boues (10 t/ha) ne montrent pas de différence significative par rapport aux parcelles témoin (T), car la variabilité des blocs est importante.

La teneur en carbone des parcelles T (sous maïs) est significativement supérieure à celle des parcelles T₀ sous pommes de terre. Cette valeur supérieure est attribuable à l'importance des restitutions de résidus de maïs qui peuvent atteindre, en zone irriguée, jusqu'au 12 tonnes de matière sèche par hectare (Plénet et al., 1992 ; Lubet et Juste, 1985), alors que pour les pommes de terre, les apports ne dépassent guère 3 t/ha de résidus très biodégradables car très pauvre en lignine.

Les parcelles témoin sous maïs et sous pommes de terre (T et T₀) ont des rapports C/N identiques (17,2). Ces rapports diminuent de plus d'une unité dans les cas d'apports modérés de 10 t/ha de compost ou de boues. Cette diminution devient très importante dans les parcelles B₁₀₀ où le rapport C/N est sensiblement proche de celui des boues, 11,4 contre 11,3. Ceci peut signifier qu'à terme la matière organique de ce sol acquiert une constitution qui se rapproche de celle des boues.

Tableau VIII. Valeurs moyennes du taux du carbone résiduel et des teneurs en carbone et en azote total des parcelles étudiées de dispositifs expérimentaux.

	Parcelles sous pommes de terre*						Parcelles sous maïs**		
	Témoin		Compost (10T)		Boues (10T)		Témoin	Boues (10 et 100T)	
	T ₀	T ₂₀₀	C ₀	C ₂₀₀	B ₀	B ₂₀₀	T	B ₁₀	B ₁₀₀
	Apport								
t. MS/ha	0	0	132	132	124	124	0	180	900
g. C/100g sol	0	0	0,69	0,69	1,35	1,35	0	1,96	9,81
	Résultats								
Carbone %	1,21 c	1,20 c	1,39 b	1,45 b	1,47 b	1,51 b	1,39 b	1,55 b	3,03 a
Azote total %	0,071 b		0,088 b		0,094 b		0,081 b	0,096 b	0,266 a
C/N	17,0 a		15,8 a		15,6 a		17,2 a	16,1 a	11,4 b
Taux de carbone résiduel			0,28 ab	0,33 ab	0,20 ab	0,22 ab		0,08 b	0,17 a

Sur une même ligne, les valeurs portant une lettre commune ne sont pas significativement différentes au seuil $P \leq 0,05$.

Symbole (ligne 3) :

* = les nombres représentent les quantités annuelles de l'azote minéral apporté en kg /ha,

** = les nombres indiquent les tonnages de la matière sèche de déchets apportés.

** = Sur une même ligne, les valeurs portant une lettre

1.3. TAUX DE CARBONE RESIDUEL

Pour une parcelle donnée (B_0 par exemple), le taux de carbone restant a été calculé de la façon suivante :

$$\frac{\text{Teneur en C de } B_0 - \text{teneur en C de } T_0}{\text{Carbone apporté sous forme de boues}}$$

Cette expression est parfois utilisée pour déterminer le coefficient isohumique (k_1) de la matière organique exogène, en l'occurrence les boues ou les composts urbains apportés aux sols. En fait, cette détermination a ses limites, car d'une part, on ne sait pas la part des restitutions végétales dans le sol amendé (B_0) et le sol témoin (T_0), et, d'autre part, la vitesse de minéralisation des résidus végétaux n'est pas la même dans les deux cas. Toutefois, des données non publiées sur le dispositif "pommes de terre" ont montré que la production végétale est du même ordre dans les parcelles comparables (témoin et amendées) : elle est en moyenne de 25 ± 3 t/ha dans les parcelles sans apports d'azote minéral (T_0, B_0 et C_0). On peut donc admettre que les restitutions végétales seraient de même importance dans ces parcelles.

L'analyse statistique des essais au champ montre que l'augmentation moyenne des taux de carbone résiduel dans les parcelles composts par rapport à celles de boues n'est pas significative avec, toutefois, une tendance traduisant une accumulation de carbone supérieure dans les parcelles compost (tableau VIII). La non signification statistique de ces résultats découlant d'une variabilité importante entre blocs, ne devrait pas toutefois masquer une augmentation spécifique liée aux composts. En effet, si on compare les valeurs individuelles bloc par bloc (tableau VIIIbis), on constate que les valeurs observées pour le carbone résiduel dans les parcelles recevant des composts sont supérieures à celles observées pour les parcelles recevant des boues excepté pour le bloc 3 (parcelle C_0) qui représente une valeur aberrante. L'hétérogénéité de terrain selon les blocs présente une grande variabilité.

Dans le dispositif "maïs", le taux de carbone résiduel est significativement supérieur dans les parcelles B_{100} à celui des parcelles B_{10} .

Indépendamment du type de culture et de l'apport d'azote minéral, la quantité du carbone résiduel dans les parcelles recevant des boues varie de 8 à 22 % du carbone apporté sous forme de boues pendant les 16 ou 18 ans de l'expérience.

Tableau VIII bis. Teneur en carbone (exprimée en pour cent du sol sec) et les taux de carbone résiduel des parcelles du dispositif "pommes de terre".

Parcelles	Bloc	Teneur en carbone en fonction de l'apport d'azote minéral		Moyenne des teneurs en carbone	Taux de carbone résiduel en fonction de l'apport d'azote minéral	
		Dose d'azote (kg/ha)			Dose d'azote (kg/ha)	
		0	200		0	200
Témoins (T ₀ et T ₂₀₀)	1	1,24	1,42	1,21 <i>b</i>		
	2	1,22	1,22			
	3	1,23	1,12			
	4	1,12	1,12			
	moyenne	1,20	1,22			
Composts (C ₀ et C ₂₀₀)	1	1,61	1,72	1,42 <i>a</i>	0,54	0,43
	2	1,41	1,31		0,28	0,13
	3	1,29	1,33		0,09	0,30
	4	1,25	1,42		0,22	0,43
	moyenne	1,39	1,45		0,28	0,32
Boues (B ₀ et B ₂₀₀)	1	1,62	1,75	1,49 <i>a</i>	0,28	0,24
	2	1,32	1,26		0,07	0,03
	3	1,60	1,53		0,27	0,30
	4	1,35	1,52		0,17	0,30
	moyenne	1,47	1,51		0,20	0,22
Moyennes en fonction d'apport d'azote minéral		1,36	1,39			

Les moyennes portant une lettre commune ne sont pas significatives ($P \leq 0,05$).

Les valeurs les plus faibles ont été trouvées pour les parcelles sous maïs, les apports annuels de 10 t/ha des boues conduisant à un taux de carbone résiduel relativement faible (en moyenne 8 %). Il est significativement inférieur au taux de carbone résiduel dans la parcelle B₁₀₀ qui est de l'ordre de 17 %. Ces résultats sont semblables à ceux trouvés par Linères et al., (1985) sur le même dispositif : après 8 ans d'expérimentation, le taux du carbone résiduel était de 3 %

dans les parcelles recevant 10 t/ha de boues tous les ans et de 22 % dans les parcelles recevant 100 t/ha/2 ans.

Dans le dispositif "pommes de terre", la proportion de carbone résiduel dans les parcelles recevant 10 t/2 ans de boues varie de 20 à 22 %.

Pour les parcelles compost, la proportion de carbone restant est de l'ordre de 28 à 33 % exprimé par rapport au carbone contenu dans le compost apporté pendant la période de l'expérience (16 ans). Les valeurs plus élevées du taux de carbone restant dans les parcelles avec compost peuvent être expliquées par l'importance de la présence de matière organique peu ou pas biodégradable (lignine, charbon, fragment de bois, etc.)

1.4. CONCLUSION

Dans cette étude sur des dispositifs de longue durée, l'apport de boues ou de composts urbains conduit à une augmentation de la teneur en carbone du sol et à une tendance à la diminution du rapport C/N. Cette diminution est hautement significative dans le cas des apports massifs des boues. Dans ce cas, la teneur en carbone du sol a été plus que doublée et la teneur en azote est triplée. Dans les cas des apports modérés des boues et des composts (10 t /ha / 2ans), l'augmentation relative en carbone de sols vont de 15 à 25 %. Toutefois, le taux de carbone résiduel dépend du système de culture. Dans le cas du dispositif "pommes de terre", il est de l'ordre de 28 à 33 % pour le compost et de 20 à 22 % pour les boues. Dans le dispositif "maïs", cette valeur est de 8 à 17 % pour les boues malgré des apports de résidus de récolte plus importants dans ce type d'expérimentation. Cette différence peut être attribuée à une activité microbienne plus intense par suite des modalités d'apports des boues (apports annuels pour le maïs, apports tous les 2 ans pour les pommes de terre) et des restitutions des récoltes. On notera aussi que le taux de carbone résiduel pour des apports de 100 t/2 ans sous maïs est plus faible que pour des apports de 10 t/ 2 ans sous pommes de terre. Ceci signifierait que la dégradation de la matière organique des boues est plus rapide dans le dispositif "maïs" que dans le dispositif "pommes de terre" en raison de la différence des systèmes de culture : irrigation, enherbement, restitutions végétales qui sont différentes en masse et en qualité.

2. OBSERVATIONS DE LAMES MINCES

Une observation de la distribution des phases minérales et organiques dans les sols provenant des parcelles T (témoin maïs), C₀ (Compost) et B₁₀₀ (100 t de boues, maïs) a été réalisée sur des lames minces. Pour cela, on a prélevé des échantillons de 5 x 4 x 4 cm à une profondeur de 10 cm à partir desquels le Service d'Etude des Sols et de la Carte Pédologique de France (Orléans) a réalisé des lames minces.

L'organisation des agrégats et la distribution de la matière organique observées à la loupe binoculaire est fonction des traitements (planches I et II).

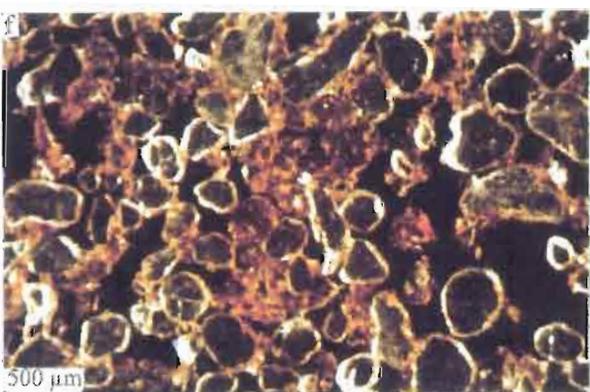
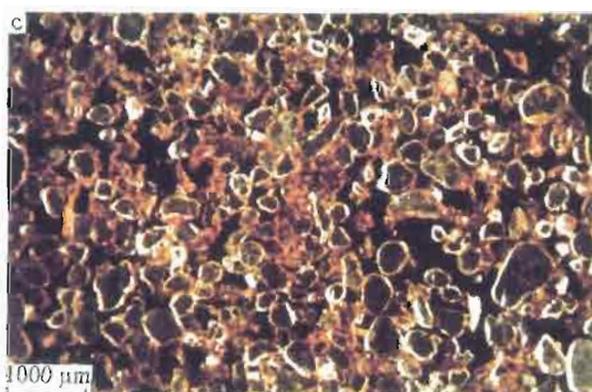
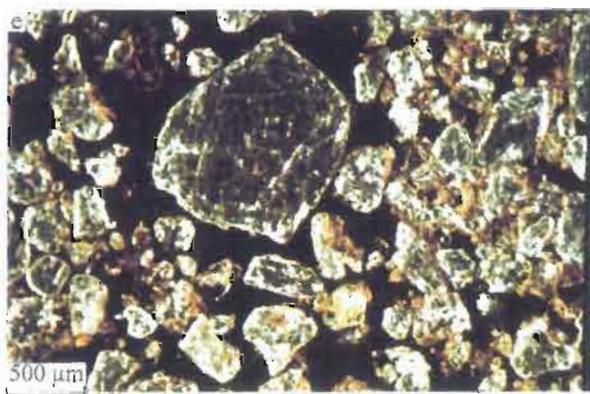
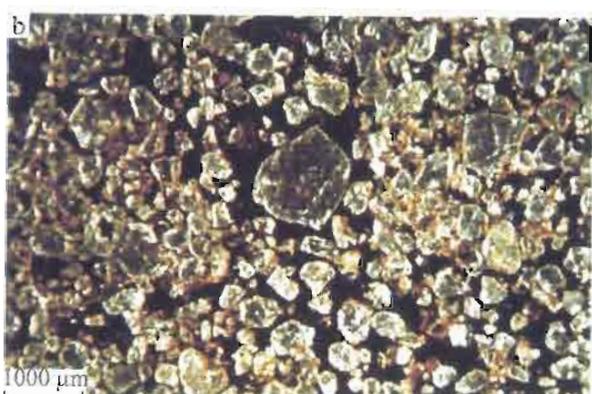
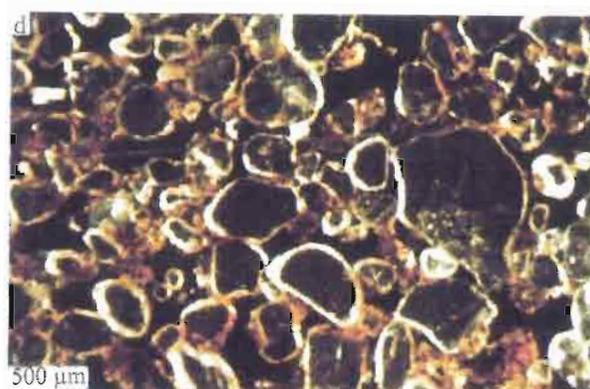
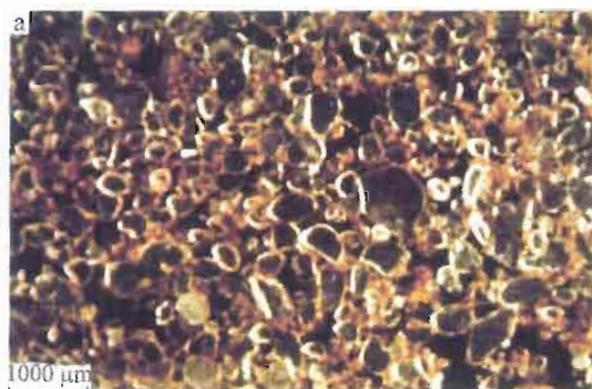
D'une façon générale, on observe que les particules sableuses les plus grossières ne sont pas entourées de matière organique et qu'elles ménagent des macropores supérieurs à 200 µm. En revanche, les particules les plus fines sont entièrement associées à de la matière organique avec des modalités différentes selon les traitements.

Pour la parcelle témoin, ces agrégats sont peu fréquents et concernent des particules de faible taille (photo a). A des grossissements plus importants (photos d et g), on note que de nombreuses particules, dont la taille est de l'ordre de 100 à 200 µm, ne sont pas agrégées. Dans le cas des boues, la présence d'agrégats est beaucoup plus fréquente (photo c). Aux plus forts grossissements (photos f et i), on remarque que la taille maximale des particules intégrées dans cet assemblage est plus importante, de l'ordre de 200 à 300 µm. Pour les parcelles recevant des composts d'ordures ménagères (photos b, e et h), on observe des répartitions semblables à celles observées pour les parcelles témoin.

En conclusion, l'examen sur lames minces indique que l'apport de boues et l'augmentation de la teneur en carbone des sols n'entraînent pas un simple phénomène de dilution. Au contraire, l'accumulation de matière organique se manifeste par la formation d'agrégats où sont agglomérées sélectivement les particules les plus fines, probablement par phénomène de coalescence ; la taille maximum des grains de sable intégrés dans ces structures augmente avec la teneur en carbone. Inversement, les particules les plus grossières sont relativement peu concernées par ces phénomènes.

Ce phénomène de structuration n'est cependant pas total et on peut observer des particules fines détachées de ces associations organo-minérales.

PLANCHE I

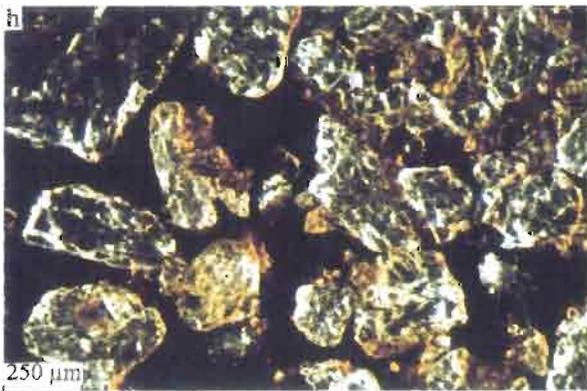
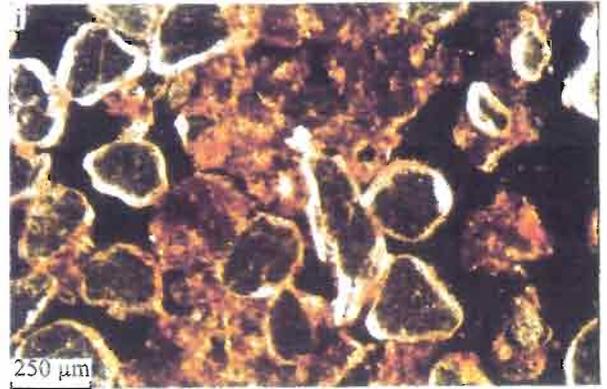
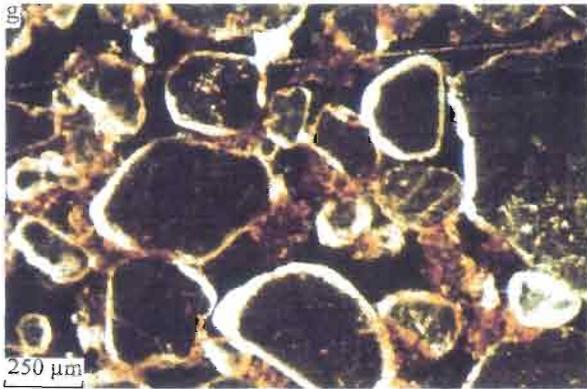


Observations à la loupe binoculaire sur lames minces de sols en place des parcelles T (photos a et d), C₀ (photos b et e) et B₁₀₀ (photos c et f).

(a, b et c) : X 10

(d, e et f) : X 20

PLANCHE II



Observations à la loupe binoculaire sur lames minces de sols en place des parcelles T
(photo g), C₀ (photo h) et B₁₀₀ (photo i).
(g, h et i) : X 40

3. INFLUENCE DES APPORTS ORGANIQUES SUR LES PROPRIETES HYDRIQUES

3.1. EFFET SUR LES TENEURS EN EAU A DIFFERENTS POTENTIELS HYDRIQUES

On a étudié l'effet des apports organiques sur les courbes teneur en eau - pression (figure 5). Les résultats sont exprimés par rapport au sol séché à 105 °C (tableau IX). Pour les traitements T, T₀, B₀ et C₀, les courbes obtenues sont typiques des sols sableux où l'on observe les plus fortes pertes en eau, environ 50 %, entre pF 2, 3 et 2,7. En revanche, les quantités retenues entre pF 3,2 et 4,2 varient peu. Pour le traitement B₁₀₀, la courbe obtenue est beaucoup plus monotone et se situe très largement au-dessus des autres.

Tableau IX. Teneur en eau à différents pF, en fonction du type d'amendement organique pour les dispositifs expérimentaux.

Teneur en eau (g eau/100 g sol sec)							
Traitement	pF 2,3	pF 2,48	pF 2,7	pF 3	pF 3,48	pF 4,2	Réserve en eau utile : pF 4,2 - pF 2,3
T ₀	11,49 <i>b</i>	7,67 <i>b</i>	5,67 <i>e</i>	4,78 <i>d</i>	3,55 <i>d</i>	3,59 <i>c</i>	7,90
B ₀	11,55 <i>b</i>	7,81 <i>b</i>	6,26 <i>d</i>	4,87 <i>d</i>	4,16 <i>cd</i>	4,24 <i>c</i>	7,31
C ₀	12,16 <i>b</i>	8,81 <i>b</i>	7,06 <i>c</i>	5,73 <i>cd</i>	4,60 <i>cd</i>	3,95 <i>c</i>	8,21
T	13,54 <i>b</i>	8,88 <i>b</i>	8,07 <i>b</i>	6,64 <i>b</i>	5,37 <i>b</i>	5,27 <i>b</i>	8,27
B ₁₀₀	29,87 <i>a</i>	27,62 <i>a</i>	26,22 <i>a</i>	25,17 <i>a</i>	22,93 <i>a</i>	21,07 <i>a</i>	8,80

Pour chaque pF, la différence entre les valeurs portant une lettre commune n'est pas significative ($p \leq 0,05$).

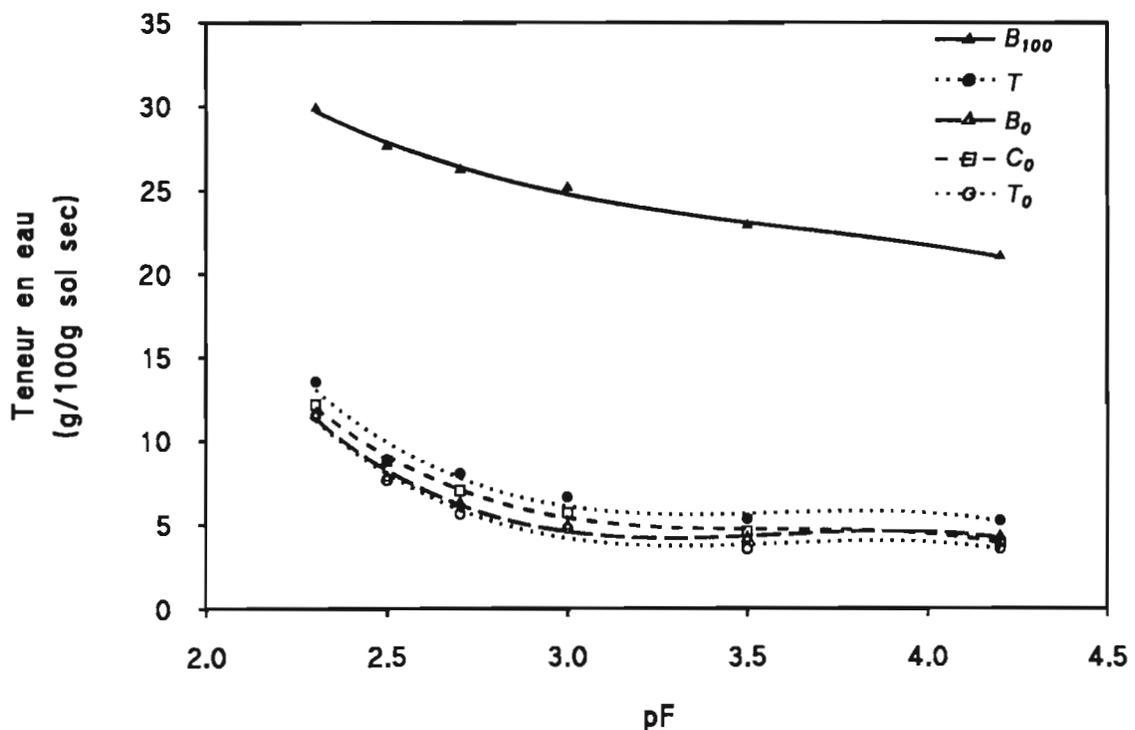
Pour les échantillons T, T₀, B et C₀, les quantités retenues à pF 2,3 (12,2 % en moyenne) ne sont pas significativement différentes. Il en est de même, sauf pour le traitement T (5,3 %), au point de flétrissement (4,3 % en moyenne). Ces valeurs sont similaires à celles citées par Chossat (1982), mesurées pour une centaine de sols sableux cultivés.

En revanche, le traitement B₁₀₀ se différencie nettement des autres avec une augmentation importante des teneurs en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement. L'effet des

boues est relativement plus marqué aux pF élevés qu'aux pF faibles. Ainsi cette augmentation est d'environ 300 % à pF 4,2 alors qu'elle n'est que de 120 % à la capacité au champ. Ces observations sont comparables à celles faites par Gupta et al. (1977) deux ans après des apports massifs de boues sur des sols sableux.

En ce qui concerne la réserve en eau, définie comme la différence des teneurs en eau à pF 4,2 et 2,3 (Chossat, communication personnelle), les différents traitements ne modifient pas cette grandeur. Cette observation qui est de portée générale (Khaleel et al., 1981 ; Clapp et al., 1986), confirme les résultats obtenus par différents auteurs après des apports de boues sur des sols sableux et sablo-limoneux (Gupta et al., 1977 ; Kladvko et Nelson, 1979). Pour des sols limono-argileux, Morel et al. (1978) observent par contre un effet bénéfique des apports de boues.

Figure 5. Relation entre la capacité de rétention en eau et le pF pour les parcelles des dispositifs expérimentaux.



3.2. EFFETS SUR LES CINÉTIQUES DE REHUMECTATION

Sur les échantillons ayant servi à mesurer les courbes de rétention en eau, on a déterminé les vitesses de réhumectation. Pour cela, on a placé 4,5 cm de sol tamisé à 2 mm et séché à l'air dans un tamis de 10 cm de diamètre ayant des mailles de 200 μm . Le tamis est ensuite plongé dans un cristalliseur rempli d'eau de telle sorte que la partie supérieure du sol soit au niveau de la surface libre de l'eau. On mesure le temps nécessaire pour que l'échantillon soit saturé en eau.

On constate que ce temps de remontée capillaire de 4,5 cm est de $4 \pm 0,5$ minutes pour les échantillons T, T₀ et C₀, 6 minutes pour l'échantillon B₀ et de 63 minutes pour l'échantillon B₁₀₀, soit une vitesse d'ascension capillaire 14 fois plus lente que pour le témoin (T). Il s'ensuit que les sols ayant reçu 100 tonnes de boues présentent un caractère hydrophobe marqué qui limitera sa vitesse de réhumectation, donc augmentera les risques d'érosion, car le temps d'infiltration de l'eau dans le sol augmente.

Soit t_1 le temps de réhumectation sur les systèmes témoin et t_2 sur le sol ayant reçu 100 tonnes de boues. En première approximation,

$$\frac{t_1}{t_2} = \frac{\cos\theta_2}{\cos\theta_1}$$

car la vitesse d'ascension capillaire V et l'angle de contact solide-liquide θ sont liés par la formule de Bouasse - Poiseuille (Concaret, 1967) :

$$V = \frac{2r\gamma \cos\theta}{8\eta h}$$

où

r : le rayon du capillaire, supposé constant au cours de la réhumectation,

γ : tension superficielle de l'eau,

h : longueur de la colonne de liquide,

η : viscosité du liquide.

Pour les échantillons témoins où la phase organique est peu abondante, on peut admettre que l'angle de contact sera guidé par l'interface sable-eau. Il est voisin de zéro à l'humidité ambiante. Dans ces conditions, l'angle de contact eau-sol dans le cas des parcelles recevant 100 t de boues serait de :

$$\theta_2 = \text{ArcCos} \frac{(t_1)}{(t_2)} \approx 85^\circ$$

Sur la fraction 0 - 2 μm , extraite de sols ayant reçu des boues, l'angle de contact mesuré est en moyenne de 60 ° (cf. volet C).

3.3. EFFETS SUR L'HUMIDITE RESIDUELLE

Les parcelles traitées par des boues ou des composts ont généralement, pendant les périodes de prélèvement, des teneurs en eau plus élevées que celles des parcelles témoin (tableau X). Après environ un mois de stockage à l'air, l'humidité à 105 °C de l'échantillon B₁₀₀ demeure deux fois plus élevée que celles des échantillons B₁₀, T, T₀, C₀ et B₀, lesquelles ne sont pas significativement différentes. Les sols sableux suffisamment séchés contiennent souvent moins de 1% d'eau (Baize, 1988). On remarque également que dans le cas de B₁₀₀, la présence de matière organique et probablement d'argile et/ou de colloïdes minéraux apportés dans les boues augmentent cette valeur.

Tableau X. Humidité résiduelle du sol des dispositifs expérimentaux après dessiccation.

Parcelle	Humidité (%)					
	T ₀	C ₀	B ₀	T	B ₁₀	B ₁₀₀
- Lors du prélèvement en avril	4,5 c	6 bc	7,3 b	6,1 bc	7 b	15 a
- Après un mois de stockage à l'air	0,65 b	0,77 b	0,80 b	0,74 b	0,85 b	1,82 a

*Valeurs moyennes (4 ou 5 blocs) exprimées en pour cent du sol séché à 105 °C.
Pour chaque ligne, la différence entre les valeurs portant une lettre commune n'est pas significative ($P \leq 0,05$).*

3.4. DISCUSSION

De l'ensemble de ces observations, il ressort qu'un apport important de boues augmente la capacité de rétention tout en diminuant la mouillabilité du sol.

D'une façon générale, la capacité de rétention en eau est contrôlée par la porosité totale, notamment par les pores ayant un diamètre inférieur à 50 μm et la surface spécifique du sol (Clapp et al., 1986). Pour des sols sableux ayant reçu des déchets urbains, diverses relations entre les propriétés physiques et la matière organique de sols ont été établies (Khaleel et al., 1981) :

- $\Delta\text{BD} = 3,99 + 6,62 (\Delta\text{C})$
- $\Delta\text{FC} = \exp [1,09 + 2,141 (\Delta\text{C}) - 0,4091 (\Delta\text{C})^2 - 0,0167 (\text{Sable}) + 0,00038 (\text{Sable})^2]$
- $\Delta\text{WP} = \exp [1,115 + 2,248 (\Delta\text{C}) - 0,442 (\Delta\text{C})^2 - 0,0443 (\text{Sable}) + 0,0007 (\text{Sable})^2]$

où :

$\Delta\text{BD} = [\text{densité apparente (BD) de sol traité} - \text{densité apparente de sol témoin}] / (\text{densité apparente de sol témoin}) \times 100.$

ΔC est la teneur en carbone du sol traité diminuée de celle du sol témoin ;

ΔFC est l'augmentation à la capacité de rétention au champ ;

ΔWP est l'augmentation à la capacité de rétention au point de flétrissement.

Pour les systèmes étudiés, l'augmentation de la teneur en matière organique se traduit par la formation d'agrégats incorporant les fractions les plus fines. Elle se traduit par la formation d'une microporosité au détriment de la macroporosité du système. Ainsi, l'augmentation de la rétention en eau pourrait être en relation avec une diminution relative des macropores susceptibles d'être drainés aux faibles pressions (pF 2,3). Il est également possible que l'énergie de rétention de l'eau par la matière organique soit plus forte que celle par le sol (Epstein, 1975).

L'augmentation relative la plus importante de la capacité de rétention en eau a été constatée au niveau du point de flétrissement. A cette pression, où les pores de réserve en eau utile sont remplis d'air, l'augmentation est largement déterminée par la capacité de rétention de la matière organique (Khaleel et al. 1981) ; ce qui signifie que l'énergie de rétention de l'eau par la matière organique est plus grande que celle du sol. En outre, l'augmentation relative des micro agrégats observée (photos : c, f et i) pourrait produire des micropores non drainés à 15 bars avec une augmentation de la rétention en eau à cette pression.

Dans les sols limoneux et limono-sableux, l'augmentation de la rétention en eau à la capacité au champ est plus importante au point de flétrissement (Mays et al., 1973 ; Webber, 1978 ; Klavivko et Nelson, 1979). Ceci s'explique par la formation d'agrégats stables ayant davantage de macropores non drainés aux faibles pressions.

L'augmentation des quantités d'eau retenues par le sol à la suite d'apports de boues peut sembler contradictoire avec la diminution de la mouillabilité observée à partir de la mesure des vitesses de réhumectation. Cette différence de comportement de la matière organique peut s'expliquer à partir des données acquises sur les propriétés des interfaces solide-air et solide-eau. Dans le premier cas, il a été montré que la composition chimique de surface était modifiée avec accumulation sélective des groupements à caractère hydrophobe (Schulttz et al., 1977 ; Tschapek et Wasowski, 1976 ; Tschapek et al., 1973 et 1981 ; Tschapek, 1984 ; Wershaw, 1986 ; 1989). Dans le deuxième cas, la formation d'une interface solide-eau induit un phénomène inverse ayant pour conséquence une augmentation du caractère hydrophile ; les angles de contact mesurés étant toujours voisins de zéro. Des expériences sur modèle ont montré que ces changements de comportement chimique de l'interface solide étaient réversibles, le passage de l'état hydrophobe à l'état mouillable nécessitant généralement de 1 à quelques heures (Chassin et al., 1977 ; 1986 ; Chassin, 1979 ; Jouany et Chassin, 1987 ; Jouany et al., 1992).

Ainsi après un phénomène de dessiccation, la matrice organo-minérale présente un caractère peu mouillable d'où des vitesses de réhumectation faibles. Après quelques heures, ce caractère aura disparu et l'angle de contact est voisin de zéro, c'est-à-dire $\cos\theta \approx 1$.

4. EFFETS DES APPORTS ORGANIQUES SUR LES PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES DU SOL

On étudiera successivement l'effet des apports sur le pH, la capacité d'échange cationique, les teneurs en éléments majeurs et de quelques métaux en traces.

4.1. EFFETS SUR LE pH

Il a été montré que l'apport de déchets urbains modifie le pH du sol (King et Morris, 1972). Ceci est important car celui-ci conditionne certaines propriétés du sol telles que l'activité microbienne, la disponibilité des éléments nutritifs, et en particulier, la mobilité des éléments en traces, etc. Dans ce paragraphe, on présentera l'évolution du pH observée sur les dispositifs longue durée et sur les expériences d'incubation en milieu contrôlé (tableaux XI et XII).

4.1.1. EVOLUTION DU pH SUR LES DISPOSITIFS LONGUE DUREE

Le pH des parcelles témoin sous pommes de terre (T_0) est significativement supérieur à celui des parcelles témoin sous maïs (T). Pour ces dernières, le pH plus faible s'explique par les itinéraires techniques différents mis en oeuvre dans les dispositifs et aussi, sans doute par :

- l'action acidifiante de l'azote ammoniacal contenu dans les ammonitrates (200 kg/ha/an) employés pour la fertilisation,
- la production accrue d'acides organiques et de gaz carbonique provenant de l'évolution des résidus des récolte du maïs qui sont quantitativement plus importants que ceux issus des pommes de terre.

Tableau XI. Evolution du pH des parcelles expérimentales.

Dispositif	Pommes de terre			Maïs		
	T_0	C_0	B_0	T	B_{10}	B_{100}
pH _{eau}	6,70 <i>b</i>	7,03 <i>a</i>	6,65 <i>b</i>	5,97 <i>c</i>	6.62 <i>b</i>	6.06 <i>c</i>

Les valeurs portant une lettre commune ne sont pas significativement différentes ($p \leq 0,05$).

Dans le dispositif "pommes de terre", le pH des parcelles traitées par le compost est systématiquement supérieur à celui des parcelles témoin et boues. L'augmentation de pH est de 0,3 unité. Par contre, l'apport de boues ne modifie pas le pH du sol. Dans le dispositif "maïs", les apports des boues se traduisent par des effets inverses en fonction de la quantité appliquée : l'apport de 100 tonnes de boues ne modifie pas le pH alors que celui de 10 t/ha entraîne une élévation significative de ce dernier. Il semblerait que l'effet légèrement alcalinisant des boues apportées à dose modérée chaque année (10 t/ha/an) soit plus que compensé par l'action acidifiante de l'azote miéral ammoniacal présent dans les apports massifs des boues (100 t/ha/2ans).

4.1.2. EVOLUTION DU pH AU COURS DES EXPERIENCES D'INCUBATION.

L'incubation des déchets pendant 4 mois dans différents milieux (cf. matériels et méthodes), montre que l'apport du compost, à raison de 100 t/ha de matière sèche ne modifie pas

le pH. Par contre, le même apport de boues a un effet acidifiant sur le milieu ; cette effet est d'autant plus important que la texture est sableuse. C'est ainsi que les diminutions de pH observées sont de 0,26, 0,49 et 0,86 unité dans les mélanges boues -sol argileux, boues-sol sableux et boues-quartz.

Tableau XII. Evolution du pH_{eau} de déchets urbains et des mélanges (déchets + sols) incubés au laboratoire.

Temps d'incubation Semaine	Boues	Sol sableux + Boues	Sol limoneux + Boues
	0	7,30 <i>a</i>	7,16 <i>a</i>
16	6,44 <i>b</i>	6,67 <i>b</i>	6.55 <i>b</i>
	Compost	Sol sableux + Compost	Sol limoneux + Compost
	0	8.63 <i>a</i>	7,69 <i>a</i>
16	8,65 <i>a</i>	7,71 <i>a</i>	7.50 <i>a</i>
	Paille	Sol sableux + Paille	Sol limoneux + Paille
	0	7,42 <i>a</i>	7,22 <i>b</i>
16	7,51 <i>a</i>	7,45 <i>a</i>	6.47 <i>b</i>

Pour chaque matériau incubé, les valeurs du pH aux temps 0 et 16 semaines portant une lettre commune ne sont pas significativement différentes ($p \leq 0,05$).

4.1.3. INTERPRETATION.

Pour des sols limoneux recevant des boues et incubés au laboratoire, King et Morris (1972) ont trouvé qu'après 1 et 6 mois d'incubation, le pH initial du sol diminue respectivement de 0,8 et 0,6 unité. De même, Morel et Jacquin (1976) ont noté une forte diminution du pH du sol à la suite de l'application des boues issues de laiteries. Inversement, ces auteurs ont montré que les boues flocculées à la chaux augmentent considérablement le pH du sol.

Les résultats obtenus dans ce travail diffèrent selon les conditions expérimentales. Sur une période de temps courte, l'apport de compost ne modifie pas le pH alors que l'on observe une alcalinisation pour les expériences à long terme. Pour les apports de boues, on observe une

acidification du sol à court terme. La libération d'acides minéraux (phosphorique, sulfurique,...) et organiques (Sommers et al., 1984) et la production d'azote à dominante ammoniacale au cours de la minéralisation sont à l'origine de cette acidification malgré les teneurs élevées des boues en calcium ; ce dernier se trouvant sous forme échangeable et ne pouvant pas contribuer à élever le pH (Juste, communication personnelle). En revanche dans le cas du compost, le carbonate de calcium (issue entre autres des gravats) présent serait solubilisé lentement, son action alcalinisante l'emporterait à long terme sur l'effet acidifiant de la minéralisation.

4.2. EFFET SUR LA CAPACITE D'ECHANGE CATIONIQUE

Il est bien connu que la capacité d'échange cationique (CEC) de la matière organique est notablement supérieure à celle de la majorité des argiles rencontrées dans les sols. Dans les sols sableux, la matière organique joue un rôle dominant dans les propriétés d'échange par suite de l'ionisation des groupes carboxyliques et phénoliques (Juste et Spallacci, 1991). En conséquence, l'augmentation de la teneur en matière organique de ces sols modifiera la CEC et, par là même, influencera la capacité de rétention en éléments minéraux nutritifs et la mobilité des métaux lourds. On a reporté la CEC des sols du dispositif "pommes de terre" dans le tableau XIII.

On constate que cette dernière est en général faible. Elle varie suivant les traitements organiques de 3,15 à 3,90 méq/100 g de sol sec. L'application des boues ou du compost a légèrement mais significativement amélioré la CEC du sol. L'augmentation de celle-ci, qui est de 22 et 24 % dans les parcelles C₀ et B₀, va dans le même sens que l'augmentation en carbone total qui est respectivement de 15 et 21 %, ce qui représente des CEC d'environ 140 et 190 méq/100 g de matière organique dérivant respectivement des boues et des composts.

Tableau XIII. Evolution de la capacité d'échange cationique du sol (dispositif "pommes de terre").

	Parcelles		
	T ₀	C ₀	B ₀
Capacité d'échange cationique (méq./100 g.sol)	3,15 <i>b</i>	3,85 <i>a</i>	3,90 <i>a</i>

La différence entre les valeurs portant une lettre commune n'est pas significative ($p \leq 0,05$).

Après deux ans d'applications annuelles de boues (240t/ha) sur un sol limoneux, Epstein et al. (1976) ont trouvé une augmentation de la CEC de l'ordre de 35 %. Ils ont attribué cette

augmentation à la CEC de la matière organique dérivée des boues, celle-ci ayant une CEC estimée à 300 méq/100 g (Clapp et al., 1986). Cependant, dans une étude comparative, Gomez et al. (1984) ont évalué la CEC des acides humiques extraits de boues à 125 méq/100 g et celle des acides humiques de la matière organique de sol sableux à 425 méq/100 g.

4.3. EFFET DES APPORTS SUR LES TENEURS EN ELEMENTS MINERAUX

Il existe un nombre assez important d'études concernant l'effets de l'application des boues sur les teneurs en éléments minéraux (Haghiri, 1974 ; Robertson et al., 1982 ; Mitchell et al., 1978 ; King et Morris, 1973).

Les résultats obtenus dans ce domaine dans le cadre de la présente étude, sont rassemblés dans le tableau XIV (dispositif "pommes de terre").

Parmi les bases échangeables analysées (Ca, K et Na), seule la teneur en Ca est significativement augmentée sous l'effet d'apports de compost et de boues. Si l'absence d'effet des boues sur les teneurs en K et Na peut s'expliquer par leur faible contenu en ces éléments, dans le cas du compost, on ne note pas non plus d'effet sur Na, malgré la richesse de ce produit en NaCl. Ceci peut s'expliquer par le lessivage rapide du sel par les eaux de pluie.

Concernant le phosphore assimilable "Dyer", on observe que l'apport de boues a un effet très favorable, aboutissant à un doublement des valeurs. En revanche, l'effet des composts est nettement moins marqué. Cette observation s'explique facilement par la composition initiale des boues qui sont riches en phosphore, (environ 5 %) et par les quantités d'amendements apportés qui couvrent très largement les exportations de phosphore des cultures. Pour le compost dont la teneur en phosphore total est beaucoup plus faible, les observations sont semblables à celles faites par d'autres auteurs, notamment Cabrera et al. (1989) qui notent que les apports modérés de compost urbain ne modifient pas la teneur en P soluble d'un sol alluvial.

4.4. EFFET SUR LES TENEURS EN ELEMENTS EN TRACES

Initialement, les dispositifs expérimentaux sur lesquels ont été réalisées les expériences ont été mis en place pour étudier la valeur agronomique des résidus urbains mais surtout pour appréhender le devenir des éléments en traces toxiques pour l'homme.

De nombreux travaux ont été consacrés à la biodisponibilité de ces éléments. Il a été notamment montré que les quantités exportées par les plantes restent très limitées, de l'ordre du % des quantités apportées (Lineres, 1989 ; Juste et Mench, 1992).

Les teneurs en éléments en traces des parcelles du dispositif "pommes de terre" sont reportées dans le tableau XIV.

Tableau XIV. Teneurs moyennes en éléments minéraux du sol (dispositif "pommes de terre").

Elément	Parcelles		
	T ₀	C ₀	B ₀
	-----g. kg ⁻¹ sol-----		
Fer (Fe) total	1,85 a	1,95 a	2,35 a
Calcium (Ca) échangeable	0,63 b	0,87 a	0,81 a
Potassium (K) échangeable	0,034 a	0,041 a	0,044 a
Sodium (Na) échangeable	0,004 a	0,005 a	0,005 a
Phosphore (P ₂ O ₅) Dyer	0,36 b	0,49 b	0,91 a
	-----mg. kg ⁻¹ sol-----		
Cadmium (Cd) total	0,36 b	0,47 b	1,84 a
Chrome (Cr) total	3,9 a	4,73 a	4,73 a
Cuivre (Cu) total	10,80 b	13,90 a	15,30 a
Manganèse (Mn) total	65,00 b	74,00 b	180,00 a
Nickel (Ni) total	5,43 a	6,93 a	8,3 a
Plomb (Pb)	24,20 b	43,38 a	39,88 a
Zinc (Zn) total	24,00 b	37,00 b	92,00 a

Pour chaque ligne, la différence entre les valeurs portant une lettre commune n'est pas significative ($p \leq 0,05$).

Dans les parcelles recevant du compost (C₀), seules les teneurs en Pb et en Cu sont significativement augmentées. Les teneurs en Zn observées n'ont pas augmenté de façon significative bien que cet élément soit considéré, par divers auteurs, comme un contaminant potentiel des composts (Cabrera et al., 1989).

Dans les parcelles ayant reçu les boues, on observe une augmentation significative de la concentration de la plupart des éléments en traces : Cd, Cu, Mn, Pb et Zn. Les accumulations importantes de Zn et Mn sont liées à la composition particulière des boues utilisées sur le dispositif. Les quantités de métaux présents dans l'horizon 0 - 20 cm ont été comparées (tableau XIV) aux quantités cumulées apportées par les boues estimées selon les données récentes de Gomez et al. (1992).

C'est ainsi que ces auteurs ont mesuré sur le dispositif mais les quantités de terre fine présentes dans les horizons 0 - 20 cm, 20 - 40 cm, 40 - 60 cm, 60 - 80 cm et 80 - 100 cm et les teneurs en éléments en traces, ce qui leur a permis de calculer les quantités d'éléments traces (par hectare) présentes dans chaque horizon. Les trois principales conclusions obtenues par ces auteurs peuvent être résumées de la façon suivante :

- les exportations par les récoltes sont inférieurs à 1 % des quantités incorporées dans le sol pour des rendements non affectés ;
- avec les traitements "boues", les quantités d'éléments en traces trouvées dans les 20 premiers centimètres représentent environ 70 % du stock total trouvé entre 0 et 1 m, sauf pour le Cr, le Cu et le Ni où cette valeur est proche de 60 % ;
- dans le cas d'apports massifs de boues, les bilans des métaux retrouvés sont déficitaires.

Compte-tenu de la composition des boues, les quantités apportées sur le dispositif expérimental sont évaluées dans le tableau XV (colonne 3).

En supposant une répartition des métaux dans le profil 0 - 1 m identique à celle présentée par Gomez et al. (1992) pour le dispositif voisin, on peut évaluer comme suit les quantités totales de métaux retrouvées sur l'ensemble du profil du dispositif "pommes de terre" :

Cd	: 1,95	kg/ha	soit environ 60 % des quantités apportées.
Cr	: 3,5	kg/ha	soit environ 30 %
Cu	: 19	kg/ha	soit environ 70 %
Mn	: 424	kg/ha	soit environ 50 %
Ni	: 12	kg/ha	soit environ 70 %
Pb	: 58	kg/ha	soit environ 60 %
Zn	: 251	kg/ha	soit environ 40 %

Confirmant les observations faites par d'autres auteurs, il y a donc un déficit de bilan important allant de 30 jusqu'à 70 % des quantités apportées. Un bilan plus détaillé devrait cependant permettre d'affiner ces valeurs.

Tableau XV. Bilan des éléments en traces dans la couche 0 - 20 cm des parcelles B₀ du dispositif "pommes de terre".

Elément	Teneur moyenne des boues utilisées	Quantité cumulée, incorporée dans les parcelles B ₀	Quantité imputable aux boues, retrouvée dans les parcelles B ₀ (Horizon 0 - 20 cm)	
	(mg.kg ⁻¹ M.S.)*	(kg.ha ⁻¹)**	(kg.ha ⁻¹ ***	%
Cd	25,90	3,20	1,40	44
Cr	94,80	11,76	2,10	18
Cu	225,00	28,00	11,60	41
Mn	7013,00	869,60	297	32
Ni	138,00	17,11	7,40	43
Pb	825,00	102,30	40,50	40
Zn	5113,00	634,00	175,60	28

* Valeurs moyennes selon Gomez et al. (1992).

** La quantité totale de la matière sèche des boues incorporées est de 124 t.ha⁻¹.

*** Le poids de la terre fine est de 2583 t.ha⁻¹.

Les résultats sont en accord avec ceux trouvés sur le dispositif maïs. Pour expliquer ces anomalies, Gomez et al. (1992) ont émis l'hypothèse de transport hors des parcelles expérimentales par des mouvements de particules auxquelles sont associés les métaux. Comme ces défauts de bilan sont plus importants quand les doses de boues apportées sont grandes, les phénomènes de transport résultant de l'érosion sont donc plus marqués. Ces résultats sont à relier aux observations faites par ailleurs concernant les diminutions de mouillabilité des sols recevant des doses importantes de boues.

(B)**EFFET DE L'APPORT DE DECHETS URBAINS SUR LA NATURE DE LA MATIERE ORGANIQUE DU SOL**

Dans le volet (A), il a été mis en évidence que les apports de boues et de compost se traduisaient par une augmentation de la teneur en matière organique et par la formation d'agrégats où sont incorporées sélectivement les particules les plus fines. Dans cette partie, il s'agit de caractériser la matière organique néoformée pour comprendre et analyser les effets à long terme des apports de déchets urbains sur les propriétés des sols. On présentera successivement des études sur la répartition granulométrique du carbone, les propriétés d'extractibilité du carbone, les spectres infrarouges des acides humiques formés et la répartition des lipides en fonction des traitements.

**1. REPARTITION GRANULOMETRIQUE DU CARBONE.
INFLUENCE DU MODE DE FRACTIONNEMENT**

Dans le tableau XVI, on a reporté les masses des différentes fractions granulométriques (organo-minérales) obtenues pour 100 g de sol. Pour chaque échantillon (T, C₀ ou B₁₀₀), on a également indiqué les proportions des différentes fractions granulométriques après la destruction de la matière organique par H₂O₂ et la dispersion par l'hexamétaphosphate de sodium (NaPO₃)₆ (méthode de référence).

Dans tous les cas, on s'aperçoit que les diverses opérations de fractionnement réalisées n'ont pratiquement pas entraîné de pertes puisque l'on récupère de 99 à 100 g de fractions pour 100 g d'échantillon. Par contre, on note que le fractionnement granulométrique n'est pas parfait, surtout pour la fraction 0 - 2 µm et 2 - 50 µm car les quantités récoltées sont inférieures à celles trouvées par l'analyse mécanique. Les proportions retrouvées sont de l'ordre de 17, 14 et 5 % pour les fractions 0 - 2 µm correspondant aux traitements T, C₀ et B₁₀₀. Elles sont de 77, 85 et 50 % pour la fraction 2 - 50 µm.

La dispersion des éléments fins de l'échantillon non traité à l'eau oxygénée est donc incomplète avec, en conséquence, une contamination de la fraction grossière 50 - 200 µm par des particules fines associées ou agrégées aux fractions sableuses.

Tableau XVI - Masses des différentes fractions granulométriques obtenues après sonification-tamisage-sédimentation de l'échantillon du sol ou après la destruction de la matière organique (méthode de référence).

Répartition des tailles des particules selon les fractions (g/100 g de sol)					
Echantillon	Traitement	0 - 2 μm	2 - 50 μm	50 - 2000 μm	Total
T	Tamisage-sédimentation	0,72	10,9	87,64	99,26
	Référence	4,1	13	82,9	
C ₀	Tamisage-sédimentation	0,556	8,46	90,3	99,32
	Référence	3,9	10	86,1	
B ₁₀₀	Tamisage-sédimentation	0,462	8,2	89,97	98,63
	Référence	9	16,8	74,2	

Sur les figures 6 et 7, on a reporté les valeurs expérimentales obtenues pour la répartition granulométrique du carbone (C) et de l'azote (N) (tableau XVII).

On constate que les fractions 0 - 2 μm et 2 - 50 μm ont les concentrations les plus élevées en C et N. Cette observation est en accord avec celles d'Akroume (1985), Balesdent et al. (1991), Turcheneck et Oades (1981) relevées pour différents types de sol. La richesse en azote des fractions argileuses et limoneuses pourrait être expliquée par le fait qu'elles contiennent proportionnellement plus de matière organique que la fraction sableuse et d'autre part, qu'elles incluent les particules fines auxquelles l'azote organique pourrait être lié.

On constate également que :

- pour tous traitements confondus, les concentrations en C et N des différentes fractions varient dans l'ordre :

$$0 - 2 \mu\text{m} > 2 - 50 \mu\text{m} > 50 - 2000 \mu\text{m}$$

- les apports des boues s'accompagnent d'une augmentation des concentrations en C, mais surtout en N dans les trois fractions granulométriques. Avec les apports de composts, les

variations sont généralement plus faibles et concernent essentiellement la fraction 0 - 2 μm .

- par comparaison au témoin, les rapports C/N des fractions 0 - 2 μm sont faibles pour les traitements compost et boues (C/N de 6,9 et 6,6 à comparer avec 13,1 pour le témoin).

Tableau XVII - Répartition granulométrique du carbone et de l'azote total dans les parcelles T, C₀ et B₁₀₀ des dispositifs expérimentaux obtenue par sonification.

Sol	Fraction (μm)	Masse (mg/g sol à 105 °C)	Carbone (mg/g fraction)	Carbone (mg/g sol)	C (% du C total)	Azote (mg/g fraction)	Azote (mg/g sol)	N (% du N total)	C / N
T	0 - 2	7,2	91,3	0,657	4,94	7,3	0:05	5,3	13.1
	2 - 50	109	56,4	6,15	46,24	3,3	0.36	38,6	17
	50 - 2000	876,4	7,7	6,48	48,72	0,6	0:53	56.4	12.2
	humidité	7,3							
	Somme	999,9		13,3			0.94		14.5
Sol N.F.*	1000			13,6			0.8		17
<hr/>									
C ₀	0 - 2	5,56	109,6	0,61	5,3	15,7	0.09	9,8	6,9
	2 - 50	84,6	57,8	4,89	42,45	4,5	0.38	41,3	12,8
	50 - 2000	903	6,7	6,05	52,5	0,5	0.45	48,9	13,4
	humidité	7,3							
	Somme	1000,5			11,52		0.9		12.5
Sol N.F.*	1000			11,7		----		----	
<hr/>									
B ₁₀₀	0 - 2	4,62	130	0,6	2,14	19,8	0.092	3,8	6,6
	2 - 50	82	68,1	5,58	19,94	8	0.66	26,9	8,5
	50 - 2000	899,7	24,2	21,8	77,91	1,9	1.71	69,8	14,2
	humidité	13,3							
	Somme	999,62			27,98		2.45		11,42
Sol N.F.*	1000			28,4		2,9		9,8	

(*) Sol N.F. = sol non fractionné

Figure 6. Concentration en carbone dans les fractions granulométriques (exprimée en mg / g fraction) pour les traitements témoin (T), compost (C0) et boues (B100).

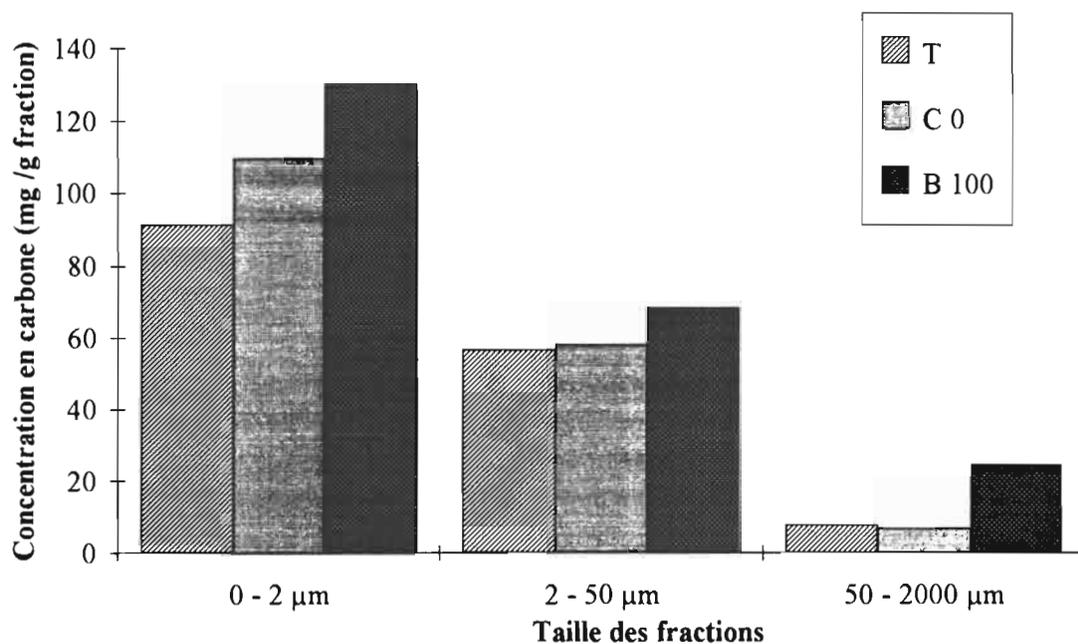
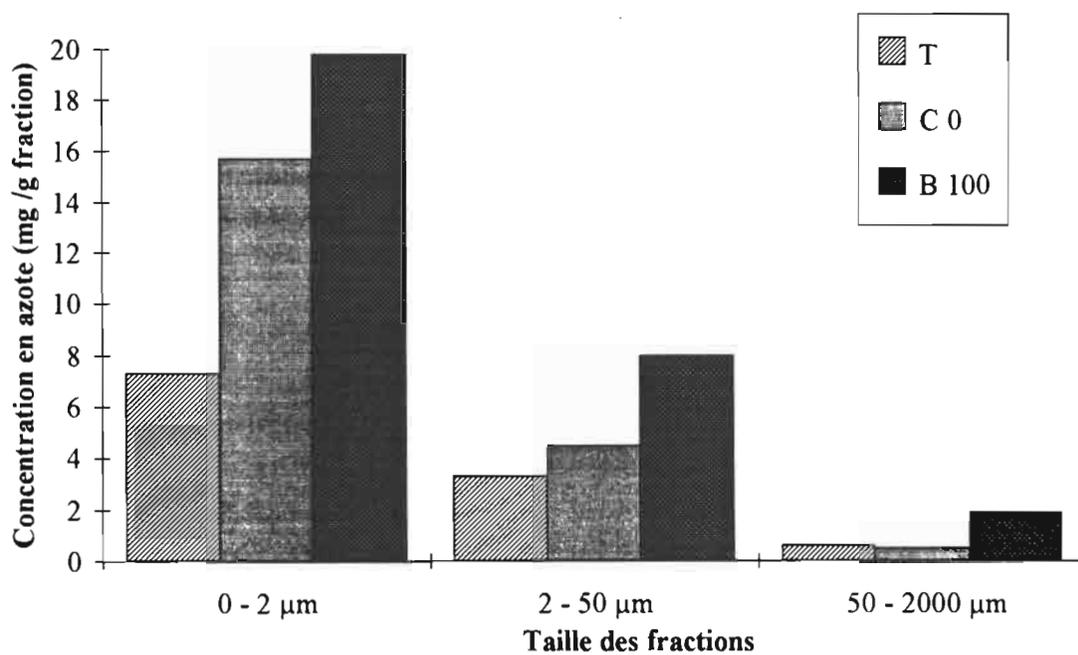


Figure 7. Concentration en azote dans les fractions granulométriques (exprimée en mg / g fraction) pour les traitements témoin (T), compost (C0) et boues (B100).



On remarque également (figure 8) que la distribution relative du carbone (% du C. total) est équivalente pour les parcelles témoin et compost, mais diffère pour les parcelles boues. Pour préciser cet aspect, un fractionnement en 8 classes granulométriques a été réalisé (tableau XVIII).

Comme précédemment, on observe que les concentrations en C et N décroissent quand la taille des fractions augmente (figure 9). En revanche, compte tenu de la distribution massique des fractions, ce sont les fractions les plus grossières qui contiennent le plus de C et de N (mg C ou N / g sol). La fraction 500 - 1000 μm représente à elle seule environ 25 % du carbone total.

Tableau XVIII : Répartitions du carbone et de l'azote total dans 8 fractions granulométriques de la parcelle (B₁₀₀) du dispositif expérimental sous maïs.

Fraction (μm)	Masse (mg/g sol)	Concentration en C (mg/g fraction)	Quantité en C (mg/g sol)	C (% du C total)	Concentration en N (mg/g fraction)	Quantité en N (mg/g sol)	N (% du N total)	C / N
0 - 2	5,65	127,4	0,72	2,4	19,2	0,11	3,49	6,55
2 - 20	30	82,8	2,48	8,4	7,8	0,22	6,98	11,27
20 - 50	64,5	52	3,35	11,3	7,4	0,47	14,92	7,13
50 - 100	55,05	72	3,96	13,4	6,5	0,35	11,11	11,31
100 - 200	56,8	56,2	3,19	10,8	6,6	0,37	11,75	8,62
200 - 500	307,35	16,5	5,07	17,2	2	0,6	19,05	8,45
500 - 1000	392	19	7,45	25,2	1,8	0,7	22,22	10,64
1000 - 2000	74,95	44,4	3,33	11,3	4,5	0,33	10,48	10,09
humidité	13,4							
Somme	999,7		29,55			3,15		
Sol N.F.*	1000		28,4			2,9		

(*) Sol N.F. = sol non fractionné

Figure 8. Distribution granulométrique relative du carbone dans le sol (quantité exprimée en % du carbone total de sol).

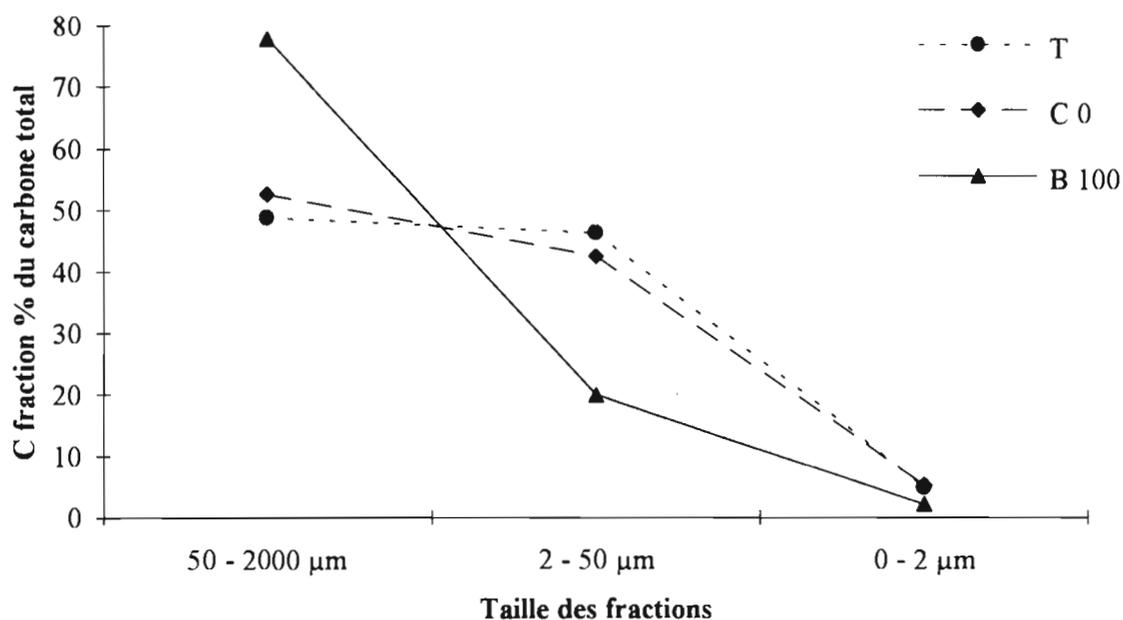
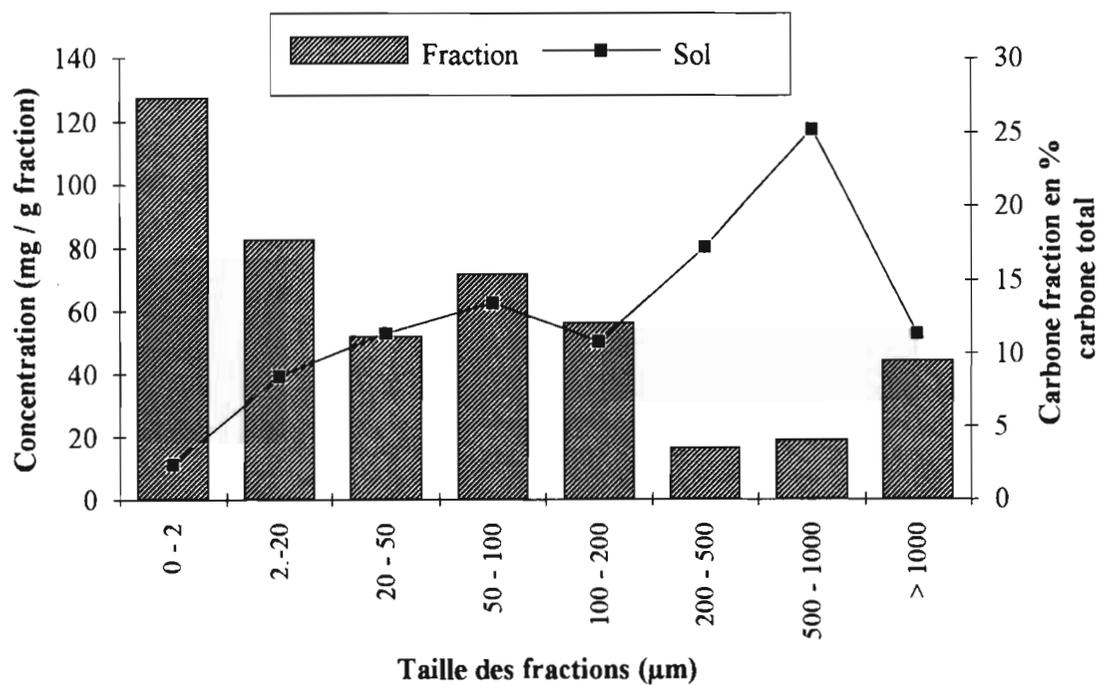


Figure 9. Concentration (mg / g fraction) du carbone dans les fractions granulométriques et sa distribution relative (%) dans le sol B100.



La dispersion incomplète des éléments fins du sol conduit à sous-estimer les quantités de C et N contenues dans les fractions les plus fines avec parallèlement présence de micro-agrégats non disloqués conformément aux observations morphologiques sur lames minces.

On remarque également que cet effet est d'autant plus marqué que la teneur en matière organique du sol est initialement élevée. Dans les conditions expérimentales utilisées, on retrouverait quantitativement les valeurs données par l'analyse mécanique quand la teneur en matière organique tend vers zéro (cf. paragraphes suivants).

1.1. CINÉTIQUES DE FRACTIONNEMENT AVEC DES BILLES DE VERRE

Pour améliorer la dispersion des éléments fins du sol, un fractionnement avec des billes de verre a été réalisé sur le sol provenant des parcelles B₁₀₀.

Dans une première étude, on a déterminé les cinétiques de production des fractions 0-2 μm et 2-20 μm . Dans une deuxième expérience, le sol a été fractionné en 8 classes granulométriques. La masse et la teneur en C de ces fractions ont été déterminées.

Le protocole utilisé pour les études cinétiques est le suivant :

- 50 g de sol séché à l'air ont été immergés dans 100 ml d'eau, avec 10 billes de verre d'un diamètre de 1 cm ;
- agitation horizontale pendant 2, 4, 8, 16, 24 et 48 h ;
- prélèvements à la pipette Robinson des fractions 0- 20 μm et 0-2 μm .

Les masses et les teneurs en carbone des fractions 0 - 2 μm et 2 - 50 μm obtenues en fonction du temps d'agitation sont reportées sur la figures 10 et 11. On remarque, qu'aux erreurs expérimentales près, les masses de fractions ne varient plus au bout de 8 heures d'agitation avec vraisemblablement un phénomène d'abrasion pour les temps d'agitation plus longs. En ce qui concerne les teneurs en carbone de la fraction 2 - 50 μm , on observe que les teneurs sont stables à partir de 4 h d'agitation. Par contre, pour la fraction 0 - 2 μm , on observe également un enrichissement progressif en carbone jusqu'à 24 h d'agitation.

Figure 10. Masses des fractions 0 - 2 et 2 - 50 μm en fonction du temps d'agitation de sol B_{100} .

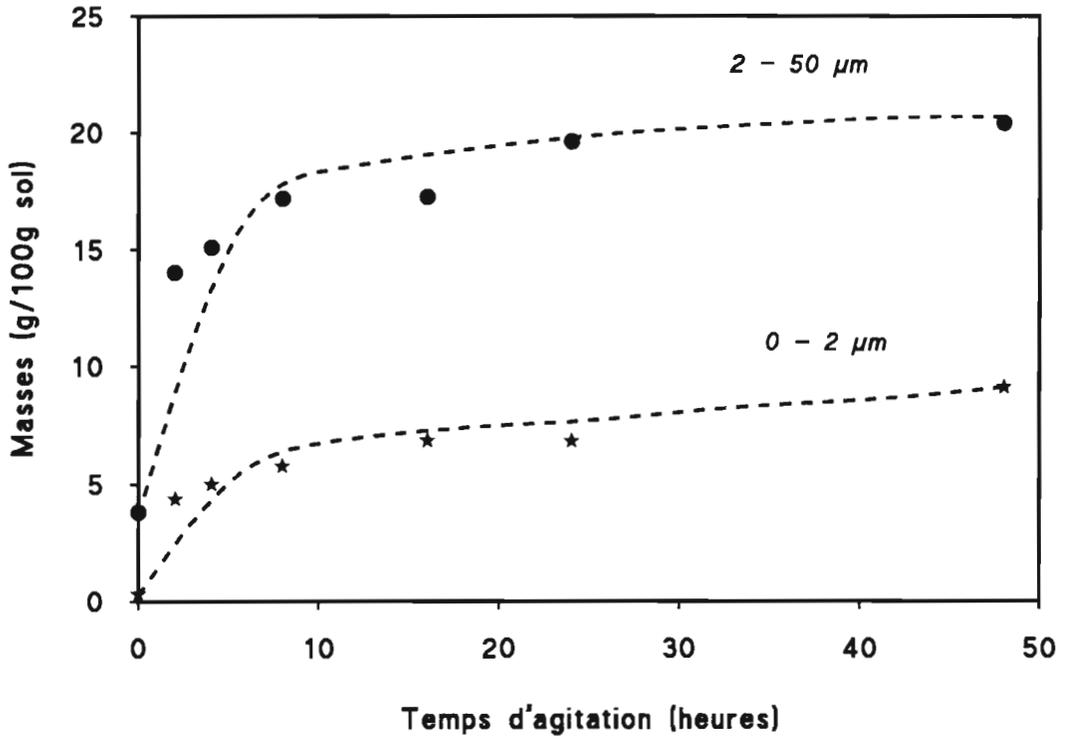
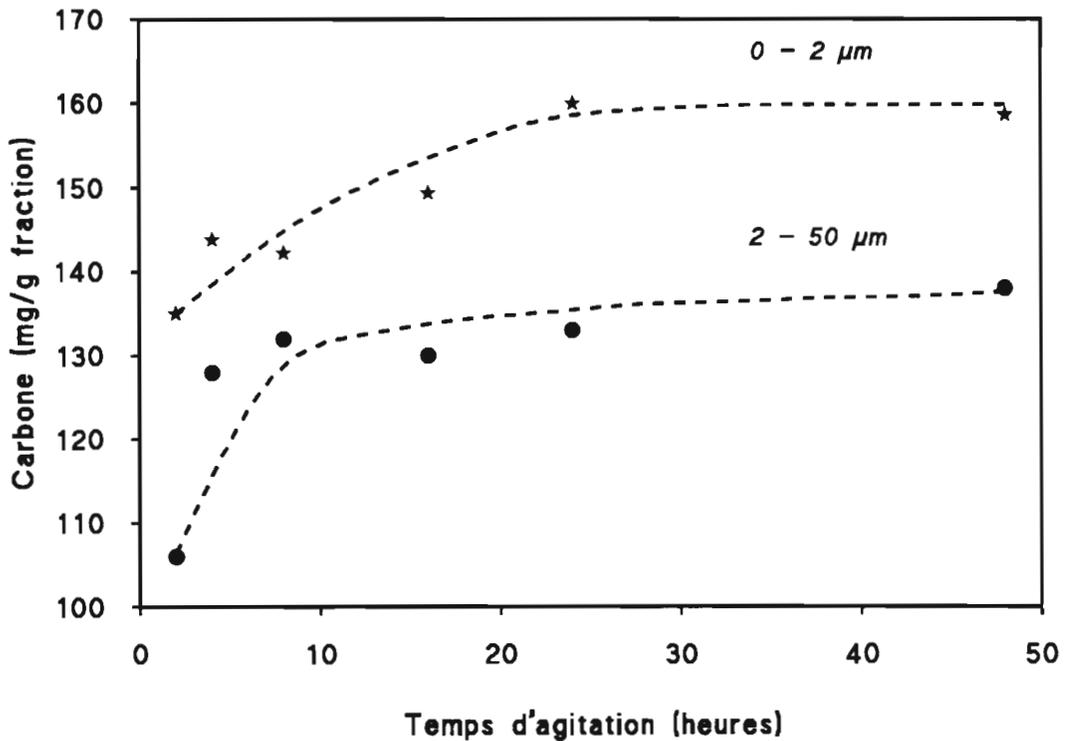


Figure 11. Carbone des fractions 0 - 2 et 2 - 50 μm en fonction du temps d'agitation de sol B_{100} .



1.2. REPARTITION GRANULOMETRIQUE DU CARBONE

Pour réaliser l'étude de la répartition granulométrique du carbone sur les parcelles recevant 100 tonnes de boues tous les deux ans, on a choisi un temps d'agitation de 24 heures. Pour les parcelles témoin et compost, on a réduit le temps d'agitation à deux heures. Les résultats obtenus sont reportés dans le tableau XIX.

Une étude comparative des tableaux XVII, XVIII et XIX montre que :

- pour le traitement "Boues 100T", le fractionnement aux ultrasons ne produit que 6 à 10 % de la masse de la fraction 0 - 2 μm obtenue par la méthode de fractionnement par agitation du sol pendant 24 h avec des billes de verre. Pour les fractions 2 - 20 μm et 20 - 50 μm , le fractionnement avec les billes de verre conduit à doubler globalement la masse de la fraction comparée à celle obtenue par la méthode aux ultrasons. Un examen plus détaillé des données montre que c'est surtout la masse de la fraction 2 - 20 qui est modifiée ; pour les traitements "témoin et compost", on retrouve environ 60 % en masse de la fraction 0 - 2 μm .
- les distributions obtenues en C des fractions (% du C. total) permet de montrer qu'une amélioration de la dispersion du sol conduit à un fort enrichissement du contenu en C dans les fractions 0 - 2 μm au détriment des fractions supérieures à 50 μm pour les traitements T et C₀; pour B₁₀₀, l'enrichissement concerne aussi la fraction 2 - 50 μm .

On constate également que pour B₁₀₀, la concentration en C (mg / g fraction) des fractions 0 - 2 μm est légèrement augmentée (13 %), ce qui signifie que les fractions obtenues par un fractionnement incomplet sont qualitativement représentatives. Comme l'accumulation de matière organique s'accompagne de la formation d'agrégats millimétriques contenant les particules les plus fines, on peut admettre que l'on disloquera presque instantanément les assemblages les moins riches en matière organique lors d'un fractionnement incomplet.

Dans le cas des traitements "Témoin et compost", la teneur en carbone dans la fraction 2 - 50 μm varie peu avec l'intensité du fractionnement. On peut donc admettre que les valeurs observées sont représentatives de cette fraction, à savoir 56,4 et 57,8 %.

Avec ces données, il est alors possible de faire un bilan global de la répartition granulométrique de carbone dans le sol et d'analyser l'effet des différents traitements.

Tableau XIX -Répartition granulométrique du carbone dans les parcelles T, C₀ et B₁₀₀ obtenue par agitation avec des billes de verre.

Sol	Fraction (µm)	Masse (mg/g sol à 105 °C)	Concentration en C (mg/g fraction)	Quantité en C (mg/g sol)	C (% du C total)
T	0 - 2	27,10	123,20	3,34	20
	2 - 50	116,84	56,80	6,64	41
	50 - 2000	849,90	7,6	6,46	39
	humidité	6			
	Somme Sol N.F.*	999,84 1000		16,44 15,70	
C ₀	0 - 2	20,28	121,70	2,47	18
	2 - 50	108,62	59,30	6,44	47
	50 - 2000	865,72	5,60	4,85	35
	humidité	6			
	Somme Sol N.F.*	1000,62 1000		13,76 11,17	
B ₁₀₀	0 - 2	76,1	147,5	11,2	40
	2 - 50	182,5	60	10,9	39
	50 - 2000	739	6,7	5,0	21
	2 - 20	112,1	93	11,4	40
	20 - 50	70,4	9,3	0,65	2,3
	50 - 100	44,6	37	1,65	5,9
	100 - 200	68,3	17,7	1,2	4,3
	200 - 500	358,2	3,3	1,2	4,2
	500 - 1000	214,9	2,6	0,6	2
	1000 - 2000	53	6,2	0,3	1,2
	humidité	2,20			
	Somme Sol N.F.*	1007 1000		28,15 28,55	

(*) Sol N.F. = sol non fractionné

1.3. BILAN THEORIQUE DE LA REPARTITION GRANULOMETRIQUE DU CARBONE

Pour les différents traitements, il est possible de faire un bilan quantitatif approximatif du carbone dans les différentes fractions granulométriques. En prenant en compte les résultats de l'analyse mécanique et les teneurs en carbone trouvées par fractionnement avec les billes de verre, les quantités de carbone trouvées dans les trois fractions de la parcelle témoin seraient égales à :

$$\begin{aligned}
 Q_{0-2} &= 4,1 \times 123,2 &= 5,05 \text{ mg/g sol} &\text{ soit } 32 \% \text{ du Carbone total} \\
 Q_{2-50} &= 13 \times 56,8 &= 7,38 \text{ mg/g sol} &\text{ soit } 47 \% \text{ du Carbone total} \\
 Q_{>50} &= 1570 - (505 + 738) &= 3,27 \text{ mg/g sol} &\text{ soit } 21 \% \text{ du Carbone total}
 \end{aligned}$$

Un calcul analogue pour les parcelles composts et boues conduit à établir la distribution théorique du carbone des sols (tableau XIX bis).

Tableau XIX bis. Bilan théorique de la répartition granulométrique du carbone dans les parcelles C₀ et B₁₀₀. Bilan par rapport à la phase minérale.

Fraction	C ₀		B ₁₀₀	
	(mg /g sol)	(% du C. total)	(mg/g sol)	(% du C. total)
Q _{0 - 2μm}	4,75	34	13,28	47
Q _{2 - 50μm}	5,93	43	10,08	35
Q _{>50μm}	3,08	22	5,03	18

Ainsi, l'apport de boues se manifeste par une augmentation significative de la teneur en carbone de toutes les fractions, notamment la fraction argileuse ($\Delta Q_c \approx 160\%$) et la fraction limonneuse ($\Delta Q_c \approx 40\%$).

On a reporté les quantités de carbone exprimées soit en valeur absolue (g/100g de sol), soit en valeur relative (g/100g de carbone) trouvées dans chaque fraction en fonction des traitements (figures 12 et 13).

Figure 12. Bilan théorique du carbone granulométrique en fonction des traitements boues (B100), compost (C 0) et témoin (T).

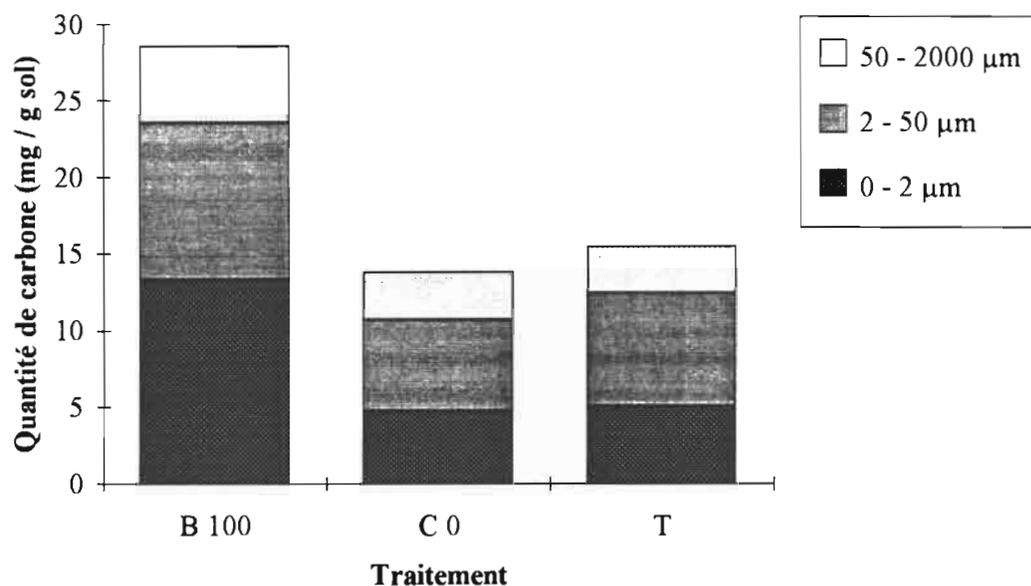
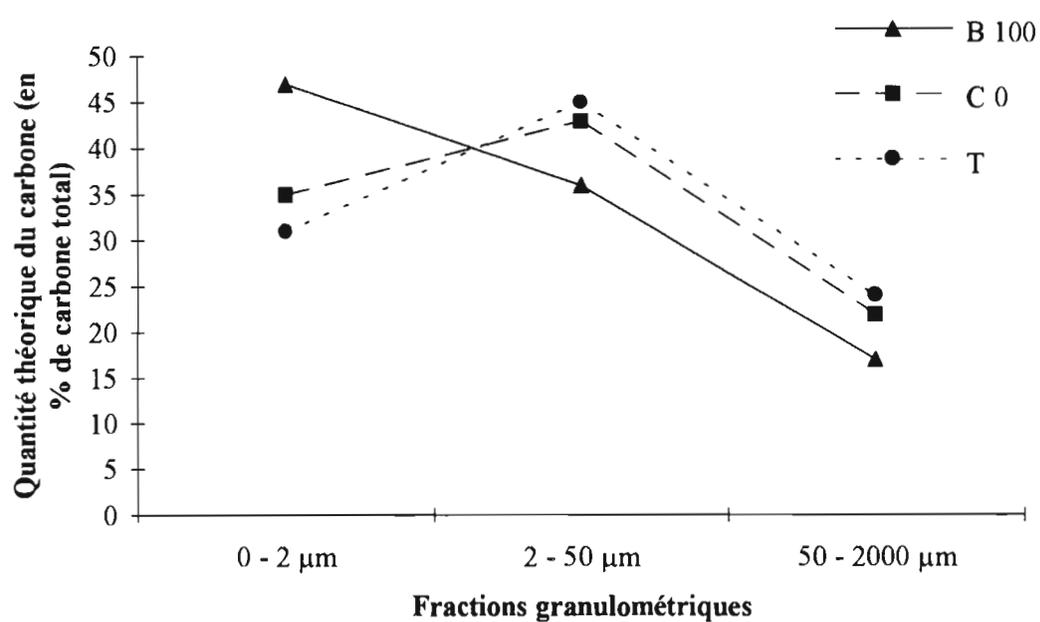


Figure 13. Distribution relative des quantités du carbone théoriques calculées pour les fractions granulométriques des parcelles T, C0 et B100.



Si on prend en compte la teneur en matière organique des fractions granulométriques et l'expression des résultats de l'analyse mécanique par rapport au sol, la masse pondérale des fractions obtenues sans destruction de la matière organique serait pour la parcelle T par exemple de 4,9 g pour la fraction 0 - 2 μm et 14 g pour la fraction 2 - 50 μm , etc. Comme précédemment, on peut calculer une distribution théorique du carbone des sols (tableau XIX ter).

Tableau XIX ter. Bilan théorique de la répartition granulométrique du carbone dans les parcelles T, C₀ et B₁₀₀. Bilan par rapport à la phase minérale et la phase organique.

Fraction	T		C ₀		B ₁₀₀	
	(mg / g sol)	(% du C. total)	(mg / g sol)	(% du C. total)	(mg / g sol)	(% du C. total)
Q _{0 - 2μm}	6,08	39	5,72	42	16,23	57
Q _{2 - 50μm}	7,97	51	6,46	47	10,62	37
Q _{>50μm}	1,21	10	1,58	11	1,70	6

On constate que par rapport au mode de calcul précédent, ce dernier mode surestime la quantité du carbone associé aux fractions argileuses. Pour tous les traitements, elle est augmentée de plus de 20 % au détriment de celle contenue dans les fractions sableuses.

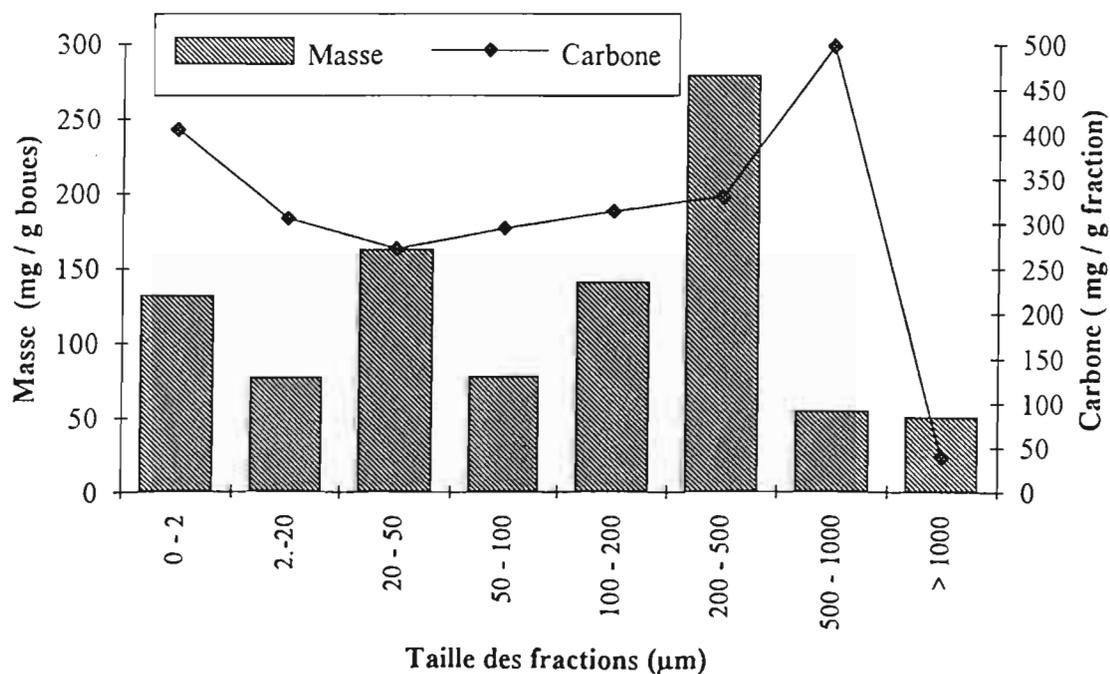
1.4. REPARTITION GRANULOMETRIQUE DU CARBONE DANS LES BOUES

Dans le tableau XX, on a reporté les masses et les teneurs en carbone des fractions obtenues par traitement avec ultrasons sur des boues fraîches. Ces résultats sont représentés sur la figure 14.

Tableau XX. Répartition du carbone dans les fractions granulométriques des boues.

Fraction (μm)	Masse (mg/g boues à 105 °C)	Concentration en C (mg/g fraction)	Quantité en C (mg/g boues)	C (% du C total)
0 - 2	132,66	406,0	53,9	16,7
2 - 20	77,47	306,3	23,7	7,2
20 - 50	162,5	271,6	44,1	13,4
50 - 100	78,26	295,1	23,1	7
100 - 200	141,2	313,4	44,3	13,5
200 - 500	279,39	329,5	92,1	27,4
500 - 1000	55,61	497,6	27,7	8,2
1000 - 2000	51,17	39,66	20,3	6
Somme			329,2	
Boues non fractionnées			309,6	

Figure 14. Masses et teneurs en carbone des fractions granulométriques des boues.



On observe que toutes les fractions granulométriques sont représentées avec toutefois une prédominance pour la fraction 200 - 500 μm . De même, les fractions 500 - 1000 μm et 0 - 2 μm sont relativement beaucoup plus riches en carbone, 497 ‰ et 406 ‰. Les autres fractions ont une teneur en carbone sensiblement constante, exceptée la fraction 1000 - 2000 μm qui est très pauvre en carbone. En ce qui concerne la répartition du carbone, c'est aussi la fraction 200 - 500 μm qui est prédominante (28 %), suivie de la fraction fine 0 - 2 μm (17 %).

Il est difficile de comparer la répartition granulométrique du carbone contenu dans les boues à celle des sols, car on ne connaît ni le fractionnement mécanique des boues, ni si elles contiennent des argiles. Toutefois, avec le sol, on a observé que 80 % du carbone sont contenus dans les fractions argileuses et limoneuses. Dans le cas des boues, on note que seulement 25 % du carbone total sont contenus dans ces fractions fines.

1.5. CONCLUSION

Dans cette partie, le fractionnement granulométrique avec agitation prolongée en présence de billes de verre augmente considérablement le rendement en masse des fractions 0 - 2 μm comparé au fractionnement granulométrique de sols par ultrasons. Toutefois, les concentrations en carbone de ces fractions ne sont pas profondément modifiées. En conséquence, les fractions 0 - 2 μm obtenues après sonification, sur lesquelles les mesures de l'énergie de surface ont été réalisées, sont qualitativement représentatives.

On a également mis en évidence que l'augmentation de la teneur en matière organique des parcelles recevant des boues (100t) se traduit par un enrichissement en carbone de la fraction argileuse au détriment des fractions sableuses. La quantité de carbone contenue dans la fraction 0 - 2 μm représente 40 % du carbone total contre 20 % dans le cas de sol témoin. Bien que l'on connaisse pas la répartition granulométrique du sol témoin sous culture de pommes de terres (T_0), les apports de composts ne modifient pas la répartition granulométrique du carbone dans le sol (comparaison entre C_0 et T). De plus, les concentrations en carbone des fractions granulométriques dans les deux sols sont presque identiques.

2. CARACTERISTIQUES DES ACIDES HUMIQUES ET FULVIQUES

Les acides humiques constituent avec les acides fulviques une part quantitativement importante de la matière organique du sol. La connaissance de la composition chimique et structurale (aliphatique et aromatique) des substances humiques est nécessaire non seulement pour expliquer leur formation et leur origine (Stevenson, 1982), mais aussi pour fournir des indices sur leur réactivité potentielle avec les composés organiques à caractère hydrophobe (Novak et al., 1992) tels que les lipides.

Dans cette partie, il s'agit de vérifier si les acides humiques sont différenciés et présentent des caractéristiques spécifiques des traitements organiques (rapport C/N, extractibilité, spectre infrarouge). L'extractibilité des acides fulviques a été également étudiée.

2.1. CARACTERISTIQUES BIOCHIMIQUES

Les différentes caractéristiques biochimiques des acides humiques extraits des sols et des déchets sont regroupées dans le tableau XXI et XXIbis).

Teneur en carbone et en azote des acides humiques

Les acides humiques extraits des boues et des composts sont plus riches en carbone et surtout en azote que ceux extraits des sols témoins. Par conséquent, le rapport C/N est plus faible dans le cas de déchets urbains que dans le cas de sols témoin.

Dans le dispositif "maïs", le contenu en carbone des acides humiques extraits est comparable dans les parcelles témoin et dans les parcelles amendées. Par contre, le contenu en azote dans le cas des parcelles amendées est augmenté. De ce fait, le rapport C/N est fortement diminué. Dans le dispositif "pommes de terre", les apports des boues ou de composts (10t/ha/2ans) n'influencent pas le rapport C/N des sols.

Extractibilité des acides humiques et fulviques

On a défini l'extractibilité comme étant le rapport entre la quantité de carbone solubilisée sous forme d'acides humiques ou fulviques et la quantité de carbone total contenu dans le sol. La proportion de carbone insoluble ou humine est donc égale au carbone total moins le carbone extrait sous forme d'acides humiques et fulviques.

Tableau XXI. Valeurs moyennes du taux d'extraction et des teneurs en carbone et en azote total des acides humiques de sol et de déchets urbains.

Extraction avec NaOH, 0,1N sous N₂.

Matériau	Carbone total de sol (%)	Acides humiques			C/N
		Extractibilité ----- % -----	Carbone ----- % -----	Azote	
Déchets urbains					
Boues	28,61	33,31	62,28	5,48	11,4 c
Compost	13,42	10,95	54,05	5,85	9,2 d

Dispositif "pommes de terre"					
Parcelles T ₀	1,18 c	19,79 b	50,83 a	3,57 cd	14,30 ab
Parcelles C ₀	1,27 bc	15,45 c	51,12 a	3,72 c	13,75 b
Parcelles B ₀	1,52 b	20,71 b	50,80 a	3,78 c	13,43 b

Dispositif "maïs"					
Parcelles T	1,36 bc	24,75 a	50,17 a	3,37 d	14,87 a
Parcelles B ₁₀	1,40 bc	16,56 c	49,00 ab	4,12 b	11,90 c
Parcelles B ₁₀₀	3,03 a	17,11 c	48,07 b	4,82 a	9,97 d

Dispositif maïs : (Gomez et al., 1984)					
Parcelles T	1,51	16	50,00		
Parcelles B ₁₀	1,52	11,4	49,80		
Parcelles B ₁₀₀	2,22	11,2	51,60		

Pour chaque colonne, les valeurs portant une lettre commune ne sont pas significativement différentes (P ≤ 0,05).

Tableau XXIbis. Taux d'extraction des acides humiques (AH) et fulviques (AF).
Extraction avec NaOH, 0,5N.

Dispositif	Carbone de sol %	Taux d'extraction			Répartition du carbone dans l'extrait sodique	
		(C.sodique) (C.sol) %	(C.AH) (C.sol) %	(C.AF) (C.sol) %	C.AH %	C.AF %
Pommes de terre						
T ₀	1,19 <i>b</i>	33,11 <i>a</i>	17,35 <i>b</i>	15,87 <i>a</i>	52,25 <i>b</i>	47,75 <i>a</i>
B	1,45 <i>a</i>	31,34 <i>a</i>	20,60 <i>a</i>	10,77 <i>b</i>	65,75 <i>a</i>	34,25 <i>b</i>
C ₀	1,42 <i>a</i>	24,42 <i>b</i>	13,34 <i>c</i>	11,07 <i>b</i>	54,75 <i>b</i>	45,25 <i>a</i>
Mais						
T	1,39 <i>b</i>	31,84 <i>a</i>	22,26 <i>a</i>	9,57 <i>a</i>	69,80 <i>a</i>	30,20 <i>a</i>
B ₁₀	1,56 <i>b</i>	25,99 <i>b</i>	17,12 <i>b</i>	8,85 <i>a</i>	66,60 <i>a</i>	33,40 <i>a</i>
B ₁₀₀	3,02 <i>a</i>	25,79 <i>b</i>	15,54 <i>b</i>	10,26 <i>a</i>	60,40 <i>a</i>	39,60 <i>a</i>

Pour chaque dispositif et dans la même colonne, les valeurs portant une lettre commune ne sont pas significatives ($P \leq 0,05$).

Sur le tableau XXI, on constate que l'extractibilité du carbone sous forme d'acides humiques se classe dans l'ordre :

boues > sols > composts

La comparaison des sols témoins (T et T₀) montre que la proportion de carbone extrait sous forme d'acides humiques (AH) sous culture de pommes de terre est plus faible que sous culture de maïs (tableau XXI). En revanche c'est l'inverse pour les acides fulviques (tableau XXIbis). De ce fait, le taux d'extraction des composés humiques (AH +AF) est presque identique dans les deux cas, 33 % contre 32%. La répartition du carbone dans l'extrait sodique indique que sous culture de pommes de terre, les AF sont autant extractibles que les AH. En revanche sous culture de maïs, 70 % du carbone extrait est sous forme de AH. Il est difficile d'expliquer ces différences uniquement par le type de culture, car dans le cas de dispositif "maïs", les parcelles reçoivent en plus des apports d'azote minéral (200 kg de N /ha).

Dans le dispositif "pommes de terre", l'apport de 10 t des boues tous les deux ans

n'influence pas l'extractibilité des composés humiques (AH + AF) de sol. Rappelons que ces parcelles reçoivent au total 124 tonnes des boues ; ce qui est relativement plus faible que sur le dispositif "maïs" (180 tonnes apportés sur les parcelles B₁₀ maïs). On observe quand même que les apports des boues augmentent la proportion de carbone soluble sous forme de AH et diminue celle de AF. Dans les parcelles recevant des composts, on observe une insolubilisation des composés humiques (AH + AF) comparée à celle mesurée sur les parcelles témoin, de l'ordre de 26 %. La diminution de l'extractibilité porte à la fois sur les AH et les AF.

Dans le dispositif maïs, la diminution de l'extractibilité du carbone sous forme de AH dans les parcelles boues (10 et 100t) varie, selon le protocole d'extraction, de 27 à 32 %. Cette observation a été comparée aux résultats obtenus antérieurement par Gomez et al. (1984). Ces auteurs avaient déjà observé une diminution de l'extractibilité des AH par rapport aux parcelles témoin d'environ 30 % par suite des apports de boues (tableau XXI).

Sur les figures 15 a et b, on a présenté en fonction des dispositifs étudiés les effets des boues sur l'extractibilité des composés humiques. On retiendra que :

- sous culture de pommes de terre, on note une diminution significative de l'extractibilité de la matière organique sous forme de AF. Inversement, on ne note pas de variation significative sur la proportion AH + AF ;
- sous culture de maïs, l'extractibilité des AF n'a pas été modifiée. Par contre, l'extractibilité des AH est considérablement réduite. Compte tenu de la faible quantité de AF trouvés, cette diminution a entraîné une diminution globale et significative de l'extractibilité de AH + AF.

2.2. CARACTERISTIQUES SPECTROSCOPIQUES DES ACIDES HUMIQUES

Les spectres infrarouges des acides humiques extraits des boues, des composts et des sols sont rassemblés sur la figure 16. La signification des bandes d'absorption infrarouge extraites de la publication de Deiana et al. (1990), sont rassemblées dans le tableau XXII.

Compte-tenu du mode d'obtention des spectres, la forte absorption observée vers 3300 cm⁻¹ et 1630 cm⁻¹ est due à l'eau contenue dans les pastilles de KBr. Pour tous les spectres, en particulier pour les boues et les composts, on note une forte absorption due aux vibrations de valence des radicaux CH₂ et CH₃ (2950 - 2840 cm⁻¹). Il en est de même pour l'absorption à 1720 cm⁻¹ correspondant aux vibrations de valence des fonctions carboxyles.

Figure 15. Carbone des composés humiques exprimé en pour cent du carbone total. (a) : Dispositif "pommes de terre" ; (b) : Dispositif "maïs".

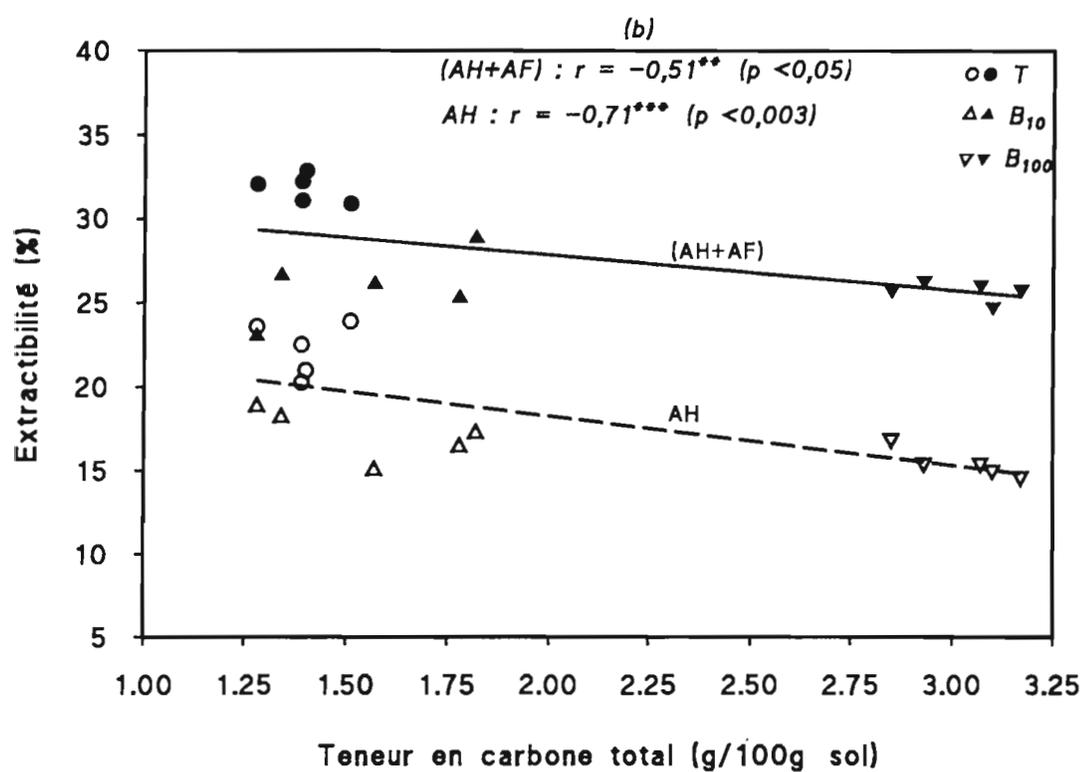
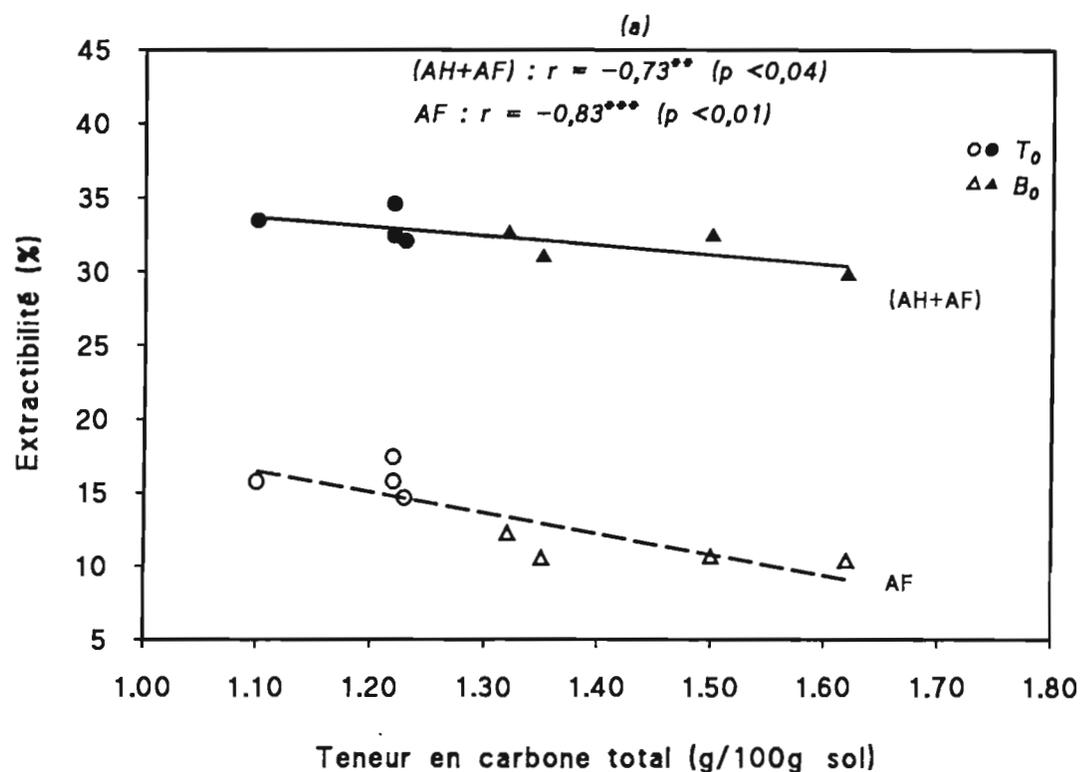


Figure 16. Spectre d'absorption dans l'infrarouge d'acides humiques extraits de boues de station d'épuration, de compost urbain et de sols.

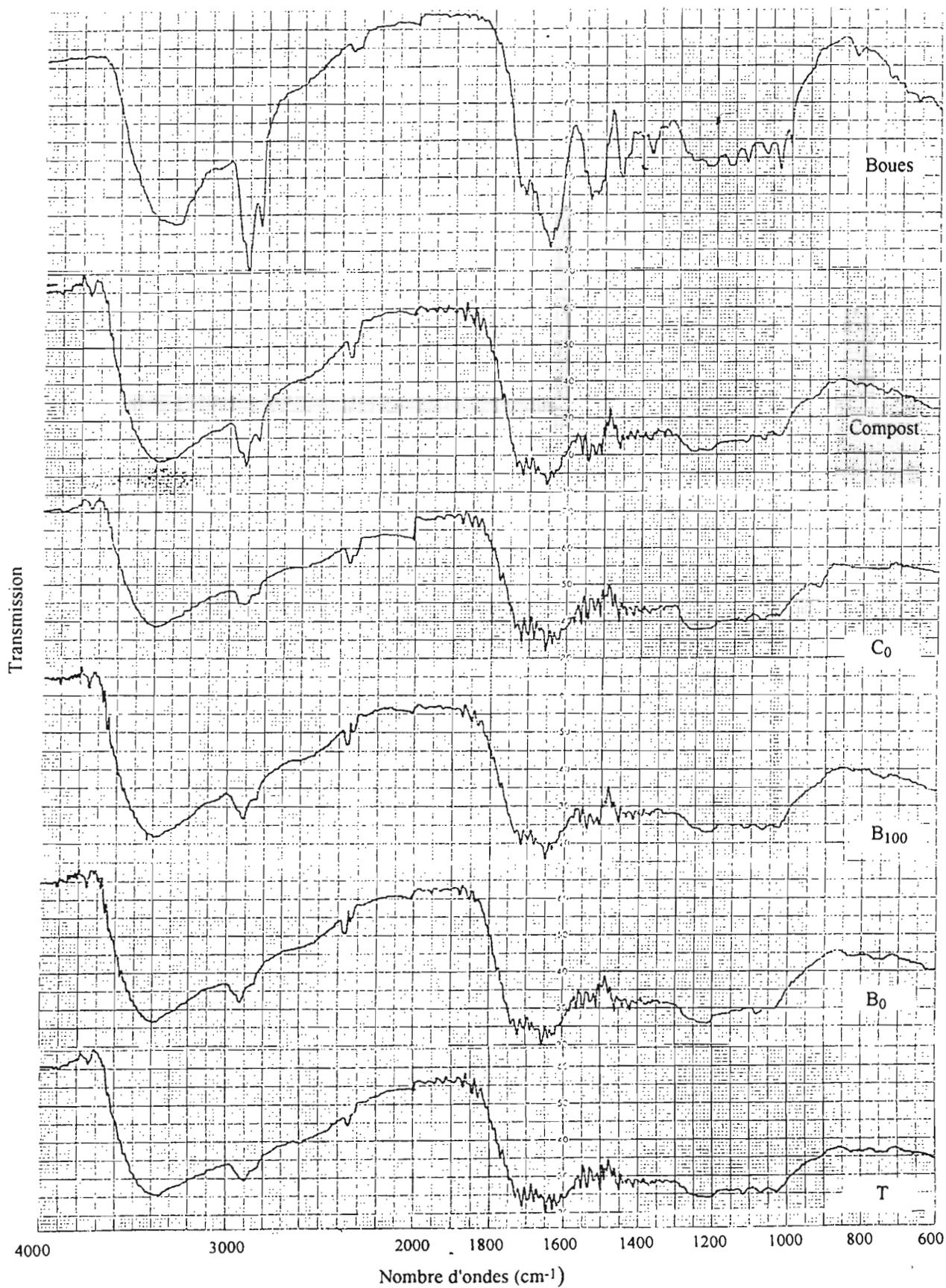


Tableau XXII. Bandes d'absorption des substances humiques dans l'infrarouge (extrait de Deiana et al., 1990).

Nombre d'ondes (cm ⁻¹)	group fonctionnel
3300 - 3400	Vibration de valence O–H ; N–H
3075 - 3080	Vibration de valence C–H aromatique
2960 - 2853	Vibration de valence C–H aliphatique
2600 - 2400	Vibration O–H des liaisons hydrogène
1727 - 1720	Vibration de valence C=O
1657 - 1539	Vibration de valence C=C amides et composés aromatiques
1460 - 1384	Vibration de déformation angulaire C–H aliphatique
1260 - 1220	Vibration de C–OH aromatique et de C–O–C des éthers et esters
1040	Alcools et carbohydrates
800 - 817	Liaisons de substitution aromatique et squelettes silicatés

Pour les boues et dans une moindre mesure pour les composts, on observe une absorption vers 1520 cm⁻¹ attribuable aux vibrations de valence des fonctions amides. Pour les acides humiques extraits des sols, les bandes d'absorption spécifiques sont absentes ou très mal résolues.

Les observations sont identiques à celle observées par Boyd et Sommers (1990) qui notent que les acides humiques des boues contiennent une portion abondante de composés protéiques et aliphatiques comme les acides gras et les cires. De même, Gonzales-Villa et Martin (1985) notent que les acides humiques extraits des composts urbains contiennent principalement du carbone aliphatique.

2.3. CONCLUSION

Les analyses chimiques et l'absorption dans l'infrarouge indiquent que la richesse en carbone des acides humiques extraits des boues (62,3 %) et des composts (54 %) pourrait être attribuée à l'abondance des polysaccharides et des composés aliphatiques comme le montre le spectre IR "boues" et dans une moindre mesure le spectre IR "compost". La forte teneur en azote des acides humiques de boues (5,5 %) est probablement due aux produits de décomposition des protéines associés. Contrairement à la teneur en azote de la matière sèche des composts (0,76 %), les acides humiques de ceux derniers sont très riches en azote et le rapport C/N est très faible, de l'ordre de 9.

Les résultats obtenus sur les dispositifs étudiés, montrent qu'il n'y a pas d'effets à long terme des apports des boues ou des composts sur la teneur en carbone des acides humiques extraits des sols. Par contre, la nature azotée (rapport C/N) des acides humiques est d'autant plus marquée que les doses apportées de déchets sont importantes. Les propriétés d'absorption dans l'infrarouge des acides humiques de sols n'ont pas été modifiées, bien que plusieurs auteurs aient signalé que les apports des boues modifient les caractéristiques biochimiques des substances humiques de sols en augmentant leur caractère aliphatique (Preston et al., 1987 ; Boyd et al., 1980). Ceci peut être dû à la mauvaise performance de la méthode et de l'appareillage utilisés dans notre étude.

Les apports de composts se traduisent par une diminution de 26 % de l'extractibilité des acides humiques et fulviques de sols. Ceci pourrait être en relation avec la faible extractibilité des composés humiques des composts. L'extractibilité des acides humiques et fulviques de sols traités par les boues (à raison de 10t tous les ans ou 100t tous les deux ans) a aussi fortement diminuée. Toutefois, sous culture de pommes de terre la diminution de l'extractibilité des composés humiques n'est pas significative. Rappelons que dans ce cas, la quantité cumulée de la matière sèche des boues apportées au terme de l'expérience (16 ans) est plus faible.

3. CARACTERISATION DES LIPIDES

Dans les chapitres précédents, on a mis en évidence que l'apport des boues et des composts augmente la teneur en matière organique et diminue en même temps l'extractibilité des composés humiques (AH et AF). Il a été également montré que l'apport de boues (100t) enrichit la fraction argileuse en carbone et augmentent l'hydrophobicité en diminuant la mouillabilité de sol. Par ailleurs, on sait que les boues sont considérées comme riches en lipides et que ces constituants sont considérés comme hydrophobes.

Dans cette partie, il s'agit de préciser si la stabilisation de la matière organique et la modification de l'hydrophobicité sont induites par une accumulation des lipides dans les sols recevant des boues. On caractérisera les lipides (teneurs, répartition granulométrique, nature, dégradation) en fonction des traitements organiques.

3.1. RAPPELS BIBLIOGRAPHIQUES SUR LES LIPIDES DES SOLS.

Définition

Les lipides du sol sont généralement définis comme des composés organiques insolubles dans l'eau et extractibles par des solvants organiques (par exemple : chloroforme, hexane, benzène, méthanol, etc.) ou mélange de ces solvants. Ainsi, ils représentent un groupe analytique à caractère hydrophobe mais à structure très diverse allant des composés relativement simples tels que les acides gras à des substances plus complexes telles que les hydrocarbures polynucléaires ou la chlorophylle.

La plus grande partie des lipides de sol (cires, corps gras et résines) appartient aux différentes familles suivantes : hydrocarbures, alcools, cétones, acides, ester d'acides et d'alcools longs, glycérides. Il s'agit donc d'un mélange de molécules extrêmement diverses à la fois par leurs structures et par leurs groupements fonctionnels. Toutefois, on peut regrouper les lipides sous deux grands types de structures : aliphatiques et polycycliques. Les composés aliphatiques linéaires quelquefois ramifiés sont nettement dominants dans le sol (Schnitzer et al., 1986 et 1988 ; Schnitzer et Preston, 1986), parmi lesquels seuls les hydrocarbures (alcanes) présentent presque 10 % des lipides des sols (Mouçawi et al., 1981).

Taux des lipides

Les études quantitatives sur les lipides du sol montrent que ceux-ci varient sur une grande échelle essentiellement en fonction des types de sol et de végétation (Tableau XXIII). Fridland (1982) rassemble les données relatives à 240 échantillons, correspondant à 35 types de sols différents. Pour les horizons superficiels, les poids de lipides sont compris entre 0,06 et 1,40 g/100 de sol sec (valeurs extrêmes). Pour les sols de la région tempérée, ces valeurs passent progressivement de 0,6 % dans la Toundra du nord à 0,07 % dans les sols gris bruns du sud.

Tableau XXIII. Répartition des lipides dans les sols et la matière organique

Sol	Lipides		Référence
	(% de sol sec)	(% de la matière organique)	
35 types de sols Soviétiques	0,06 à 1,4		Fridland, 1982
Sols de la région de Pise (Italie)	0,048 à 0,17	1 à 3,8	

Sols bruns lessivés	0,04 à 0,2	3,6 à 4,6	Jambu et al., 1978; Mouçawi, 1981
Sols bruns calciques	0,09 à 0,17	4,1 à 5,2	
Sols lessivés	0,05 à 0,14	3,9 à 7,1	
Tourbes eutrophes	0,8 à 2,6	2 à 4	
Tourbes oligotrophes	2 à 16	6 à 30	

Galoppini et Riffaldi (1969), cités par Fridland, trouvent également des valeurs comprises entre 0,048 et 0,17 g de lipides par 100 g de sol, pour des sols de la région de Pise. Jambu et al. (1978), sur des sols de France, trouvent des valeurs du même ordre (0,04 à 0,2 %) pour des sols bruns lessivés ou calciques. Les taux de lipides les plus faibles sont trouvés dans les sols cultivés alors que les taux les plus élevés sont trouvés sous forêt. Ces variations sont en relation avec la nature de la végétation : les graminées cultivées contiennent beaucoup moins de lipides que les feuilles ou les aiguilles des arbres forestiers (tableau XXIV).

Tableau XXIV. Teneur en lipides de divers végétaux (Coulibaly, 1984).

Espèce végétale	Taux de lipides (% de la matière sèche)
Aiguilles de pin	11,7 à 15,9
Feuilles de chêne sessile	5,3
Feuilles de châtaignier	4,2
Paille de maïs	2,0
Paille de blé	1,3

La teneur en lipides de la matière organique est inversement proportionnelle à l'activité biologique du sol, elle-même conditionnée par la température, l'humidité, la roche mère, etc.. : 10,8 % pour un sol podzolique ; 6,5 % pour un sol brun, (Fridland, 1982). D'une manière générale, le taux des lipides varie de 2 à 6 % de la matière organique dans les sols ayant un pH égal ou supérieur à 7 (Fustec- Mathon et al., 1985). Il peut aller jusqu'à plus de 30 % dans certains sols tourbeux (Jambu et al., 1978).

Principaux facteurs d'accumulation en lipides

En définitive, la proportion des lipides dans la matière organique dépend beaucoup des conditions de milieu : les sols les mieux pourvus en lipides sont généralement acides, hydromorphes ou ayant une activité biologique défavorisée. Les sols forestiers et les vieilles prairies en contiennent toujours nettement plus que les sols cultivés à pH neutre ou alcalin.

Un certain nombre de travaux expérimentaux ont permis de mettre en évidence l'influence, sur le taux des lipides, d'un certain nombre de facteurs tels que, l'acidité de sol, l'apports des engrais minéraux N, P, K, et Ca et les teneurs en fer ou en argile des sols :

- l'accumulation des lipides est étroitement liée à l'acidité de sol. Pour des sols organiques, la teneur en lipides augmente de 0,4 à 16 g / 100 g de sol quand le pH passe de 7,9 à 3,5 (Jambu et al., 1978) ;
- toute fertilisation minérale qui n'accentue pas l'acidité du sol accélère le "turnover" des lipides (Jambu et al., 1987 ; Ambles et al., 1990) ;
- la teneur en lipides des sols varie en raison inverse de la teneur en fer libre (Fustec et al., 1981) ;
- enfin l'addition d'argile tout comme la dessiccation du sol (Magnoux, 1982) est

accompagnée d'une diminution des taux de lipides libres en favorisant l'oxydation des lipides ; l'argile semble favoriser la diversité et l'activité microbienne d'une part et l'absorption de certains composés lipidiques (alcool, cétones et même hydrocarbures) d'autre part.

Origine et nature des lipides

Dans les profils pédologiques, les lipides se localisent essentiellement dans les horizons superficiels et ne semblent guère migrer (Andreyev et al., 1981 ; Stevenson, 1982 ; Ziegler, 1989). Ainsi, dans les podzols, ils sont presque absents des horizon B_h. Magnoux (1982) a cité que plus de 90 % des lipides du sol se trouvent dans les horizons A₀ et A₁. Comme la matière organique du sol, la distribution des lipides est en partie liée au fait que ce sont essentiellement des produits résiduels issus des végétaux (Jambu et al., 1978). Les plantes apportent surtout les lipides venant des tissus de protection (cuticules). Ce sont alors des composés à longue chaîne dont le nombre de carbone est supérieur à C₂₀. Mais les végétaux fournissent également des lipides cellulaires à chaîne courte, surtout en C₁₆ et C₁₈. Notons cependant qu'il y a toujours une contribution des micro-organismes et tous les autres groupes d'organismes vivants qui produisent les lipides pour leur propres fonctionnement métabolique ou protection superficielle tels que vers de terre, insectes, etc. Bien que ces organismes contiennent jusqu'à 10 % de lipides (Dinel et al. 1990), leur contribution reste modeste compte tenu de la faible proportion de la matière organique du sol qu'ils constituent.

Les études concernant la nature des lipides dans le sol sont quasi-inexistantes. En effet, pour comprendre les mécanismes d'action des lipides sur certaines propriétés des sols telles que la structure, mouillabilité, rétention en eau, stabilisation de la matière organique, etc., la nature et l'état dans lequel se trouvent les lipides ont autant d'importance que les teneurs quantitatives

L'extraction des lipides des sols (Wang et al., 1969) nous montre que ceux-ci se trouvent à l'état libre et associé à la matière minérale et humique (cf. protocole d'extraction). Les fractions libres et associées vont donner à peu près les mêmes familles de composés lipidiques avec, bien entendu, des variations quantitatives (Ntsikoussalabongui, 1983). D'après Coulibaly (1984), les lipides associés représenteraient de 17 à 47 % de lipides totaux.

Tous les composés lipidiques n'ont pas la même réactivité et en conséquence leurs actions sur les propriétés de sol sera différente. En procédant à plusieurs extractions avec différents solvants à polarité croissante sur une colonne de silice, Jambu et al., (1985 et 1987)

et Ambles et al., (1989, 1990, 1991 et 1993) distinguent :

- une fraction neutre et peu polaire ; elle est obtenue par élution à l'éther diéthylique puis au chloroforme, constituée essentiellement d'hydrocarbures, d'esters, de glycérides et d'alcools ;
- une fraction acide, plus polaire que la précédente, obtenue comme précédemment après neutralisation du support chromatographique par l'acide formique (4 % dans l'éther), constituée de monoacides gras et d'acides plus complexes, d'alcools et de cétones ;
- une fraction polaire éluee par une solution chloroformique de méthanol (10 %) ; cette fraction, mal connue, est probablement constituée de composés complexes plus polymérisés.

La proportion de ces différentes fractions dépend du type de solvant de l'extraction et du type de sol. Néanmoins, les données synthétisées au tableau XXV montrent qu'en général, la fraction polaire est dominante ; sauf dans le chernozem (sol peu évolué).

Tableau XXV. Distribution des lipides polaires et non-polaires dans les horizons de surface de différents types de sols. Données exprimées en pour cent des lipides totaux.

Sol	Horizon	Fraction polaire			Référence
		Fraction neutre	Fraction acide	Fraction polaire plus complexe	
Rendzine (plaine vendéenne)	A _p	38,6	49,01	12.2	
Sol lessivé dégradé	A ₁	29,6	56,4	14.0	Extrait de Coulibaly, 1984
Podzol (landes du Médoc)	A ₁	29,6	43,3	27.0	
Podzol (landes de Gascogne)	A ₁	19,2	54,4	26.4	

Glaeysol	A _b	48,2		51.8	Fridland, 1982 ; Dinel et al., 1990
Chernozem	A ₁	62,3		37.1	
Sol brun semi-désert		42,9		57.1	
Sol rouge		30		70	

Toutefois, Coulibaly (1984) et Diné et al., (1990) notent qu'en milieu anaérobie, la fraction neutre est toujours plus importante que la fraction acide. Il semblerait que les lipides polaires, qui sont les plus oxygénés, soient caractéristiques de la maturation de la matière organique et de sols évolués.

Rôle des lipides sur la structure du sol

C'est à la fraction polaire que plusieurs chercheurs attribuent l'action stabilisatrice des lipides sur les agrégats du sol en diminuant leur mouillabilité et en augmentant leur cohésion. La stabilisation semble être essentiellement un phénomène de surface suite à la formation d'un film de molécules orientées en surface (Coulibaly, 1984). Seules les molécules polaires, capables de s'organiser ainsi, ont des propriétés stabilisantes. Ces propriétés sont d'autant plus marquées que les molécules sont plus polaires et à plus longues chaînes carbonées, ce qui pourrait conduire à la formation de films protecteurs mieux organisés et à caractère hydrophobe plus marqué. Cette formation pourrait être à l'origine de la diminution de la mouillabilité par un phénomène de "Water Repellency". Ce phénomène est souvent observé dans beaucoup de sols sableux mondiaux et dans des sols incendiés ou après passage de feux (Debano et al., 1970 ; Watson et Lety, 1970 ; McGhie et Ponser, 1980 ; 1981 ; King, 1981 ; Giovannini et al., 1983 ; Giovannini et Lucchesi, 1983 et 1984 ; Mallik et Rahman, 1985 ; Ma'shum et Farmer, 1985 ; Ma'shum et al., 1988 ; Dekker et Jungerius, 1990).

Cependant, plusieurs auteurs ont démontré que les composés aliphatiques à longue chaîne constituent une partie importante des lipides associés au complexe argilo-humique (Blondeau et Kalinowski, 1986 ; Schnitzer et al, 1986 ; Schnitzer et Schulten, 1989 ; Schnitzer et Schuppli, 1989). Ces fractions hydrophobes contribuent également à la stabilité des agrégats dans l'eau (Capriel et al, 1990 ; Diné et al, 1991). Ceci a été expliqué par le fait qu'elles limitent les phénomènes d'explosion provoquée par les forces capillaires (Sullivan, 1990).

3.2. RESULTATS ET DISCUSSION

Dans cette partie, on déterminera les taux des lipides dans les déchets urbains et dans les sols. La composition chimique, la nature et le fractionnement granulométrique des lipides seront également étudiés en fonction des traitements organiques.

3.2.1. Teneurs en lipides des déchets organiques

Les teneurs en lipides libres des boues, du compost et de la paille de blé sont respectivement 11,3 ; 2,2 et 1,7 % de la matière sèche (tableau XXVI). Au regard des données bibliographiques (tableau XXIII et XXIV), la matière sèche des boues est comparable à celle des aiguilles de pin ou avec certaines tourbes oligotrophes ; la matière sèche du compost est semblable à celle de la paille de maïs ou à certaines tourbes eutrophes.

Compte tenu des teneurs en matière organique de ces déchets, les teneurs relatives en lipides (tableau XXVI) montrent que :

- le taux des lipides dans la matière organique est 2,5 fois plus élevé dans le cas des boues que dans le cas des composts ;
- la matière organique de la paille de blé est plus pauvre en lipides que celle du sol sableux.

Tableau XXVI. Valeurs moyennes des teneurs en lipides libres des déchets organiques

Type de déchet	Lipides libres en pour cent	
	de la matière sèche	de la matière organique
Boues de station d'épuration	11,3 ± 0,23	23
Compost d'ordures ménagères	2,2 ± 0,07	9
Paille de blé	1,7 ± 0,11	1,8

3.2.2. Composition élémentaire des lipides libres extraits des sols et des déchets

Les dosages élémentaires du carbone, de l'azote et de l'hydrogène contenus dans les lipides libres ont été réalisés à l'auto-analyseur élémentaire CHN LECO 600. Les teneurs, données en pourcentage, sont regroupées dans le tableau XXVII.

Tableau XXVII. Composition élémentaire des lipides libres de sol sableux et de déchets organiques. Chaque valeur est la moyenne de 3 à 6 répétitions.

Matériel	Eléments constituants (en % des lipides libres)*			
	C	N	H	O**
Sol :				
T ₀	69,84	0,46	9,14	20,56
B ₀	73,62	0,56	10,62	15,20
C ₀	71,34	0,51	9,89	18,27
Déchet :				
Boues	72,71	0,64	10,41	16,24
Compost	74,24	0,37	8,56	16,82
Paille de blé	72,34	0,34	9,64	17,27

* : l'analyse de variance pour chaque élément ne montre pas de différence significative sauf pour l'azote contenu dans les boues.

** : l'oxygène est calculé par différence.

Ces résultats indiquent que :

- les lipides libres sont essentiellement formés de carbone, d'oxygène et d'hydrogène et qu'ils ne contiennent que de traces d'azote. Les teneurs en carbone trouvées sont particulièrement élevées, en moyenne 71.7 % (figure 17) ;
- la composition élémentaire des lipides libres extraits du sol sont semblables à ceux trouvés dans les lipides libres de boues et de compost ou de paille de blé.

Ces valeurs obtenues à partir d'une extraction dans chloroforme sont du même ordre de grandeur que celles trouvées pour les lipides libres extraits d'un podzol par un mélange d'acétate d'éthyle-éther de pétrole (Jambu et al., 1978). Cependant, Bailly (1985) cite que la teneur en carbone des lipides varie en fonction du type de sol et du degré de polarité du solvant utilisé pour l'extraction. Fridland (1982) donne des teneurs en carbone des lipides variant de 50 à 80 % en fonction du solvant organique utilisé. Sciacovelli et al. (1977) ont également montré que le pourcentage de carbone des lipides peut passer de 67 à 81 % pour un même échantillon de sol, selon le mode d'extraction.

3.2.3. Teneurs en lipides des sols

Les résultats d'extraction des lipides totaux et libres des sols sont présentés dans le tableau XXVIII. Dans ces expériences, on a fait figurer un sol viticole de même composition granulométrique et situé près des dispositifs expérimentaux. De même, la teneur en lipides du sol limono-argileux provenant de Nîmes et utilisé dans les expériences d'incubation a été mesurée. Ce sont des valeurs moyennes de 3 répétitions par sol, hors essai, et de 2 répétitions par parcelle pour les sols des dispositifs "maïs" et "pommes de terre".

Tableau XXVIII. Valeurs moyennes des teneurs en lipides des sols

	nbre. de répétit.	Carbone total	Lipides**			Rapport (Lipides /Carbone)
			Totaux	Libres	Associés*	
----- g / 100 g sol sec -----						
Dispositif "pommes de terre"						
T ₀ (témoin)	8	1,20	0,074 <i>d</i>	0,047 <i>e</i>	0,027 <i>c</i>	0,06
C ₀ (compost 10t/ha/2ans)	8	1,40	0,095 <i>c</i>	0,063 <i>d</i>	0,032 <i>b</i>	0,07
B ₀ (boues 10t/ha/2ans)	8	1,50	0,119 <i>b</i>	0,080 <i>c</i>	0,039 <i>b</i>	0,08
Dispositif "maïs"						
T (témoin)	6	1,36	0,086 <i>cd</i>	0,069 <i>cd</i>	0,017 <i>d</i>	0,06
B ₁₀ (boues 10t/ha/an)	6	1,40	0,125 <i>b</i>	0,093 <i>b</i>	0,034 <i>b</i>	0,09
B ₁₀₀ (boues 100t/ha/2ans)	6	3,03	0,427 <i>a</i>	0,303 <i>a</i>	0,124 <i>a</i>	0,14
Sol sableux chaulé sous maïs	3	1,04	0,042 <i>e</i>	0,035 <i>f</i>	0,007 <i>e</i>	0,04
Sol sableux sous vigne	3	0,6	0,024 <i>f</i>	0,022 <i>g</i>	0,002 <i>e</i>	0,04
Sol limono-argileux	3	0,7	0,019 <i>f</i>	0,015 <i>g</i>	0,004 <i>e</i>	0,027

** Pour chaque colonne, les valeurs portant des lettres communes ne sont pas significatives au seuil de 95 %.

* Les lipides associés étant calculés par différence : Totaux - Libres.

3.2.3.1. Lipides totaux

Les plus faibles teneurs en lipides totaux ont été trouvés dans le sol limono-argileux et dans le sol sableux sous vigne. Ces teneurs, inférieures aux intervalles de variation des lipides souvent cités dans la littérature, ne montrent pas de différences significatives entre elles.

Les quantités des lipides totaux trouvés dans toutes les autres parcelles de sols sableux varient suivant les traitements de 0,042 à 0,427 g/100 g sol :

- la valeur trouvée pour le sol sableux chaulé (sous maïs) est relativement faible. Le chaulage favorise la décomposition de lipides (Jambu et al., 1987 ; Amblès et al., 1990) ;
- les valeurs correspondantes aux parcelles témoin (T_0 et T) et aux parcelles ayant reçu des doses modérées de boues ou de compost (10 t/ha tous les ans ou les 2 ans) s'échelonnent entre 0,074 et 0,125 g/100 g sol. Ces valeurs sont semblables à celles citées pour les sols gris bruns par Fridland (1982), ou encore par Jambu et al. (1978) pour le mull calcique ;
- les valeurs correspondantes aux parcelles ayant reçue des doses massives de boues (100 t/ha tous les 2 ans) sont particulièrement élevées. Elles sont du même ordre de grandeur que celles trouvées dans des sols de Toundra ou pour certains sols hydromorphes de type anmoor calcique (Jambu et al., 1978).

La comparaison entre les traitements des deux dispositifs expérimentaux montre que :

- les teneurs en lipides totaux des parcelles témoin (T_0 et T) sont du même ordre de grandeur ;
- ces teneurs ont tendance à augmenter dans le cas d'apport de compost urbain : dans les parcelles C_0 , il y a une accumulation significative par rapport aux parcelles T_0 et non significative par rapport aux parcelles T. Ceci pourrait s'expliquer par le fait que les pailles de maïs cultivé sur la parcelle T, contient autant des lipides que le compost ;
- les boues ont induit, indépendamment du type de culture, une accumulation significative en lipides. Ainsi, dans les parcelles boues portant des pommes de terre et les parcelles B_{10} cultivées en maïs, l'augmentation de la teneur en lipides est significative. Dans ce dernier cas, l'accumulation en lipides sur les parcelles B_{10} est d'autant plus remarquable que la teneur en carbone total du sol est identique à celle des parcelles témoin T.
- dans les parcelles B_{100} recevant 100 tonnes de boues, l'augmentation des teneurs en lipides est spectaculaire, les teneurs observées étant 5 fois plus importantes que dans les parcelles témoin.

3.2.3.2. Lipides libres et associés

Les quantités de lipides libres et associés obtenues pour les parcelles hors essais sont très faibles et ne permettent pas d'établir des effets éventuels de type de sol ou de culture sur les teneurs en lipides.

Dans les deux dispositifs, les teneurs en lipides associées aux parcelles traitées par les boues ou les composts sont du même ordre de grandeur mais significativement supérieures à celles des parcelles témoin. Pour les lipides libres, cette différence n'est significative que si les deux dispositifs sont pris séparément.

Pour toutes les parcelles étudiées, la droite de régression entre la teneur en lipides libres Y_l et en lipides totaux Y_T (figure 18) est :

$$Y_l = 0,70 Y_T$$

Les valeurs observées sur le dispositif se situent entre les valeurs extrêmes signalées dans la littérature (75 à 66 %).

L'accumulation des lipides dans un sol sableux dont la teneur en argile est très faible (<4 %) devrait se trouver essentiellement dans la matière organique. L'expression des quantités des lipides totaux en fonction des quantités de carbone (moyennes parcellaires : tableau XXVIII) fait ressortir que suivant le cas, le taux des lipides varie de 2,7 % pour le sol limoneux argileux jusqu'à 14,1 % pour le sol B₁₀₀. On constate également que l'augmentation de la teneur en carbone total dans un sol sableux est synonyme d'une accumulation en lipides ; mais avec des proportions différentes selon le type d'amendement organique ou de culture. Ainsi, à teneurs égales en carbone, le sol limono-argileux est plus pauvre en lipides que le sol sableux. L'apport de boues au sol sableux enrichit aussi significativement le carbone total en lipides, ceci est d'autant plus important que la dose est massive : les lipides augmentent de 6,2 à 14,1 % du carbone respectif des parcelles témoin et des parcelles avec boues (100t). La modification de la nature du carbone total a été également démontrée pour un sol limoneux (Hohla et al, 1978) : durant 6 ans d'apport de boues, la quantité de lipides passe de 1,7 à 11,9 % du carbone total, inversement, le carbone de carbohydrates décroît de 18 à 10 % du carbone total. Par contre, l'apport de composts ne modifie pas significativement la proportion de lipides contenus dans la matière organique du sol sableux, bien que les teneurs en lipides totaux et notamment associés aient été augmentées. Ce comportement différentiel de l'accumulation des lipides sera précisé au paragraphe suivant.

Figure 17. Relation entre la teneur en lipides libres et la teneur en lipides totaux de sols sableux

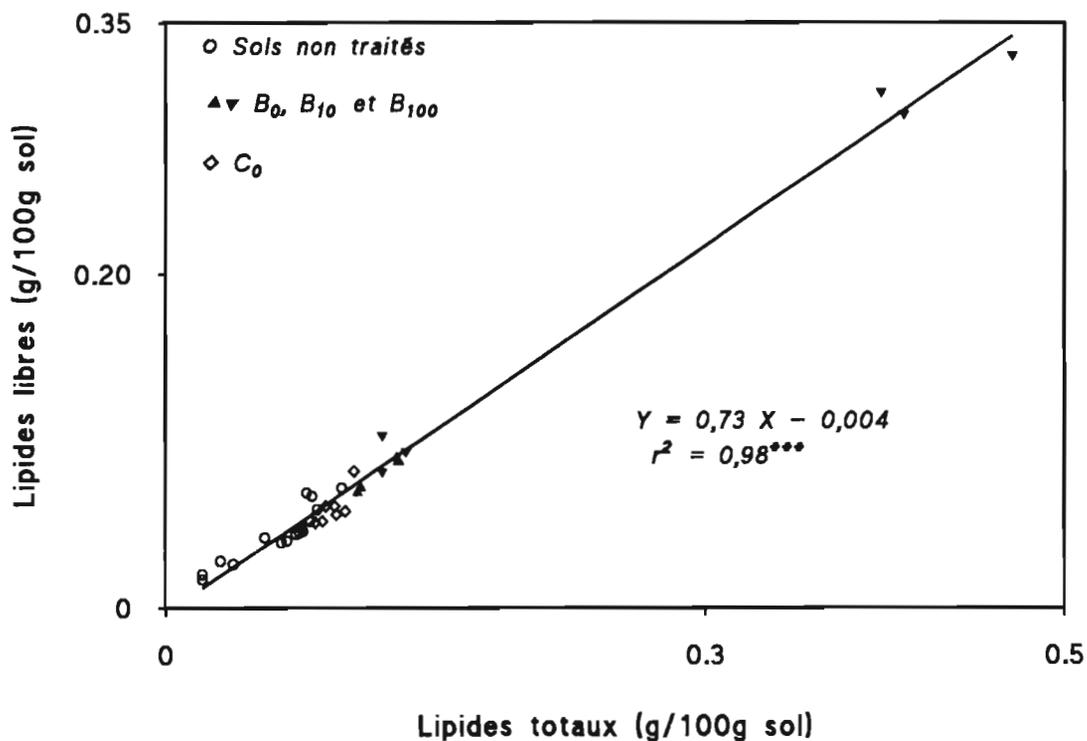
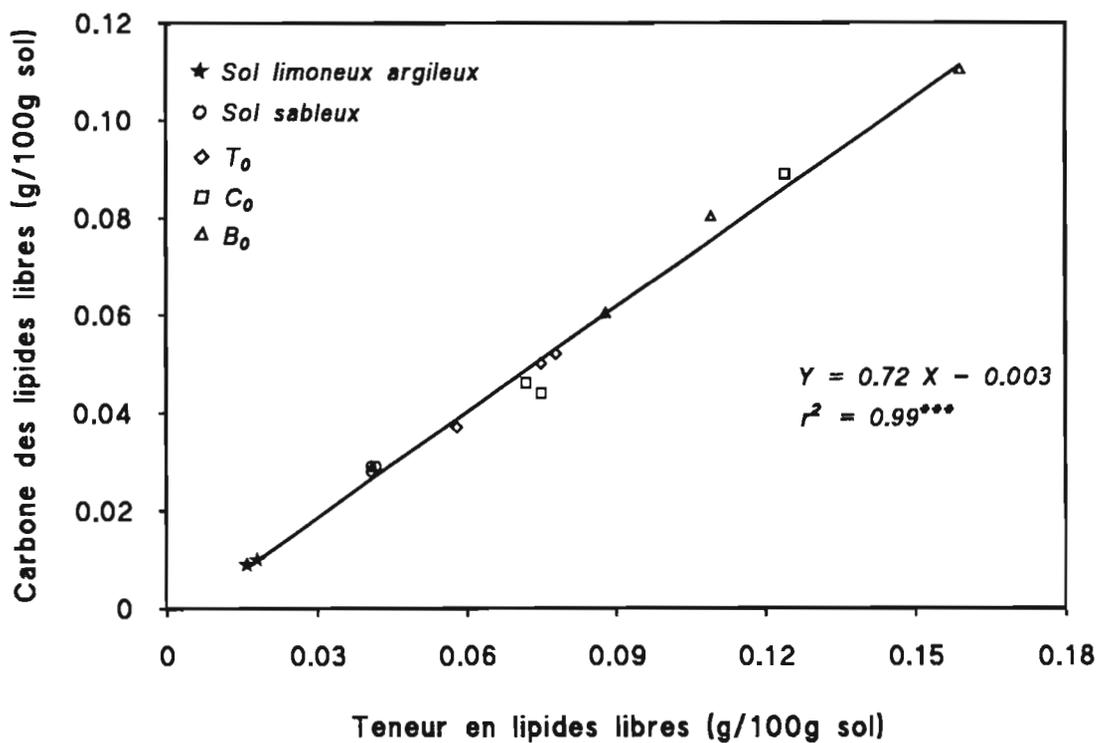


Figure 18. Le taux du carbone dans les lipides libres de sols étudiés.



3.2.4. Relations entre les teneurs en lipides et en carbone des sols

Quand on rapporte les valeurs des lipides totaux aux teneurs en carbone total pour toutes les parcelles étudiées sur sol sableux (figure 19a), on distingue deux ensembles de points se rapportant l'un aux parcelles témoin et aux parcelles recevant du compost, l'autre aux parcelles recevant de boues.

- Pour la première famille de points, la teneur en lipides totaux Y_T est à relier à la teneur en carbone du sol (C_T) par la relation :

$$Y_T = 0,09 C_T - 0,03$$

- Pour les parcelles recevant des boues de station, les teneurs en lipides totaux de la matière organique stabilisée exprimée en g/100 g de carbone sont liées par l'expression :

$$Y_T = 0,18 C_T - 0,14$$

Pour les lipides libres, on obtient les mêmes types de relations (figure 19b) puisqu'il existe une étroite corrélation entre les lipides libres et totaux (figure 18).

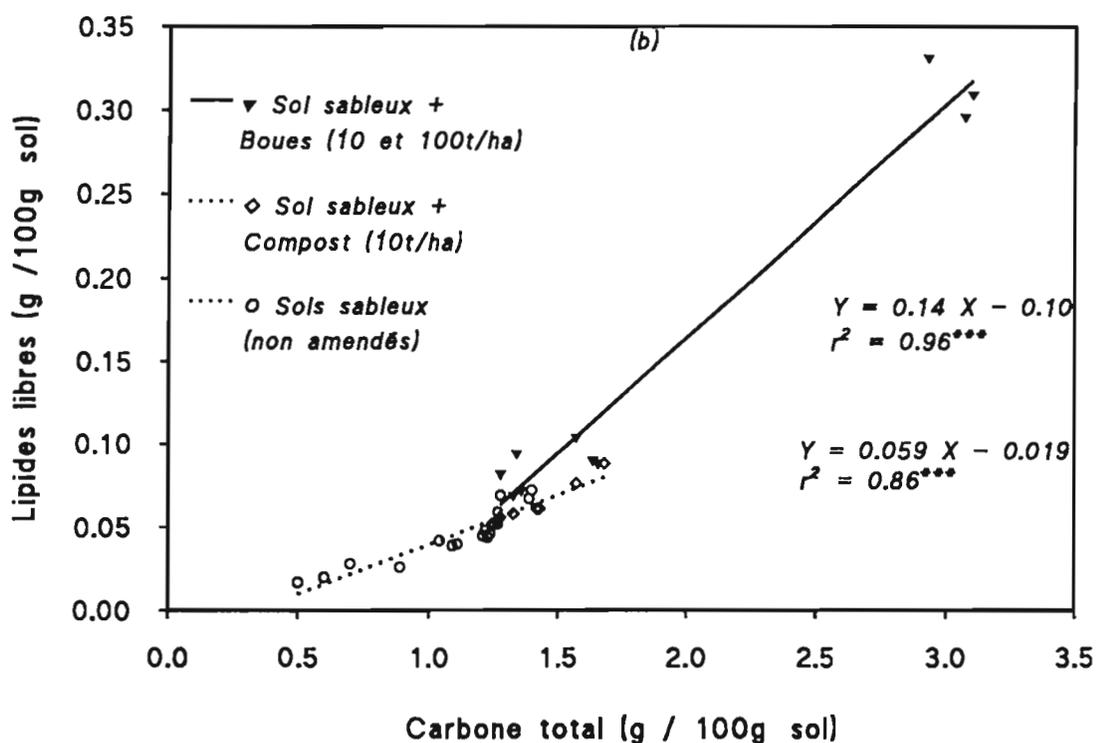
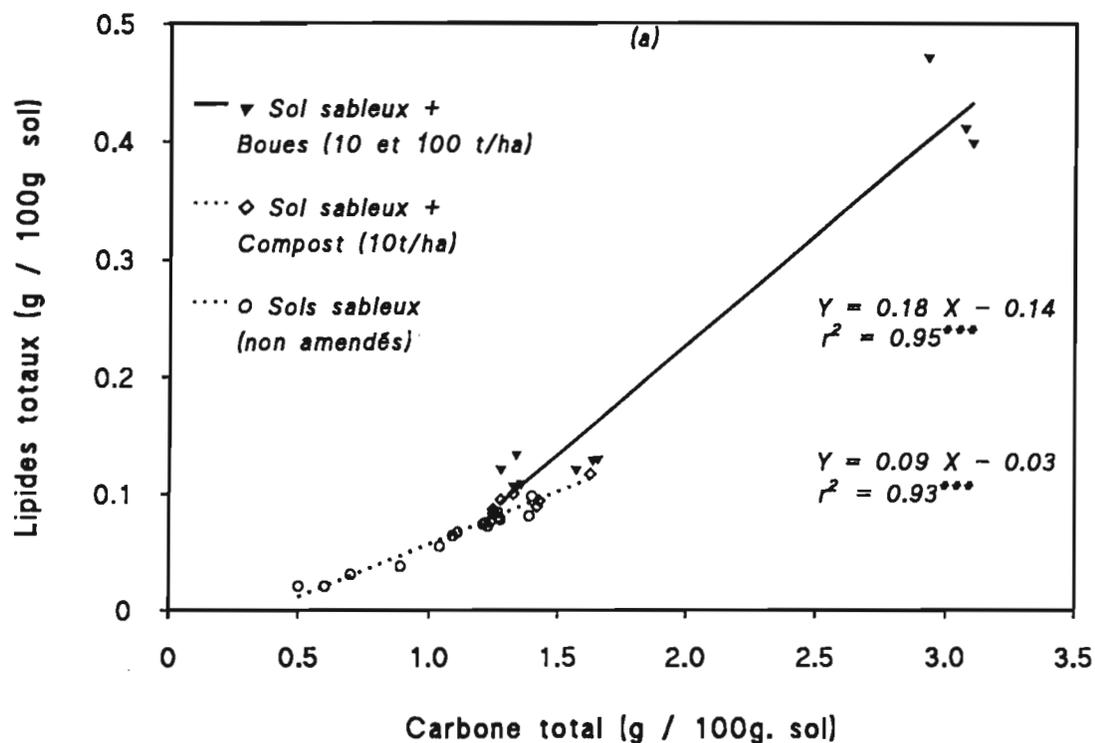
De ces résultats, on retiendra que :

- *l'effet du compost sur le taux des lipides est semblable à l'effet des restitutions végétales (pommes de terre, maïs, vigne) ;*
- *un effet spécifique des boues apportées parce que les taux de lipides augmentent beaucoup plus vite que les taux de carbone.*

L'accumulation des lipides dans les parcelles boues paraît en contradiction avec le bilan résiduel des lipides et de carbone. En effet, les quantités de lipides libres et de carbone apportées pendant 18 ans d'expérience dans le cas des parcelles boues (100 t/ha/2ans) sont respectivement de 100 et 252 tonnes par hectare, alors que les valeurs actuellement trouvées dans le sol sont de l'ordre de 7,8 tonnes pour les lipides libres et 78 tonnes pour le carbone. Si on compare ces valeurs à celles du sol témoin, on trouve un taux résiduel de 17 % pour le carbone et de 6 % pour les lipides libres. *Il ressort que l'accumulation des lipides totaux est accompagné par une dégradation très rapides des lipides libres.*

Figure 19. Relations entre la teneur en carbone total et la teneur en lipides totaux (a) ou libres (b) des parcelles témoin et des parcelles amendées par les boues de stations d'épuration ou par le compost urbain dans la couche 0 - 20 cm de sols sableux.

Chaque point (représentant une parcelle) est la moyenne de deux répétitions.



3.2.5. Minéralisation des lipides libres en incubation au laboratoire

Afin de contrôler l'hypothèse annoncée au paragraphe précédent, on a conduit des expériences d'incubation et de minéralisation des lipides libres contenus dans les boues, le compost et la paille dans le sable, le sol témoin du dispositif et sur un sol limono-argileux provenant de la région de Nîmes. Les principaux résultats obtenus au bout de 16 semaines d'incubation sont rassemblés dans le tableau XXIX.

Tableau XXIX. Valeurs de carbone total et des lipides libres des matériaux, aux temps 0 et après 16 semaines d'incubation au laboratoire.

Traitement	Carbone total (g / 100g matériel)		Perte % initial	Lipides libres (g / 100g matériel)		Perte % initial
	t = 0	t = 16		t = 0	t = 16	
Boues + quartz	1,07	0,88	17,8	0,430	0,168	60,3
Compost + quartz	0,51	0,43	15,7	0,084	0,035	58,3
Paille + quartz	1,7	1,48	12,9	0,057	0,030	47,4
Sol sableux	1,04	0,89	14,4	0,042	0,021	50,0
Sol sableux + boues	2,07	1,53	26,1	0,470	0,165	64,9
Sol sableux + compost	1,51	1,33	11,9	0,123	0,065	47,2
Sol sableux + paille	2,71	1,99	26,6	0,103	0,049	52,4
Sol limoneux argileux	0,70	0,65	7,1	0,019	0,009	52,6

Sur les lipides libres, on remarque une diminution importante des quantités initialement présentes dans les matériaux. Pour tous les substrats organiques étudiés, le stock de lipides restant représente 50 % ou moins du stock initial. Pour les boues, on note une disparition de plus de 60 % des lipides apportés. Parallèlement à cette observation, on note que la quantité de carbone dégradé est relativement faible. Pour les boues, environ 20 % du carbone apporté a été minéralisé.

Sur le tableau XXIX bis, on constate pour les boues, par exemple, que les variations des rapports lipides libres / carbone au début et à la fin d'incubation sont d'une grandeur importante ($0,40 > 0,20$). Cette grandeur de variation indique que l'accumulation des lipides au

champ (rapport lipides / carbone est de 0,14 pour $B_{100} > 0,06$ pour les témoin) est compatible avec une biodégradabilité plus importante des lipides que d'autres forme de carbone.

Tableau XXIX bis. Proportions des lipides libres dans le carbone des matériaux d'incubation au laboratoire.

Matériaux	Rapport lipides libres / carbone total	
	Début d'incubation	Fin d'incubation
Boues + quartz	0,40	0,20
Compost + quartz	0,16	0,08
Paille + quartz	0,03	0,02
Sol sableux	0,04	0,02
Sol sableux + boues	0,23	0,11
Sol sableux + compost	0,08	0,05
Sol sableux + paille	0,04	0,02
Sol limoneux argileux	0,03	0,01

En conclusion, ces expériences montrent que la transformation de la fraction lipidique libre est rapide, pratiquement indépendante du milieu d'incubation et importante. Comme les mesures des teneurs en lipides sont effectuées 2 ans après les apports de boues, on peut donc admettre que la fraction lipidique contenu dans les boues a été fortement dégradée car les conditions au champs (température moyenne élevée, contraintes hydriques faibles par suite de l'irrigation) sont favorables à la minéralisation. D'autre part, on constate que, par rapport au sol témoin, la teneur en lipides associés du sol B_{100} est augmentée de 630 % contre 396 % pour les lipides libres (tableau XXVIII). Ce qui peut signifier que la minéralisation intense des lipides libres est accompagnée d'une transformation en lipides associés qui sont plus stables. *Il est très vraisemblable que le produit de dégradation des lipides joue un rôle protecteur vis à vis de la minéralisation de carbone en augmentant son caractère hydrophobe.*

3.2.6. Distribution granulométrique des lipides dans les sols

Dans le paragraphe précédent, nous avons observé que les apports répétés de déchets urbains au sol entraînent, à long terme, l'accumulation de matière organique et de lipides. Comme pour le carbone, il s'agit de savoir si l'accumulation apparente de lipides correspond à une localisation préférentielle dans les fractions fines. Rappelons que les lipides (libres ou associés) liés à la fraction argileuse sont considérés plus stables.

Dans le tableaux XXX, on a reporté les teneurs **en lipides totaux** des fractions granulométriques 0 - 2 μm , 2 - 50 μm et 50 - 2000 μm obtenues par ultrasons sur les sols témoins et recevant des composts. Dans le tableau XXXI, les teneurs en carbone et en lipides du sol recevant 100 tonnes de boues et fractionné par agitation avec des billes de verres sont rassemblées.

Tableau XXX. Répartition granulométrique des lipides totaux dans les parcelles T et C₀ des dispositifs expérimentaux. Fractionnement avec sonification.

Sol	Fraction (μm)	Masse (mg/g sol à 105 °C)	Carbone (mg/g fraction)	Lipides totaux				
				(mg/g fraction)	(mg/g sol)	(% du lipides tot. du sol)	(% du carbone total)	(% du carbone fraction)
T	0 - 2	7,2	91,3	7,15	0,05	4,3	7,6	7,8
	2 - 50	109	56,4	5,5	0,55	47,8	8,49	9,8
	50 - 2000	876,4	7,7	0,63	0,55	47,8	8,49	8,2
	Somme Sol N.F.*				1,15		8,6	
					1,29		9,5	
C ₀	0 - 2	5,56	109,6	7,03	0,04	3,8	6,6	6,4
	2 - 50	84	57,8	5,36	0,45	41,67	9,26	10,0
	50 - 2000	903	6,7	0,61	0,55	50,93	9,1	9,1
	Somme Sol N.F.*				1,04		9	
					1,02		8,72	

* Sol N.F. = sol non fractionné

Pour toutes les fractions le rapport quantités de lipides / quantités de carbone sont sensiblement constants et voisins de la valeur observée sur le sol entier. Il semblerait toutefois que les fractions les plus fines soient relativement moins riches en lipides que les fractions plus grossières. On constate également que la répartition granulométrique des lipides dans les deux sols est sensiblement la même.

Pour le traitement B₁₀₀, ce sont les fractions les plus fines qui sont enrichies en lipides, 30,4 et 20,3 mg par gramme de fraction 0 - 2 µm, 2 - 20 µm. Les lipides liés aux fractions fines représentent 75 % de la quantité des lipides totaux à comparer aux 69 % pour le carbone total. La proportion de lipides par rapport aux teneurs en C de la fraction trouvée dans les fractions supérieures à 20 µm est à peu près constante, en moyenne 13,6 %. En revanche, les fractions les plus fines présentent une valeur nettement plus élevée, 18,5 %. Cette valeur est très proche du coefficient angulaire de la droite reliant les quantités de lipides totaux à la teneur en carbone du sol (figure 19a).

Tableau XXXI. Répartitions du carbone et des lipides totaux dans les fractions granulométriques de la parcelle (B₁₀₀) du dispositif expérimental sous maïs. Fractionnement avec agitation (24 h) et billes de verre.

Fraction (µm)	Masse (mg/g sol)	Concentration en C (mg/g fraction)	Quantité en C (mg/g sol)	C (% du C total)	Concentration en Lipides (mg/g fraction)	Quantité en Lipides (mg/g sol)	Lipides (en % Lipides totaux)	Lipides (en % Carbone fraction)
0 - 2	68,3	165	11,27	42	30,41	2,08	45,6	18,5
2 - 20	66,3	112	7,43	27	20,3	1,35	29,6	18,2
20 - 50	90,02	34,3	3,06	11	4,6	0,42	9,2	13,7
50 - 100	39,58	35,5	1,41	5	4,9	0,19	4,2	13,5
100 - 200	73,23	17,8	1,30	5	2,58	0,19	4,2	14,6
200 - 500	454,85	3	1,36	5	0,3	0,15	3,3	11
500 - 1000	157,30	3,9	0,61	2,5	0,5	0,08	1,7	13
1000 - 2000	50,21	12,5	0,63	2,5	2	0,10	2,2	15,9
humidité	11,37							
Somme	1000,7		27,07			4,56		16,9
Sol N.F.*	1000		28,87			4,34		15,00

* Sol N.F. = sol non fractionné

Compte tenu des teneurs élevées en lipides des boues (11 % de la M.S.), cette accumulation n'est pas surprenante. L'accumulation trouvée dans les fractions fines serait due à une incorporation dans les substances humiques stables et/ou à des phénomènes d'adsorption qui induiraient des changements de conformation et, par voie de conséquence, une protection vis-à-vis de la dégradation microbienne. L'existence de ces deux mécanismes de stabilisation a été montrée par plusieurs chercheurs (Chassin et Calvet, 1984 ; Wershaw, 1989 ; Schnitzer et Neyroud, 1975 cité par Bailly, 1985 ; Diné et al., 1990).

3.2.7. Répartition granulométrique des lipides dans les boues

On a reporté dans le tableau XXXII, la répartition granulométrique des lipides libres dans les boues. Comme pour le carbone, on note que les fractions les plus fines ne contiennent qu'une faible proportion de lipides libres, 27 % environ. Pour les fractions les plus grossières qui sont peu représentées dans le sol, on remarque que ce sont les fractions les plus grossières qui sont les plus riches en lipides.

Tableau XXXII. Répartition des lipides libres dans les fractions granulométriques des boues. Fractionnement avec sonification.

Fraction (μm)	Masse (mg/g boues à 105 °C)	Concentration en Lipides (mg/g fraction)	Quantité en Lipides (mg/g boues)	Lipides (en % Lipides totaux)	Lipides (en % Carbone total)
0 - 2	132,66	149,8	19,87	19	37
2 - 20	77,47	108,8	8,43	8	35,6
20 - 50	162,5	77,4	12,58	12	28,5
50 - 100	78,26	84,2	6,56	6,3	28,4
100 - 200	141,2	84,8	11,98	11,5	27
200 - 500	279,39	94,4	26,37	25	28,6
500 - 1000	55,61	194,2	10,80	10	39
1000 - 2000	51,17	156,3	8,00	7,7	39
Somme			104,6		32
Boues non fractionnées.			105,5		34

Quantitativement, c'est surtout la fraction 200 - 500 μm qui contient le plus de lipides, (~ 30 %, suivie des fractions 0 - 2 μm (~ 20 %), 20 - 50 μm (~ 13 %).

Si l'on examine la quantité de lipides contenue dans 100 g de carbone organique (~ 200

g de matière organique) on constate que ce sont les fractions les plus grossières et les plus fines qui sont les plus riches, de 36 à 39 %. Pour toutes les autres fractions, ce rapport peut être considéré comme constant et égal à 28. Globalement, on retrouve sur toutes les fractions une valeur proche de celle obtenue sur la boue non fractionnée, 32 en moyenne contre 34.

4. SYNTHÈSE

Les résultats obtenus ont montré que les composts et les boues contiennent des quantités de lipides assez différents 10 et 25 % de la matière organique. Les lipides totaux et libres trouvés dans les sols de dispositif longue durée étudié ne sont corrélés ni avec le pH, ni avec l'extractibilité des composés humiques. Par contre, ils sont significativement corrélés avec les teneurs en carbone total. A partir de ces corrélations, on a mis en évidence que les apports des composts ne modifient pas la proportion des lipides de la matière organique des sols. A ce titre, l'effet de compost peut être considéré similaire aux effets des restitutions végétales. En revanche, le taux des lipides augmente beaucoup plus vite que le taux de carbone dans les parcelles recevant des boues toutes doses confondues. La proportion de lipides contenus dans la matière organique est à relier à la nature des amendements organiques apportés puisque les quantités trouvées sont deux fois plus importantes dans le cas des boues que dans le cas des composts.

En comparant les quantités cumulées de lipides apportés par les boues à celles trouvées actuellement dans les sols, on a montré que la dégradation des lipides libres est importante. Ce qui a été confirmé par les expériences d'incubation des boues. Les quantités des lipides trouvées au bout de 4 mois d'incubation au laboratoire représentent moins de 40 % des quantités initiales. Parallèlement à cela, l'augmentation des teneurs en lipides associés des sols au champ est plus importante que l'augmentation en lipides libres. On est amené à admettre que la minéralisation rapide des lipides libres est accompagnée d'une accumulation des lipides associés.

Il en résulte que l'hypothèse d'une accumulation de lipides due à une accumulation de boues non transformées est peu vraisemblable puisque les composés lipidiques libres présentent un fort taux de minéralisation et que l'on note une accumulation des lipides associés, qui par définition, sont liés aux argiles et aux substances humiques.

Cette conclusion permet d'ailleurs de comprendre les résultats du fractionnement granulométrique et de l'extractibilité. L'étude de la répartition granulométrique des lipides dans

les sols montre que l'accumulation de ces composés se fait dans les fractions les plus fines ou la matière organique se trouve stabilisée. En ce qui concerne l'extractibilité du carbone, la présence d'une matière organique transformée et de boues non transformées devrait se traduire par une augmentation de carbone extractible par la soude car la solubilité du carbone dans les boues est élevée, de l'ordre de 30 à 35 % à rapprocher des 25 % observées sur la parcelle témoin. Expérimentalement, on observe néanmoins une chute importante de l'extractibilité du carbone dans les parcelles recevant 10 ou 100 tonnes de boues, environ 30 %. Cette diminution de l'extractibilité du carbone pourrait être due à un enrichissement en lipides de la matière organique native par absorption hydrophobe selon les mécanismes développés dans le modèle de Wershaw (1989) et Calvet (1989).

Compte tenu de ces résultats obtenus dans ce travail, mais aussi de ceux publiés par ailleurs (Dinel et al., 1991 et 1990 ; Boyd et Sommers, 1990 ; Preston et al., 1987 ; Gonzales-Villa et Martin, 1985), il est admis que les substances humiques stabilisées dans les sols à partir de boues présentent un caractère aliphatique prononcé. La vérification de cette hypothèse nécessiterait des études complémentaires par des méthodes physiques (RMN, IRTF, spectroscopie de masse,...) où le caractère aliphatique prononcé des substances humiques stabilisées suite à des apports de boues peut être quantifié.

Ces résultats sont compatibles avec notre hypothèse selon laquelle *l'accumulation de lipides est un facteur de stabilisation de la matière organique par augmentation de son caractère hydrophobe.*

(C)

EFFET DE L'APPORT DE DECHETS URBAINS SUR LES PROPRIETES DE SURFACE

1. INTRODUCTION

Dans le chapitre précédent, il a été mis en évidence que l'augmentation de la teneur en matière organique de sols recevant des boues ou des composts se traduisait par une diminution importante de l'extractibilité des acides humiques. Dans le cas des parcelles compost, cette diminution a été expliquée par la faible solubilisation sodique des acides humiques de composts. Dans le cas des parcelles traitées par des boues, ce phénomène a été attribué à une stabilisation des acides humiques des sols par des lipides apportés dans les boues. Parallèlement, on a montré que le carbone total de ces parcelles est considérablement enrichi en lipides et que dans les parcelles B₁₀₀, plus de 45 % des lipides totaux sont associés à la fraction 0 - 2 μm .

Dans ce chapitre, on veut vérifier si l'enrichissement en lipides des fractions organo-argileuses 0 - 2 μm , induit une hydrophobicité et par voie de conséquences, une diminution de la mouillabilité. On présentera successivement les variations des angles de contact solide-liquide, des énergies de surface et de pouvoir accepteur-donneur d'électrons des fractions 0 - 2 μm .

2. RESULTATS EXPERIMENTAUX

Les principes de la méthode de mesure de l'énergie de surface des associations organo-minérales a été présentée dans le premier chapitre. Comme cela est indiqué dans cette partie, le calcul de cette grandeur par la détermination des angles de contact solide-liquide nécessite des surfaces présentant une rugosité moyenne faible. Dans nos conditions expérimentales, l'utilisation de cette méthode a été validée pour les dépôts orientés sur lames de verre d'associations organominérales 0 - 2 μm (Chassin 1979 ; Chassin et al., 1986, Jouany et Chassin, 1987 ; Jouany et al., 1990 ; Jouany, 1991 ; Chenu et al., 1992).

2.1. Mesure des angles de contact

2.1.1. Variation des mesures

On a reporté dans les tableaux XXXIII et XXXIV, les valeurs des angles de contact (exprimés en degré) entre la phase organo-argileuse extraite des différents traitements étudiés et l'eau, le glycérol et l' α -bromonaphtalène. Pour tous les traitements, les résultats sont la moyenne de plusieurs répétitions : 25 pour l'eau, 14 pour le glycérol et 8 pour l' α -bromonaphtalène.

C'est ainsi que la variabilité des mesures est la plus élevée avec l'eau : elle est comprise entre 1° et 7° . Ces variations se situent dans l'étendue habituellement observée pour des mesures de θ eau-surfaces argileuses (Giese et al., 1989). Pour le glycérol et l' α -bromonaphtalène, la répétabilité des mesures est meilleure et la variabilité des mesures est comprise entre 1 et 5° . La viscosité et les interactions non polaires qui sont relativement grandes pour le glycérol et l' α -bromonaphtalène confèrent à ces deux liquides une pression d'étalement très faible ; ce qui permet d'obtenir des valeurs d'angles de contact solides-liquide-air précises et avec une meilleure répétabilité.

2.1.2. Effet des différents traitements

Les angles de contact solide- α -bromonaphtalène varient peu avec les traitements, de 8 à 20° . Ceci signifie que les forces de Lifshitz - van der Waals sont peu modifiées par l'accumulation ou la disparition de matière organique.

Avec le glycérol, on note que les apports de compost et de boues augmentent en général, l'angle de contact solide-liquide. En revanche, la diminution de la teneur en matière organique (parcelle vigne et parcelle maïs témoin) se traduit par des valeurs de θ plus faibles.

Avec l'eau, les valeurs observées varient de 20 à 60° , ce qui signifie que toutes les surfaces organo-argileuses ne sont pas parfaitement mouillables et ceci, quel que soit le traitement étudié.

Sur la figure 20, les angles de contact mesurés avec l'eau sont représentés en fonction de la teneur en carbone des fractions organo-argileuses. On constate que pour tous les traitements confondus, il y a une corrélation significative ($p < 0,02$), mais avec une grande dispersion ($r = 0,55$). Si les deux dispositifs sont pris séparément, on trouve des relations linéaires significatives avec des variabilités relativement faibles : $r = 0,64$ à $p < 0,06$ pour le dispositif "pommes de terre" et $r = 0,75$ à $p < 0,03$ pour le dispositif "maïs".

Tableau XXXIII. Valeurs moyennes d'angles de contact (exprimés en degrés) mesurés avec trois liquides sur des dépôts orientés des fractions organo-argileuses de sol sableux. [Dispositif "pommes de terre"].

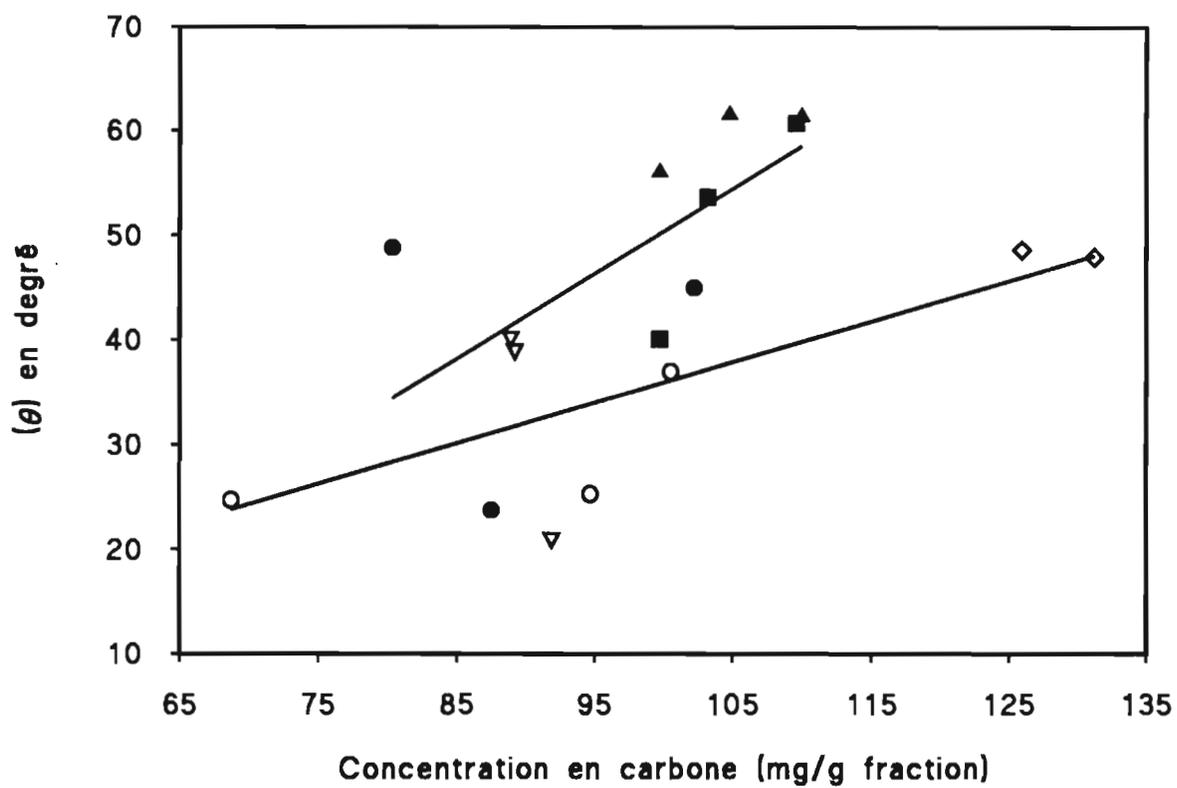
liquide	Parcelles témoin			Parcelles avec boues (10t/ha/2ans)			Parcelles avec compost (10 t/ha/2ans)		
	T ₀₂	T ₀₃	T ₀₄	B ₀₂	B ₀₃	B ₀₄	C ₀₂	C ₀₃	C ₀₄
α -bromo- naphthalène	11,63 $\pm 1,92$	8,25 $\pm 1,04$	12,00 $\pm 2,51$	20,00 $\pm 1,41$	13,00 $\pm 0,76$	19,63 $\pm 1,06$	13,13 $\pm 1,81$	11,63 $\pm 1,19$	11,63 $\pm 1,92$
eau	23,77 $\pm 1,48$	45,00 $\pm 3,85$	48,82 $\pm 2,75$	61,32 $\pm 3,15$	61,50 $\pm 1,5$	56,05 $\pm 6,8$	60,68 $\pm 3,55$	40,09 $\pm 7,88$	53,64 $\pm 3,17$
glycérol	53,85 $\pm 1,86$	57,92 $\pm 5,39$	66,62 $\pm 1,45$	65,69 $\pm 3,54$	67,00 $\pm 1,00$	65,92 $\pm 3,86$	72,00 $\pm 1,68$	65,38 $\pm 2,02$	68,92 $\pm 1,85$

Tableau XXXIV. Valeurs moyennes d'angles de contact (exprimés en degrés) mesurés avec trois liquides sur des dépôts orientés des fractions organo-argileuses des sols sableux. [Dispositif "maïs" et parcelles sous vigne].

liquide	parcelles témoin sous vigne			parcelles témoin sous maïs			parcelles sous maïs avec :					
	V ₄₅	V ₄₈	V ₅₁	T ₁	T ₆	T ₁₁	(10t de boues/ha/an)			(100t de boues/ha/2ans)		
							B _{10.4}	B _{10.5}	B _{10.12}	B _{100.2}	B _{100.7}	B _{100.9}
α-bromo-naphtalène	13,88 ±0,64	11,13 ±0,83	11,25 ±0,71	12,25 ±0,71	12,75 ±0,89	12,88 ±0,83	12,50 ±0,53	14,63 ±0,92	14,50 ±0,53	15,00 ±0,93	14,63 ±0,74	15,00 ±0,76
eau	40,18 ±1,47	32,00 ±1,23	28,59 ±1,99	37,00 ±2,18	25,32 ±1,09	24,73 ±0,46	21,18 ±2,5	40,32 ±1,64	39,14 ±2,61	47,91 ±5,81	59,77 ±1,48	48,59 ±3,07
glycérol	31,00 ±0,82	36,38 ±1,76	41,08 ±1,12	46,69 ±0,75	49,15 ±2,27	45,85 ±1,07	48,38 ±1,89	58,46 ±0,97	61,15 ±1,52	61,00 ±2,45	66,38 ±2,14	60,69 ±1,97

Figure 20. Angles de contact θ solide-eau (exprimés en degré) en fonction de la teneur en carbone.

● T_0 ; ▲ B_0 ; ■ C_0 (dispositif "pommes de terre")
○ T ; ▼ B_{10} ; ◇ B_{100} (dispositif "maïs")



2. Détermination de l'énergie de surface des associations organo-argileuses de sols

Dans les tableaux XXXV et XXXVI, sont reportées les valeurs des paramètres caractérisant l'énergie de surface. La signification des symboles utilisés est la suivante :

- γ_s^{LW} : composante non polaire de l'énergie de surface de Lifchitz - Van der Waals. En présence d'eau ou en suspension, les forces de dispersion de London représentent environ 90 % de cette composante ;
- γ_s^P : composante polaire de l'énergie de surface. Ces valeurs résultent de différentes forces (liaisons coulombiennes, liaisons hydrogène...) et sont calculées en supposant que l'énergie d'interaction entre les forces polaires du solide et du liquide sont données par la moyenne géométrique ;
- γ_s^+ et γ_s^- : pouvoirs accepteur et donneur d'électrons dans la théorie de Van Oss. En présence d'eau, les forces polaires acido-basiques sont les plus importantes de la composante polaire de l'énergie de surface ;
- γ_s^{AB} : c'est la moyenne géométrique de γ_s^+ et γ_s^- .

Ces valeurs ont été calculées pour chaque détermination de l'angle de contact. Elles sont caractérisées par leur valeur moyenne et leur écart-type, ce dernier étant plus important pour γ_s^P qui découle directement des mesures de l'angle de contact eau - solide.

Tableau XXXV. Valeurs moyennes des énergies de surface (mJ/m²) des fractions organo-argileuses de sols sableux . [Dispositif "pommes de terre"].

Paramètre	Parcelles témoin			Parcelles avec boues (10t / ha / 2 ans)			Parcelles avec compost (10t / ha / 2 ans)		
	T ₀₂	T ₀₃	T ₀₄	B ₀₂	B ₀₃	B ₀₄	C ₀₂	C ₀₃	C ₀₄
γ_s^{LW}	43.47 ±0.30	43.94 ±0.12	43.40 ±0.40	40.48 ±0.44	43.27 ±0.13	41.85 ±0.27	43.23 ±0.32	43.49 ±0.18	43.47 ±0.30
γ_s^P	17.66 ±2.45	17.57 ±5.35	17.16 ±2.71	11.44 ±3.04	15.96 ±1.49	13.87 ±3.70	10.84 ±1.81	15.35 ±1.74	14.52 ±1.73
γ_s^{AB}	17.78 ±1.31	18.07 ±4.7	14.13 ±1.35	11.23 ±2.05	11.14 ±2.27	12.84 ±2.48	9.02 ±1.2	9.95 ±3	11.88 ±1.56
γ_s^+	15.17 ±0.18	14.24 ±1.04	17.24 ±0.34	7.06 ±1.72	8.57 ±0.80	10.88 ±1.15	10.77 ±0.60	12.30 ±0.93	14.76 ±0.53
γ_s^-	5.04 ±0.23	5.74 ±0.71	2.90 ±0.18	4.47 ±0.40	3.62 ±0.41	3.80 ±0.46	1.89 ±0.21	2.01 ±0.27	2.41 ±0.21

Tableau XXXVI. Valeurs moyennes des énergies de surface (mJ/m²) des fractions organo-minérales des sols sableux témoin et amendés par les boues. [Dispositif "maïs" et parcelles sous vigne].

Paramètre	parcelles témoin sous vigne			parcelles témoin sous maïs			parcelles sous maïs avec :					
	V ₄₅	V ₄₈	V ₅₁	T ₁	T ₆	T ₁₁	(10t de boues / ha / an)			(100t de boues / ha / 2 ans)		
							B _{10.4}	B _{10.5}	B _{10.12}	B _{100.2}	B _{100.7}	B _{100.9}
γ_S^{LW}	43.11 ±0.12	43.57 ±0.12	43.55 ±0.10	43.39 ±0.11	43.31 ±0.15	43.29 ±0.14	43.35 ±0.09	42.97 ±0.18	43.00 ±0.10	42.89 ±0.18	42.97 ±0.15	42.90 ±0.15
γ_S^P	22.03 ±0.79	26.03 ±0.59	27.60 ±0.90	23.58 ±1.13	29.16 ±0.45	29.41 ±0.18	30.72 ±0.91	22.08 ±0.89	22.64 ±1.39	17.89 ±3.21	11.38 ±0.76	17.51 ±1.71
γ_S^{AB}	20.27 ±1.29	25.89 ±0.8	27.54 ±0.97	23.50 ±1.13	27.63 ±1.03	28.55 ±0.43	28.93 ±1.18	20.18 ±0.98	19.47 ±1.45	16.72 ±3.01	10.90 ±1.07	16.52 ±1.75
γ_S^+	5.69 ±0.17	11.30 ±0.19	15.22 ±0.28	13.27 ±0.24	21.96 ±0.24	20.07 ±0.11	23.63 ±0.27	18.38 ±0.23	21.40 ±0.36	14.10 ±0.83	8.26 ±0.38	13.36 ±0.51
γ_S^-	18.06 ±0.07	14.82 ±0.12	12.46 ±0.1	10.40 ±0.08	8.69 ±0.19	10.16 ±0.09	8.85 ±0.16	5.54 ±0.11	4.43 ±0.26	4.96 ±0.29	3.60 ±0.23	5.11 ±0.28

3. DISCUSSION DES RESULTATS

3.1. Forces de Lifshitz van der Waals

Pour tous les traitements, les valeurs de la composante non polaire γ_s^{LW} sont comprises entre 40 et 43 mJ/m². Les coefficients de variation observés sur cette grandeur sont faibles, de l'ordre de 0,5 %. Les valeurs de γ_s^{LW} se situent aux environs de 40 mJ/m². Elles sont similaires à celles signalées par Janczuk et al. (1989 et 1990), mesurées sur des argiles extraits de chernozème et sur de la montmorillonite (43, 35 et 41 mJ/m²). Pour cette dernière, les travaux de Norris et al. (1992) ont montré que la fixation de différents composés organiques ou espèces cationiques n'influence pas cette grandeur. Ces valeurs se situent dans l'intervalle des valeurs mesurées par d'autres auteurs, de 20 à 25 pour le teflon et le polyéthylène, de 50 à 60 pour des solides minéraux et polymères organiques fortement fonctionnalisés. Des valeurs plus importantes considérées comme trop élevées ont été signalées sur la silice et les argiles (Chassin et al., 1977 et 1986 ; Schultz et al., 1977a et b).

3.2. Variations des forces polaires

Les valeurs de γ_s^+ et γ_s^- qui sont liées aux sites ayant des propriétés accepteur et donneur d'électrons (interactions acido-basiques entre le liquide et la surface solide) présentent une plus grande variabilité que celles observées pour la composante apolaire liée aux forces de Lifshitz van der Waals. On remarque toutefois que la composante polaire γ_s^P varie selon le traitement et qu'elle décroît des parcelles témoins aux parcelles recevant des composts et des boues. Cette variation est la traduction de l'augmentation de l'angle de contact entre la phase solide et l'eau.

D'une façon générale, pour les solides argileux les propriétés acido-basiques sont reliées aux zones de rupture des feuillets, en particulier aux électrons non appariés des oxygènes. Pour les substances humiques, les propriétés acido-basiques sont à relier aux fonctions (COO⁻, OH⁻, NH₂,...) et aux cations polyvalents qui leurs sont associés.

Les variations de γ_s^+ et γ_s^- peuvent également être à rechercher dans l'accumulation de lipides car, par définition, $\gamma_s^+ = \gamma_s^- = 0$ pour les solides apolaires, c'est-à-dire ne contenant pas de fonctions chimiques polaires. Ainsi, avec l'accumulation de lipides riches en carbone et moins riches en groupements fonctionnels, on tendrait vers des solides peu polaires. Bien que les mesures de θ n'aient pas été réalisées en fonction de la teneur en lipides des fractions

granulométriques, il est légitime de représenter les valeurs de γ_s^+ , γ_s^- et γ_s^{AB} en fonction de la teneur en lipides des sols pour les raisons suivantes :

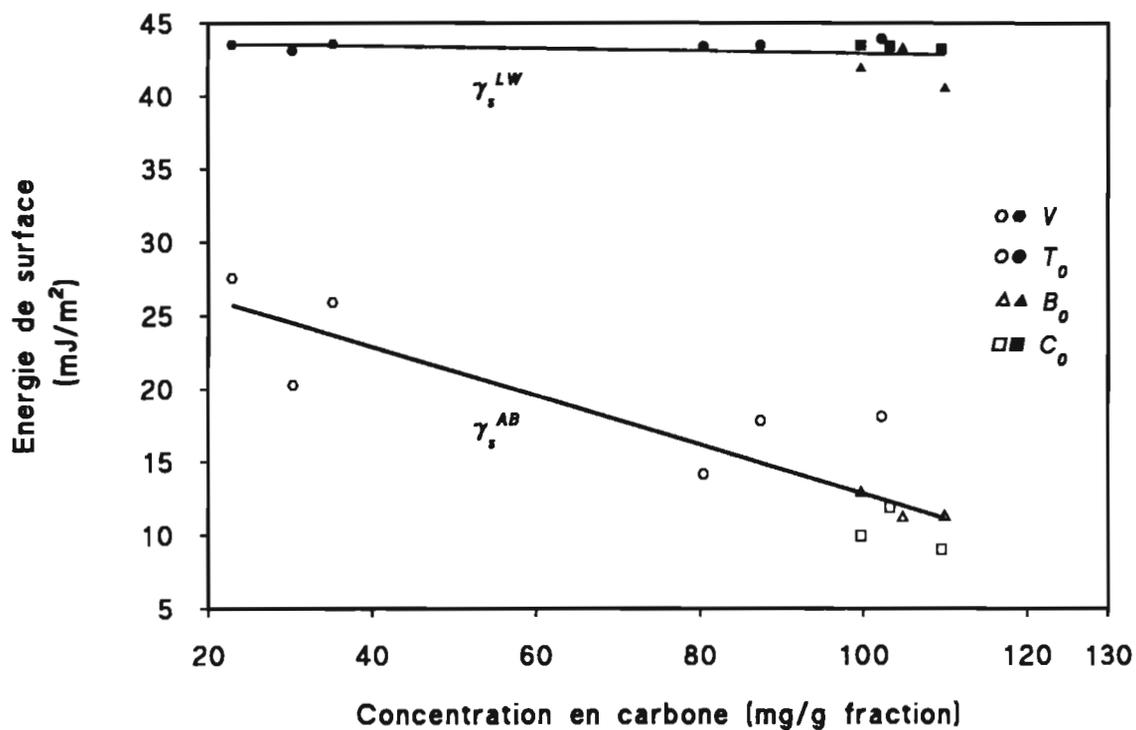
- les fractions 0 - 2 μm contiennent une portion importante du carbone total de sols, de 31 à 47 % (cf. bilan théorique du carbone) ;
- les teneurs en carbone et en lipides totaux des sols sont fortement corrélées (figure 19) ;
- les teneurs en lipides totaux trouvées dans la matière organique, déterminées sur les sols entiers (9 à 17 % du carbone total) et sur les fractions 0 - 2 μm (7 à 18,5 % du carbone total) sont très voisines.

Dans le dispositif "pommes de terre", on note que le pouvoir donneur d'électrons (γ_s^-) varie peu (tableau XXXV). Initialement faible, de l'ordre de 4 mJ/m², il diminue à 2 mJ/m² dans les parcelles compost. En revanche, on observe que c'est surtout la variation du pouvoir accepteur d'électrons (γ_s^+) qui entraîne la variation de la composante polaire de l'énergie de surface. Quand la teneur en carbone croît, γ_s^{AB} et γ_s^+ diminuent (figures 21a et 22a). Dans ce cas, la diminution de la teneur en matière organique du sol se traduirait par une augmentation sensible des surfaces minérales avec augmentation des sites acido-basiques accepteurs d'électrons (OH^- , Al^{3+} , Fe^{3+} ,...). De ce fait, les interactions de type liaisons hydrogène seront plus nombreuses et la mouillabilité sera accrue. Avec les composts contenant des quantités importantes de composés alcalinisants (pH > 8), la légère augmentation de pH dans le sol se traduira par une saturation des sites accepteur d'électrons par la fonction OH^- . Pour les parcelles boues (B_0), où le pH du sol est voisin de la neutralité, on peut également imaginer des mécanismes semblables avec la fixation de composés ayant des fonctions donneur d'électrons (Base de Lewis) comme l'azote. C'est ainsi que pourrait s'expliquer l'augmentation des teneurs en azote de la matière organique qui s'est accumulée par suite des apports de boues riches en composés azotés.

Dans le dispositif "maïs" recevant des boues à la dose de 10 et 100 tonnes par hectare, les valeurs mesurées pour γ_s^{AB} , γ_s^+ et γ_s^- en fonction de la teneur en carbone de la fraction utilisée pour les mesures sont dispersées (figures 21b et 22b). On observe néanmoins que l'accumulation de carbone provenant des boues se traduit par une diminution de γ_s^{AB} , γ_s^+ et γ_s^- . Une représentation de ces paramètres en fonction des teneurs en lipides donne les mêmes variations (figures 23b et 24b). La variabilité observée sur les valeurs de γ_s^+ et γ_s^- est plus faible quand on calcule la valeur de la composante polaire γ_s^{AB} . Là encore, la diminution de γ_s^{AB} observée traduit la diminution de la mouillabilité des associations organo-argileuses mesurées par les angles de contact eau - solide.

Figure 21. Energie de surface polaire (γ_s^{AB}) et non polaire (γ_s^{LW}) des fractions organo-argileuses (0 - 2 μm) en fonction de la teneur en carbone.

(a) : [Dispositif "pommes de terre" et sols sous vigne(V)].



(b) : [Dispositif "maïs"].

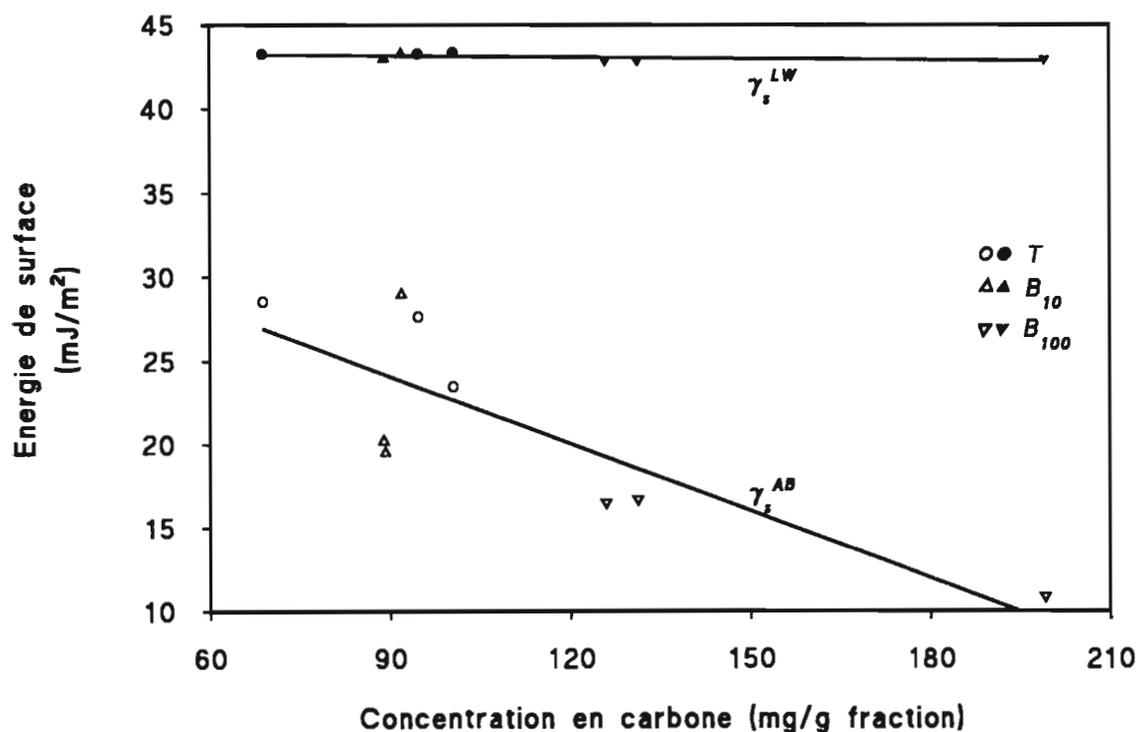
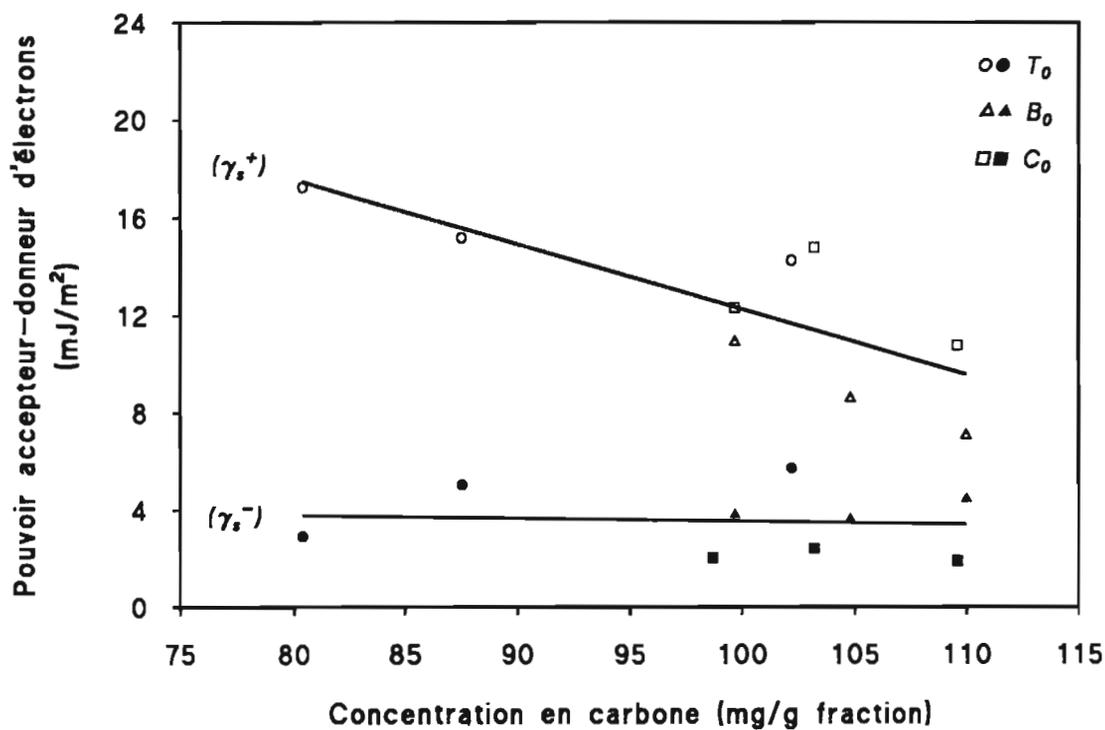


Figure 22. Pouvoir accepteur-donneur d'électrons (γ_s^+ ; γ_s^-) en fonction de la teneur en carbone des fractions organo-argileuses (0 - 2 μm).
(a) : [Dispositif "pommes de terre"].



(b) : [Dispositif "maïs"].

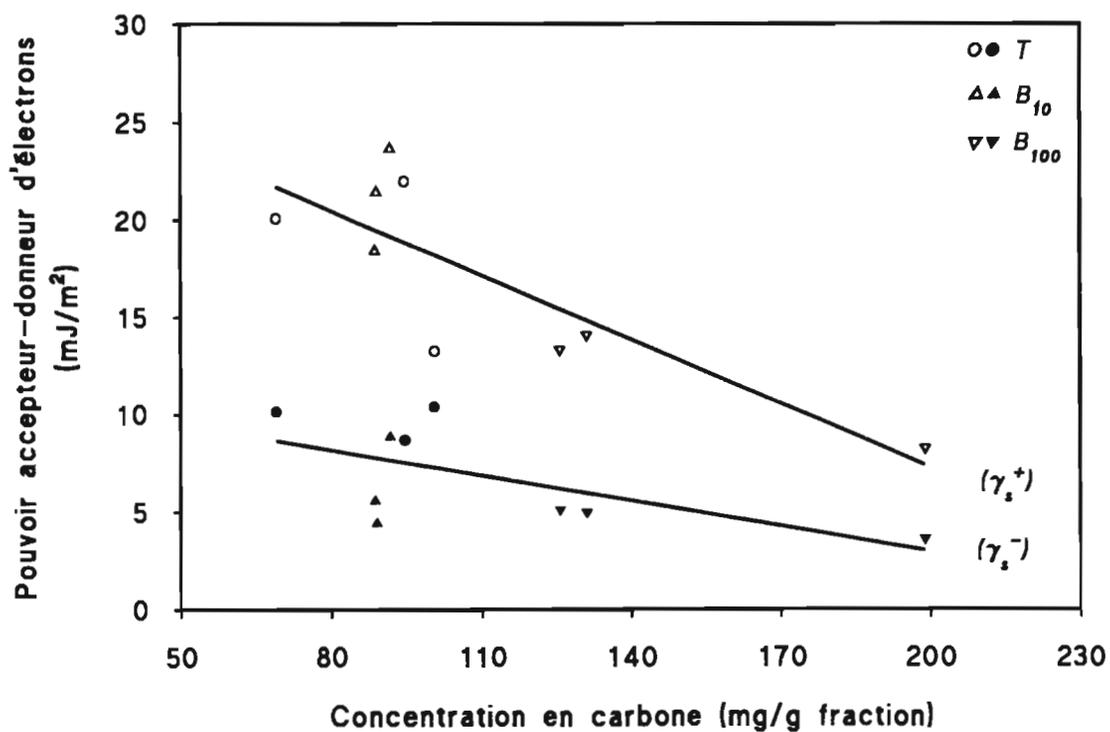
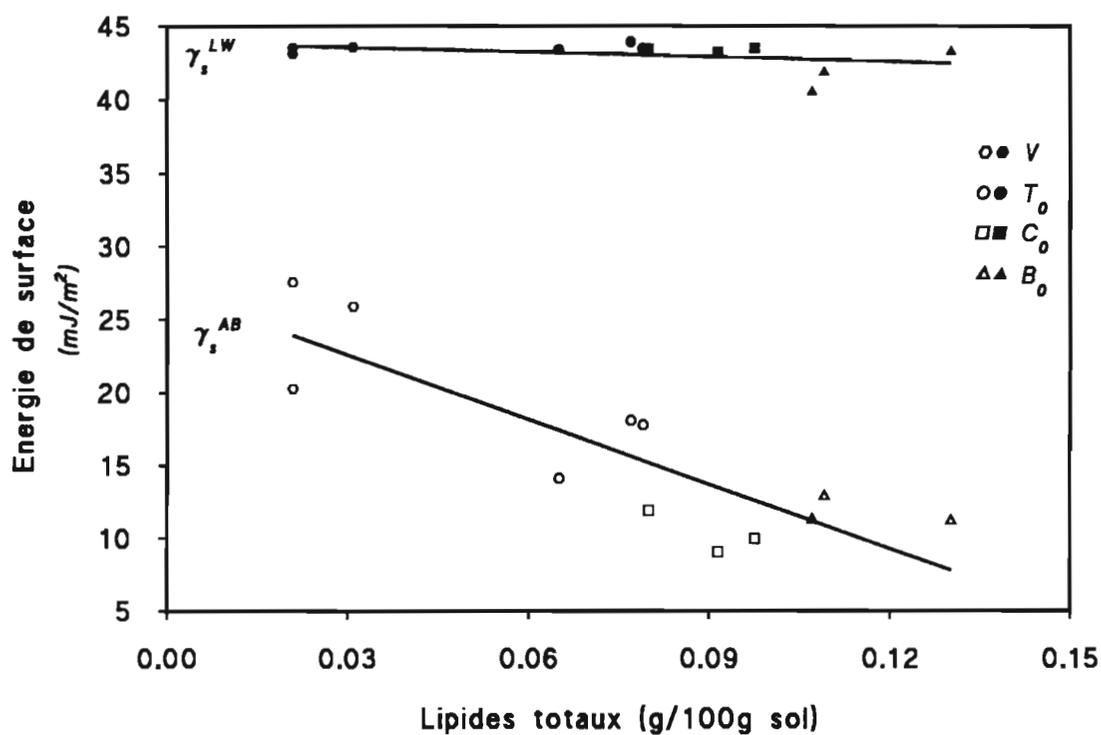


Figure 23. Energie de surface polaire (γ_s^{AB}) et non polaire (γ_s^{LW}) des fractions organo-argileuses (0 - 2 μm) en fonction de la teneur en lipides totaux.

(a) : [Dispositif "pommes de terre" et sols sous vigne(V)].



(b) : [Dispositif "maïs"].

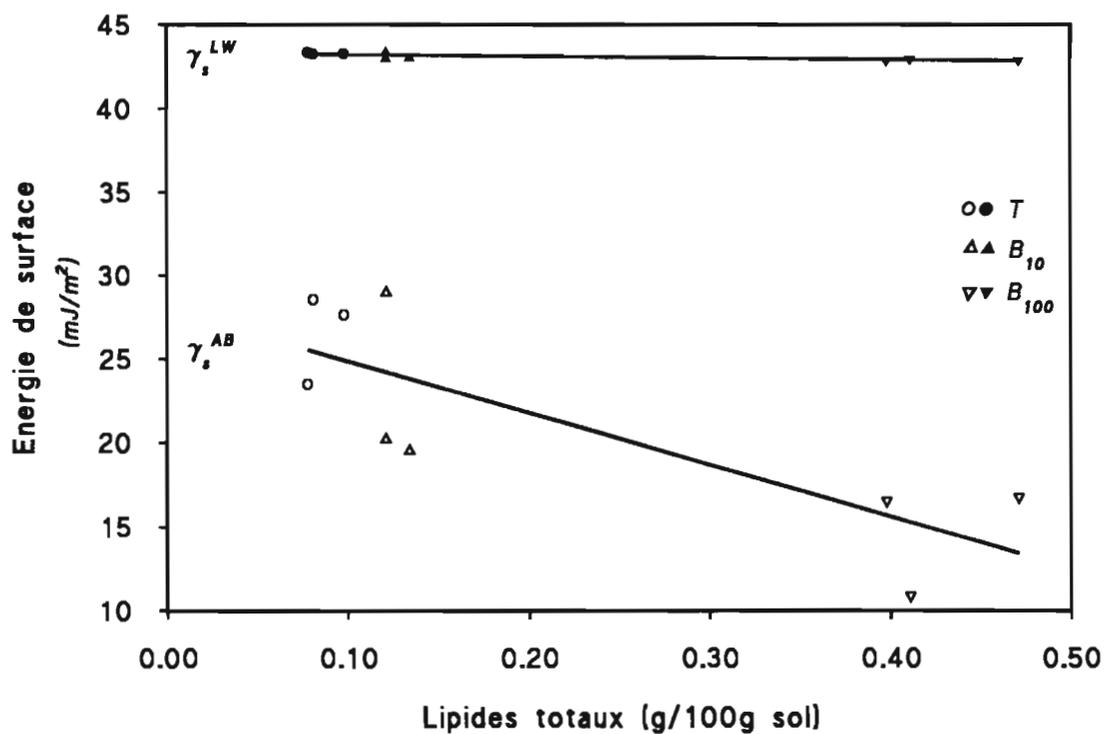
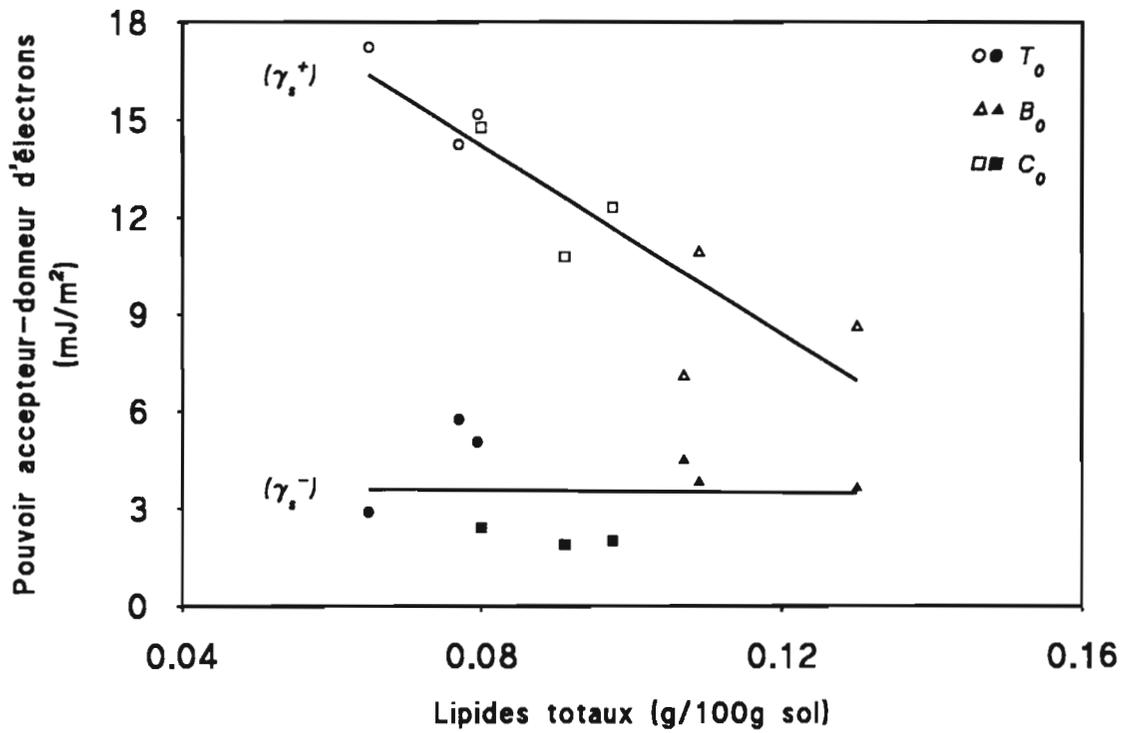
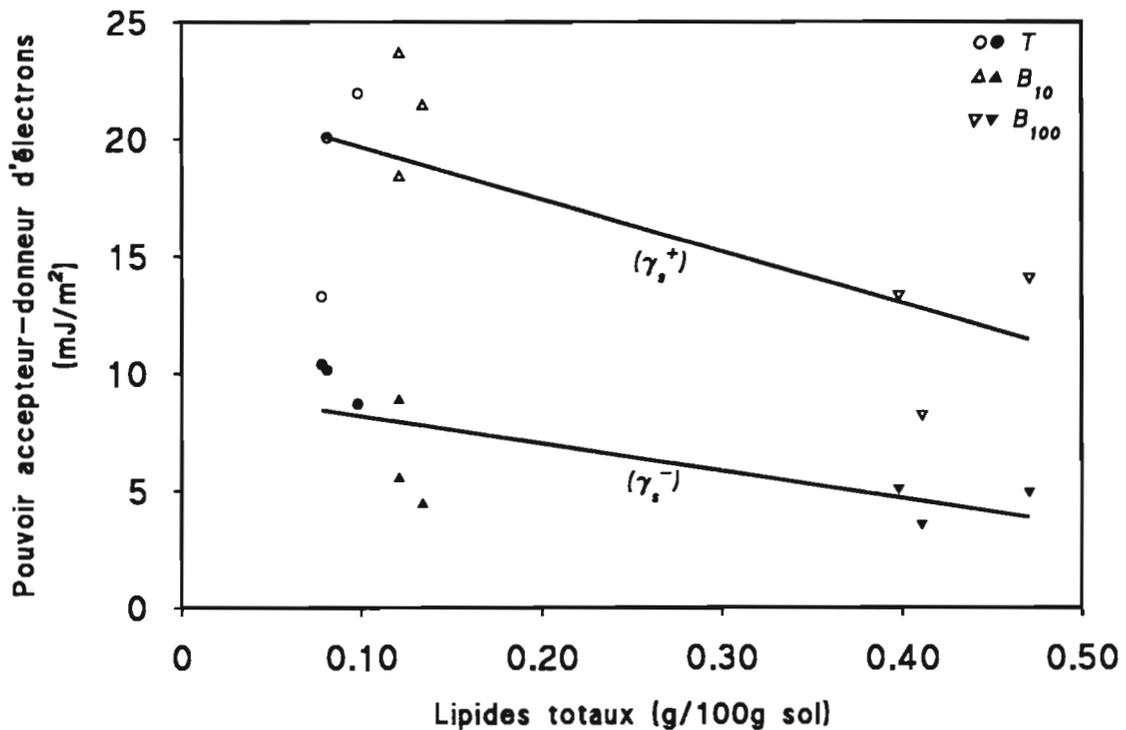


Figure 24. Pouvoir accepteur-donneur d'électrons (γ_s^+ et γ_s^-) des fractions organo-argileuses (0 - 2 μm) en fonction de la teneur en lipides totaux de sols.
(a) : [Dispositif "pommes de terre"].



(b) : [Dispositif "maïs"].



Contrairement aux observations sur le dispositif "pomme de terre" (figures 23a et 24b), on note que la diminution de la composante polaire traduit une covariation de γ_s^+ et de γ_s^- . Il y a donc une réduction globale du nombre de sites acido-basiques, c'est-à-dire une diminution des groupements fonctionnels donneur-accepteur d'électrons. Cette observation traduit l'accumulation de lipides dans la matière organique pour lesquels la prédominance des groupements apolaires doit conduire, à la limite, à $\gamma_s^+ = \gamma_s^- = 0$.

4. SYNTHÈSE

Sur les dispositifs étudiés, les mesures d'énergie de surface des fractions organo-argileuses 0 - 2 μm mettent en évidence que les différents traitements ont peu d'influence sur la composante apolaire résultant de forces de Lifshitz - Van der Waals. Ces résultats sont équivalents à ceux observés par Norris et al. (1992) qui ont mis en évidence que les interactions de ce type sur les smectites sont peu ou pas modifiées par la fixation de toute une variété d'ammonium quaternaires.

En revanche, on note que l'accumulation de matière organique issue de compost ou de boues se traduit par une augmentation de l'hydrophobie des associations organo-minérales 0 - 2 μm . Une étude du pouvoir donneur-accepteur d'électrons est compatible avec deux mécanismes différents, l'un lié au blocage des sites accepteurs d'électrons ou acide de Lewis (Al^{3+} , oxyhydroxydes, phase minérale,...) sur le dispositif "pomme de terre", l'autre lié au masquage des sites acido-basiques et à l'accumulation de composés lipidiques.

Ces résultats mettent en évidence que les apports de composts ou de boues urbains augmentent l'hydrophobicité de sols par accumulation des lipides et par blocage des sites accepteur-donneur d'électrons. Toutefois, l'apport de déchets à des doses agronomiques à peu de répercussion sur la mouillabilité de sols. Dans nos conditions expérimentales au champ, on retiendra que l'accumulation des lipides à des teneurs égales ou inférieures à 0,125g/100 g de sol (valeur moyenne trouvée dans les parcelles boues 10t) n'influence pas les caractéristiques physiques étudiées (mouillabilité, rétention d'eau,...). En revanche, l'accumulation des lipides à des teneurs de l'ordre de 0,300g/100g de sol diminue considérablement la mouillabilité de sols.

Dans les études d'absorption des composés organiques polluants hydrophobes (pesticides, carbures polyaromatiques ou PAH, polychlorobiphényles ou PCB,...) la matière organique des sols se comporte comme un milieu lipophile (Sullivan, 1990) avec, comme conséquences, des faibles énergies d'adsorption et des isothermes linéaires. Dans une synthèse

générale Werschaw (1986 et 1989) montre que toutes ces observations peuvent s'appliquer sur la base d'un modèle membranaire où la partie interne des substances humiques est constituée de chaînes lipophiles ;

A la base de ces mécanismes, les lipides peuvent être à l'origine d'une stabilisation biologique des substances humiques en augmentant leur caractère hydrophobe comme l'aromatisation (diminution du caractère hydrophile par stabilisation électronique) et le blocage des sites accepteurs d'électrons (ions, charges de repture des feuillets d'argile, miéraux à charge variable, ...) par les groupes donneurs d'électrons (COO⁻, OH⁻, NH₂,...). Dans cette interprétation, on admet l'existence de trois voies pour la stabilisation biologique des substances humiques (aromatisation, complexation et accumulation de lipides) conduisant à une diminution globale du caractère hydrophile avec un caractère lipophile de plus en plus marqué.

IV. SYNTHÈSE GÉNÉRALE ET CONCLUSION

Au terme de 16 et 18 ans d'expériences en plein champ, les apports répétés de boues résiduelles et de composts d'ordures ménagères se traduisent par une augmentation de la teneur en matière organique des sols. Dans les parcelles recevant du compost, le taux de carbone résiduel ($Q_{\text{restante}} / Q_{\text{apportée}}$) est en moyenne de 30 %. Dans les parcelles recevant des boues, ce taux est d'environ 20 % sous culture de pommes de terre et de 8 à 17 % sous culture de maïs irriguée. *Ces résultats confirment la valeur agronomique de ces déchets qui est souvent citée dans la littérature. A ce titre, ils doivent être considérés comme des amendements organiques comparables aux amendements traditionnels.*

Compte tenu de l'hétérogénéité du terrain d'expérimentation, les différences des taux du carbone résiduel dans le traitement "composts" d'une part et les traitements "boues" d'autre part ne sont pas significatives. Toutefois, la tendance de différenciation qui a été observée pourrait être en relation avec la nature de la matière organique apportée. Le compost contient des quantités importantes de matières organiques peu ou pas fermentescibles (lignine, charbon, fragment de bois, etc...), alors que les boues biologiques sont essentiellement constituées de composés lipidiques et de corps microbiens (composés protéiques, polysaccharidiques, etc...) relativement biodégradables. Les faibles valeurs de carbone résiduel observées dans le cas d'apports des boues peuvent également se justifier par une disparition du carbone par érosion. Cette possibilité sera ultérieurement développée dans le bilan des métaux-traces apportés.

Pour les boues, les taux du carbone résiduel sous culture de maïs ont été significativement différents. Cette différence pourrait s'expliquer par les doses appliquées, la faible valeur correspond aux apports de 10 t/ha tous les ans, alors que la valeur relativement élevée est liée aux apports de 100 t/ha tous les deux ans. *Il semblerait que les boues apportées à fortes doses ont un effet protecteur vis-à-vis de la dégradation de la matière organique.*

A côté de ces résultats, un autre objectif de ce travail était de savoir comment l'augmentation de la teneur en matière organique se traduit sur les propriétés du sol.

- *Pour les apports à doses modérées (10 tonnes de matière sèche), les augmentations de teneur en matière organique entraînent peu ou pas de modifications significatives sur les caractéristiques physiques étudiées (capacité de rétention en eau, vitesse de réhumectation, agrégation, etc.). Ceci peut se comprendre aisément car l'augmentation de stock de la matière organique à la suite de ces apports ne représente que 20 % de la matière organique endogène.*

Dans ce cas, la dilution de cette matière organique exogène, la conception de l'essai (doses d'apport, dimensions des parcelles, etc...) et l'hétérogénéité du site (sol caillouteux, pente, etc...) peuvent masquer les effets différentiels de cette augmentation.

En revanche, les propriétés chimiques du sol ont été significativement modifiées. Dans le dispositif "pommes de terre", où les apports sont de 10 tonnes par hectare, les résultats obtenus ont montré une augmentation de la capacité d'échange cationique, du pH dans le cas des parcelles composts, et des teneurs en éléments fertilisants et certains éléments en traces. La capacité d'échange cationique du sol (3,15 méq/100 g sol) a augmenté de 22 % dans les parcelles recevant des composts et de 24 % dans les parcelles recevant des boues. Pour ces dernières, on a également observé une augmentation importante des teneurs en calcium échangeable, en phosphore assimilable et des accumulations significatives de la plupart des éléments en traces (Cd, Cu, Mn, Pb et Zn). En se référant à la répartition de ces métaux dans le profil 0 - 1 m sur le dispositif "maïs", le déficit de bilan calculé pour les parcelles boues (10 t) va de 30 à 70 % des quantités apportées, ce qui pourrait s'expliquer par des transports particuliers associés à des phénomènes d'érosion (Gomez et al., 1992).

Pour le pH, les effets observés diffèrent selon les conditions expérimentales. Sur une période de temps courte (4 mois d'incubation au laboratoire), l'apport de compost ne modifie pas le pH. Inversement, on observe sur les expériences à long terme une alcalinisation avec une augmentation du pH d'environ 0,3 unité. Pour les apports de boues, on a observé une acidification du sol à court terme, le pH initial du sol diminuant de 0,5 unité. Dans les expériences de longue durée, les apports de boues ne se traduisaient pas par des effets significatifs sur le pH.

- ***Pour les apports massifs des boues (100 t/ha/2 ans)***, des modifications profondes sur l'ensemble des propriétés du sol ont été mises en évidence.

Pour les propriétés physiques, on note une augmentation importante de la rétention en eau : de 120 % à la capacité de rétention au champ et de 300 % au point de flétrissement. Par contre, la réserve en eau utile du sol (RFU) est inchangée. Ceci est compatible avec les observations faites au microscope, sur des lames minces, où l'augmentation de la teneur en matière organique se traduit par la formation d'agrégats plus grossiers avec incorporation sélective des particules les plus fines. Ainsi, l'augmentation relative des micro-agrégats traduirait la formation de micropores non drainés à forte pression (15 bars) sans altérer la macroporosité. Cette microporosité serait également à l'origine de la formation des agrégats. Selon les considérations théoriques de Coughlin et al. (1982) et de Elbirli et al. (1982), ce

serait les forces capillaires entre les particules qui entraîneraient un rapprochement et un phénomène de coalescence des particules les plus fines lors des phénomènes de dessiccation.

Dans une deuxième partie, on a analysé les effets des apports de déchets sur les propriétés de la matière organique (répartition granulométrique, teneur en lipides, extractibilité, énergie de surface) pour en déduire d'éventuels mécanismes de stabilisation.

Les résultats sur la caractérisation des lipides totaux dans les sols ont montré que l'augmentation de la teneur en matière organique entraîne des accumulations importantes de ces composés. La teneur en lipides totaux des sols témoins varie de 0,074 à 0,086 g/100 g de sol. Dans les sols recevant des boues, ces teneurs sont augmentées, suivant la dose, de 40 % (10 t/ha) à 400 % (100 t/ha); cette augmentation est de 28 % dans les parcelles recevant des composts. Pour ces dernières, la proportion des lipides dans la matière organique n'a cependant pas augmenté de façon significative par rapport aux parcelles témoins. Pour les deux traitements "témoin" et "compost", la teneur moyenne en lipides est de 3 g/100 g matière organique. En revanche pour les traitements boues, les proportions de lipides vont, selon la dose, de 4,5 à 7 g pour 100 g de matière organique. Pour les différents traitements, on a montré l'existence des relations linéaires entre l'accumulation des lipides et de carbone.

Pour les traitements boues toutes doses confondues :

$$(\text{lipides totaux} = 0,18 \text{ carbone total} - 0,14 ; r^2 = 0,95^{***})$$

Pour les traitements témoin et compost :

$$(\text{lipides totaux} = 0,09 \text{ carbone total} - 0,03 ; r^2 = 0,93^{***}).$$

Pour les sols recevant des boues, cela signifie qu'il y a un enrichissement du carbone en lipides.

Dans toutes les parcelles boues du dispositif "maïs", on a également montré que par rapport au témoin, l'augmentation des lipides associés est deux fois plus importante que pour les lipides libres. Dans le dispositif "pommes de terre", où les itinéraires techniques (irrigation, désherbage, restitutions de végétaux, nature de la matière organique apportée, etc...) semblent moins favorables à la minéralisation, on n'a pas observé cette tendance. Les taux de lipides

libres résiduels, calculés à l'hectare, sont de 3 à 6 % dans les différentes parcelles recevant des boues ; ces taux sont de loin inférieurs aux taux du carbone résiduel dans ces parcelles. Par ailleurs, les expériences d'incubation dans des conditions contrôlées ont montré qu'indépendamment des types de sol *la minéralisation des lipides libres est très rapide* : au bout de 4 mois d'incubation des boues, on a noté une disparition de 60 % des lipides libres initialement apportés, alors que la disparition du carbone est en moyenne de 20 %. *Ces résultats suggèrent que les lipides libres ont une biodégradabilité plus importante que d'autres formes de carbone et que cette biodégradabilité est accompagnée d'une augmentation préférentielle des lipides associés qui, par définition, sont liés aux argiles et aux substances humiques.*

Rappelons que la minéralisation rapide des lipides libres n'est pas en contradiction avec l'enrichissement de la matière organique en lipides au champ. En effet, suite aux apports de boues, la quantité de lipides libres trouvée dans les parcelles "boues" ne représente au maximum que 6 % des quantités des lipides apportées au terme de l'expérience. Autrement dit, un rapport lipides / carbone de 0,20 (lié à une disparition de 60 % des lipides en incubation, cf. tableau XXIX) est tout à fait compatible avec un rapport de 0,10 (tableau XXVIII) issu d'une disparition de 96 % des lipides libres au champ.

Le fractionnement granulométrique des sols des parcelles "témoin" , "compost" et "100 tonnes de boues" a montré que les répartitions granulométriques de la matière organique dans le sol témoin et le sol "compost" sont comparables. Les teneurs en carbone des fractions 0 - 2 μm et 2 - 50 μm sont, respectivement, de 123 et 57 ‰ pour le traitement témoin et de 122 et 59 ‰ pour le traitement compost. Ceci représente environ 31 et 45 % du carbone total pour la parcelle témoin et 35 et 43 % pour la parcelle compost. *Par contre, l'augmentation de la teneur en matière organique dans la parcelle boues se traduit par une augmentation spectaculaire des quantités de carbone et de lipides associés aux fractions fines.* Pour la seule fraction 0 - 2 μm , ces quantités représentent respectivement 29 et 5,4 t/ha, à rapprocher des 6,4 et 0,13 t/ha dans le cas de la parcelle témoin.

La question posée était de savoir si la richesse en lipides de la fraction organo-argileuse suite aux apports des boues, augmente l'hydrophobicité de la matière organique.

Pour vérifier cette hypothèse, la nature hydrophobe de cette matière organique a été étudiée en déterminant l'énergie de surface des fractions organo-argileuse 0 - 2 μm à partir de mesures des angles de contact θ solide-liquide. En première approximation, les variations des valeurs de θ de 20 à 60° observées avec l'eau sont en accord avec une augmentation de l'hydrophobicité des sols recevant des boues ou des composts.

Les déterminations de l'énergie de surface des fractions fines ont mis en évidence que l'accumulation de matière organique issue de boues ou de compost ne modifie pas la composante apolaire (γ_s^{LW}) résultant de forces de Lifshitz - van der Waals, qui est sensiblement de l'ordre de 42 mJ/m^2 , et ceci quel que soit le traitement. En revanche, les interactions polaires diminuent considérablement, puisque la composante polaire (γ_s^{AB}) de l'énergie de surface diminue de 18 à 9 mJ/m^2 dans le cas du dispositif "pommes de terre" et de 29 à 11 mJ/m^2 dans le cas du dispositif "maïs". La diminution de la composante polaire ne semble pas avoir la même origine pour les deux dispositifs :

- pour le dispositif maïs, la diminution de γ_s^{AB} associée à des apports de 100 t de boues traduit une covariation des sites accepteurs et donneurs d'électrons (γ_s^- et γ_s^+). Cette observation s'explique par l'accumulation des lipides dans la matière organique pour lesquels la prédominance des groupements apolaires conduit, à la limite, à $\gamma_s^+ = \gamma_s^- = 0$. Cette hypothèse vient renforcer les observations selon lesquelles les substances humiques extraites des boues ou des sols traités avec des boues ont un caractère aliphatique très prononcé (Boyd et Sommers, 1990 ; Dinel et al., 1987).
- pour le dispositif "pommes de terre", la diminution de la composante polaire de l'énergie de surface serait surtout due à une diminution des sites accepteurs d'électrons (γ_s^+). Cette diminution de γ_s^+ a été expliquée par la fixation des cations alors que la variation de γ_s^- peut s'expliquer par une saturation des sites acides de Lewis (γ_s^+) par la fonction OH, car le pH de ces parcelles est relativement alcalin.

En définitive, la diminution de la composante polaire de l'énergie de surface par accumulation des lipides ou par blocage des sites accepteurs et donneurs d'électrons (γ_s^+ et γ_s^-) rend apparemment la matière organique moins riche en groupements fonctionnels. Cette observation est en accord avec la diminution de la solubilité, dans les solvants alcalins, de la matière organique des sols recevant des boues ou des composts.

Ainsi, les apports des composts et des boues se traduisent par une diminution de l'extractibilité du carbone sous forme d'acides humiques et d'acides fulviques. Par rapport aux

traitements témoins, cette diminution est de 26 % pour le traitement "compost" et de 20 % pour le traitement "boues" sous culture de maïs. Le traitement "boues" sous culture de pommes de terre, n'entraîne que la diminution de la proportion du carbone extrait sous forme d'acides fulviques, de l'ordre de 30 %. Toutefois, la diminution de l'extractibilité ne semble pas avoir la même explication pour les deux traitements "compost" et "boues". Ceci peut se comprendre par la solubilité alcaline de la matière organique des boues, composts et sols non traités. Pour ces matériaux, l'extractibilité du carbone sous forme d'acides humiques est différente, elle se classe dans l'ordre : boues (33 %) > sols (22%) > composts (11 %). La faible extractibilité de la matière organique des sols recevant des composts serait due au faible caractère acido-basique de la matière organique des composts, car celle-ci est moins extractible. En revanche pour les sols recevant des boues, la diminution de l'extractibilité de la matière organique stabilisée pourrait être due à un enrichissement en lipides de la matière organique endogène par adsorption hydrophobe, selon les mécanismes développés par Wershaw (1986 et 1989). Cet auteur propose que les substances humiques, qui sont les produits de la dégradation partielle des résidus végétaux dans le sol, s'organisent en micelles stabilisées par des liaisons faibles telles que les liaisons hydrogènes, les liaisons π et les interactions de nature hydrophobe. Dans ce modèle développé pour décrire la fixation des micropolluants organiques très hydrophobes, la matière organique du sol est considérée comme un composé lipophile, dans lequel les composés de type lipides vont être adsorbés par effet hydrophobe.

Si l'augmentation de l'hydrophobicité des sols recevant 10 t de boues ou de compost a pu être nuancée par les mesures de propriétés de surface, elle n'entraîne cependant aucune conséquence sur la vitesse de réhumectation par remontée capillaire qui est comparable à celle du sol témoin, de l'ordre de 1 mn/cm. Par contre, la vitesse de réhumectation du sol recevant 100 tonnes des boues est très lente, 14 minute / cm.

Ainsi, la matière organique des sols recevant 100 t de boues, associée à la fraction 0 - 2 μm , présente un caractère hydrophobe marqué et une faible extractibilité dans les solvants alcalins, d'une part, et forme des agrégats peu mouillables, d'autre part. Elle serait donc protégée physiquement et/ou chimiquement par effet hydrophobe des lipides.

Les résultats obtenus dans ce travail ne permettent pas de préciser si la matière organique ainsi stabilisée est néoformée ou héritée par simple accumulation des boues. Plusieurs éléments indiqueraient toutefois que la matière organique stabilisée n'est pas héritée de la boue :

- Les résultats des expériences d'incubation, portant sur la minéralisation des lipides libres dans le sol et les déchets organiques, indiquent une dégradation rapide des lipides. On peut donc admettre que la fraction lipidique contenue dans les boues a été fortement dégradée car les conditions au champs sont favorables à la minéralisation. Ceci est compatible avec la forte augmentation des lipides associés dans les sols recevant des boues.
- L'accumulation d'une matière organique non transformée dérivant de boues devrait se traduire par une augmentation de l'extractibilité du carbone par la soude, sous forme d'acides humiques car sa solubilité dans les boues est plus élevée que sur les sols témoins. Expérimentalement, on observe néanmoins une chute importante de l'extractibilité du carbone dans les parcelles 10 ou 100 t de boues. Ce qui indiquerait la présence de matière organique néoformée, moins riche en groupements fonctionnels, et non héritée.

Pour confirmer cette hypothèse, des expériences utilisant des traceurs ou des techniques physiques d'analyse de la nature biochimique de cette matière organique stabilisée (RMN, IRTF, etc) seraient nécessaires .

ANNEXE

I. ANALYSES COURANTES DE LABORATOIRE

- Humidité : c'est la quantité d'eau perdue par un échantillon de terre ou de déchet organique séché à l'air, chauffé à l'étuve à 105°C pendant 24 heures. Elle est exprimée en pourcentage de l'échantillon.
- pH (eau et KCl) : à l'aide d'un pH-mètre électronique Tacussel, la mesure du pH-eau est effectuée dans une suspension agitée d'échantillon frais tamisé à 2 mm (20 g de sol ou 5 g de déchet/50 ml eau). Ensuite, pH-KCl est mesuré sur la même suspension après avoir ajouté 3,7 g de KCl.
- Granulométrie : la méthode de la pipette "Robinson" a été employée pour déterminer les pourcentages de constituants granulométriques fins (argile et limons) des sols.
- Capacité d'échange cationique (CEC) : par la méthode de METSON.
- Humidité équivalente à 1 000 g (pF3) : la méthode de centrifugation.

II. DOSAGE DU CARBONE TOTAL

1. Par coulométrie

Cette technique consiste en une combustion par voie sèche dans un four à 1 200°C sous courant d'oxygène. Ce qui permet une oxydation complète du carbone organique et une décomposition complète des carbonates en CO₂. Le dosage de CO₂ est réalisé dans une cellule associée à un ensemble électronique de coulométrie.

Principe de la méthode

La cellule de mesure contient une solution aqueuse de perchlorate de baryum à 5 % maintenue à pH constant, voisin de 10, par électrolyse. L'introduction de gaz carbonique provoque une diminution du pH, immédiatement compensée par électrolyse. La quantité d'électricité utilisée pour retour au pH d'équilibre, proportionnelle à la quantité de gaz carbonique introduit, est mesurée par coulométrie.

Description et fonctionnement

Le chauffage est effectué durant 7 minutes dans un four à induction. L'échauffement de l'échantillon est provoqué par un ajout de métal dans le creuset. L'oxydation de l'échantillon se fait simultanément avec celle du métal.

Le carbone est alors transformé en CO et CO₂. Il est véhiculé par un courant d'oxygène. Ce flux gazeux passe dans un four à catalyse contenant de l'oxyde de cuivre maintenu à 900° C afin de transformer le CO en CO₂. Par la suite, ces gaz traversent un piège à SO₂ et sont entraînés vers la cellule de titrage. La cellule de titrage se compose d'un compartiment référence (R), d'un compartiment anodique (A) et d'un compartiment cathodique (C) séparés par des diaphragmes de porcelaine poreuse.

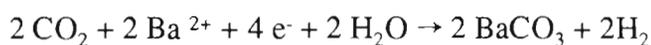
Dans le compartiment (C) où est injecté le CO_2 , on trouve une électrode de verre et une électrode platine permettant l'électrolyse de la solution de perchlorate de baryum. Dans le compartiment anodique contenant l'électrode platine, on trouve une solution de perchlorate de baryum à 15 % saturée en carbonate de baryum. Enfin dans la cellule de référence, on trouve une électrode Ag/AgCl (référence de l'électrode de verre) plongée dans une solution saturée en chlorure de sodium.

Réactions observées

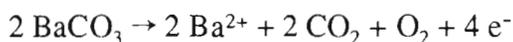
- Dans le compartiment cathodique :



soit globalement { (1) + (2) } :



- Dans le compartiment anodique :



Avantages de la méthode

Les diffusions étant empêchées par la présence des diaphragmes en porcelaine, il convient de considérer ces deux réactions comme indépendantes. La connaissance des réactions électrochimiques mises en jeu et la possibilité de mesurer exactement la quantité d'électricité consommée font de cette méthode une méthode absolue.

Par ailleurs, la connaissance des réactions permet facilement de relier à une quantité d'électricité une quantité de carbone (1 coulomb = 6 g de carbone).

Enfin la grande sensibilité du coulomètre fait que cette technique peut être utilisée pour des microdosages (environ 500 μg de C) ou des macrodosages en mettant entre le four et la cellule de dosage une pompe diviseuse de gaz.

2. Par l'autoanalyseur élémentaire (CHX-LECO 600)

Le pourcentage total de carbone, d'azote et d'hydrogène de l'échantillon est déterminé par cette méthode en combustion par voie sèche.

Le procédé analytique est le suivant :

- l'analyse s'effectue par combustion d'environ 200 mg d'échantillon de sol sec broyé finement (inférieur à 200 μm), dans l'oxygène pur, à 950° C. Le CO_2 , la vapeur d'eau, les oxydes d'azote, l'azote et les oxydes de soufre sont les composants pouvant provenir de cette combustion.

- les oxydes de soufre sont retenus par de la chaux dans un second four, de façon à éviter la formation d'acide sulfurique avec la vapeur d'eau résultant de la combustion. Les gaz restants sont rassemblés dans un même volume et sont alors mélangés. Une partie aliquote (10 cm³) de ce mélange est prélevée pour l'analyse. Cette aliquote est entraînée par de l'hélium et traverse un train de purification constitué :

- . de la tournure de cuivre portée à 800° C pour éliminer l'oxygène et transformer les oxydes d'azote en azote gazeux (N₂)
- . d'ascartine et d'anhydronne pour retenir CO₂ et H₂O.

Le carbone et l'hydrogène sont alors dosés dans des cellules infrarouges. L'azote est dosé sur une cellule de conductibilité thermique. Sont pris en compte : le carbone minéral des carbonates, l'hydrogène provenant de l'humidité de l'échantillon et de l'eau d'hydratation des silicates.

III. EXTRACTION DES LIPIDES

Les lipides sont extraits au Soxhlet (schéma V) pendant 48 heures par le chloroforme (CHCl₃).

Les échantillons de sol sont séchés à l'air et tamisés à 2 mm. Les échantillons de boues et de composts sont également séchés et broyés à 0,5 mm. Pour un tube extracteur de 200 ml par exemple, la cartouche correspondante peut contenir de 100 à 150 g de terre ou de 50 à 75 g de déchets urbains.

Les lipides "libres" sont ceux obtenus directement sur l'échantillon. Les lipides "associés" sont obtenus, après la destruction de la matrice organo-minérale sur le culot d'extraction des lipides "libres".

La destruction de la matrice organo-minérale ainsi que l'élimination des cations du culot se font de la manière suivante :

- dans un bécher en plastique, le culot est mis en contact avec un mélange de HCl-HF (2,5 % chacun) à froid, à raison de 150 cm³ pour 100 g de terre, durant 48 heures en agitant de temps en temps.

- ensuite, on filtre sur papier (filtre Ederol n° 13) dans des entonnoirs en plastiques ; le culot est lavé par H₂O jusqu'à pH 5. C'est sur ce culot séché qu'on extrait les lipides "associés".

IV. EXTRACTION ET PURIFICATION DES ACIDES HUMIQUES

(protocole d'extraction avec NaOH 0,1 M sous N₂)

- 10g de déchets urbains séchés à l'air ont été agités à la température du laboratoire pendant 16 h avec 1 l de HCl 1N. Cette opération permet de décomposer des carbonates libres et de déplacer les métaux alcalino-terreux. Le sol n'a pas subi cette opération.
- Après séparation du surnageant par centrifugation à 850 x g pendant 1 h, le résidu a été neutralisé à pH 7 avec NaOH 1 M. On a ensuite ajouté 1 l de NaOH 0,1 M ; avec ce type de protocole, la perte des acides humiques est par définition faible. En revanche, la perte

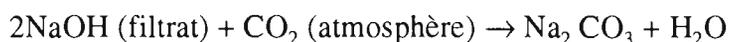
d'acides fulviques peut être importante ; comme les acides fulviques ne sont pas dosés dans ce protocole, on ne tient pas compte de cette perte.

- Parallèlement 100 g de sol tamisé et séché à l'air ont été additionnés de 1 l. de NaOH 1M.
- La suspension obtenue a été agitée dans une atmosphère d'azote (N_2), à la température du laboratoire pendant 24 h.
- Le surnageant alcalin a été séparé du résidu par centrifugation, acidifié à pH 1 avec HCl 6 M et laissé au repos pendant 24 h.
- Le surnageant (acides fulviques) a été séparé du coagulat (acides humiques) par centrifugation.
- Les argiles suspendues ont été écartées en dissolvant les acides humiques avec un minimum de KOH 0,1 M sous N_2 puis en ajoutant KCl pour que le système soit 0,3 M en K.
- Après 4 h de repos, les solides suspendus ont été éliminés par centrifugation.
- La solution claire des acides humiques a été acidifiée à pH 1 ; ces derniers ont été laissés à coaguler pendant 24 h puis séparés par centrifugation.
- Les acides humiques ont été agités 3 fois successivement pendant 24 h dans 250 ml HCl-HF (5 ml HCl 12 M + 5 ml HF 30 M + 990 ml d'eau distillée), jusqu'à ce que la teneur en cendre soit < 1 %.
- Les acides humiques ainsi purifiés ont été lyophilisés, pesés et conservés sur un silicagel dans un dessiccateur à vide.

V. EXTRACTION DES ACIDES HUMIQUES ET FULVIQUES

- 50g de sol séché à l'air et tamisé à 2 mm sont placés dans des tubes de centrifugeuse, auxquels on ajoute 100 ml de NaOH 0,5N.
- Le mélange est agité par rotation durant 4 h puis centrifugé pendant 10 mn à 4 000 tours/mn. Le surnageant contenant les produits humiques solubilisés est ensuite filtré sur filtre plissé Ederol N°13:
- Sur une partie aliquote de filtrat, on amène le pH à 1 par addition de HCl 6N. Après 24 h de repos, les acides humiques précipités sont centrifugés et rincés au moins 3 fois à l'eau bi-permutée afin d'éliminer la plus grande partie des acides fulviques et des composés minéraux.
- Les acides humiques sont alors remis en suspension dans l'eau bi-permutée, à l'intérieur d'un boyau à dialyse Nojax dont les pores ont environ 24 \AA de rayon, et placé dans un bain d'eau également bi-permuté régulièrement renouvelé. Après 48 h de dialyse continue, on considère que le reliquat des acides fulviques et d'acide chlorhydrique est alors éliminé.

- Le produit final est séché à l'étuve à 40° C jusqu'à poids constant et broyé à 315 µm pour analyse.
- Sur le reste de filtrat, on ajoute quelques gouttes de HCl 6N de manière à ramener le pH à 7, cela pour minimiser la fixation du carbone atmosphérique selon la réaction :



- Les composés obtenus après séchage (comme précédemment) constituent les acides humiques et fulviques.
- Comme le temps de filtration de l'extrait sodique était long et risquait d'augmenter la fixation du carbone atmosphérique, le carbone des acides humiques et fulviques a été dosé avant et après décarbonatation avec HCl.

VI. PREPARATION DES SURFACES SOLIDES POUR MESURE D'ANGLES DE CONTACT

1. Extraction de la fraction organo-argileuse (0 - 2 µm)

Un échantillon de 50 g de sol séché à l'air et tamisé à 2 mm, a été immergé durant 2 h dans environ 100 ml d'eau distillée et soumis aux ultrasons dans un bain-marie pendant 30 mn.

La suspension obtenue est tamisée sous eau à 50 µm,

Dans une allonge à sédimentation, la suspension des fractions (0-50 µm) est épuisée de sa fraction 0-2 µm par siphonage à 30 cm après un temps de sédimentation de 24 h.

La fraction < 2 µm est débarrassée de l'eau jusqu'à une concentration d'environ 0,025 g/ml par évaporation à 30° C à l'évaporateur rotatif.

2. Préparation des dépôts orientés

Des lames de verre sont disposées dans des boîtes de Pétri arrangées dans un dessiccateur avec du silicagel.

Sur chaque lame, on dépose 1 ml de la suspension de fraction organo-argileuse préparée précédemment.

On fait le vide du dessiccateur pendant une semaine, de manière à ramener l'humidité des surfaces solides à environ 17 %.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ADEME, 1993. -Collectivités et entreprises confrontées à la nécessaire gestion des déchets. La lettre n°1 mars.
- AGAFONOV O.A., AKBASOVA A.D., KATICHEVA I.A., ROMANOV I.A. et US'YAROV O.G., 1984. - Methods stiromal, a new effective soil structuring and hydrophobizing agent (Translated from pochvovedenye), 1984, n° 4, 109-112.
- AKROUME C., 1985. -Localisation et caractérisation de la matière organique des sols. Définition d'un modèle d'évolution. Thèse de 3ème cycle. Institut National Agronomique. Paris-Grignon, 180 p. et annexe.
- AMBLES A., JACQUESY R., TEJADA A., JAMBU P. et FUSTEC E., 1983. -Origin and dynamic of lipids in a podzol soil. Studies about Humus (Translated of VIIIth International Symposium Humus et Planta), Prague (1983), 5-8.
- AMBLES A., JACQUESY R., JAMBU P., JOFFRE J. et FUSTEC E., 1985. -Influence du fer sur la dynamique des lipides en milieu hydromorphe acide. Agrochimica, XXIX (2/3/4), 199-209.
- AMBLES A., JAMBU P., JACQUESY J-C, PARLANTI E. et SECOUET B., 1993. -Changes in the ketone portion of lipidic components during the decomposition of plant debris in a hydromorphic forest-podzol. Soil Science, 156 (1), 49-56.
- AMBLES A., JAMBU P. et NTSIKOUSSALABONGUI B., 1989. -Evolution des lipides naturels d'un podzol forestier induite par l'apport d'engrais minéraux : hydrocarbures, cétones, alcools. Science du Sol, 27(3), 201-214.
- AMBLES A., MAGNOUX P., JAMBU P., JACQUESY R. et FUSTEC E., 1989. -Effects of addition of bentonite on the hydrocarbon fraction of podzol soil (A1 horizon). Journal of Soil Science, 40, 685-694.
- AMBLES A., JAMBU P. et NTSIKOUSSALABONGUI B., 1990. -Evolution des acides gras d'un podzol forestier induite par l'apport d'engrais minéraux. Science du Sol, 28(1), 27-42.
- AMBLES A., JACQUESY R., JAMBU P., JOFFRE J. et MAGGI-CHURIN R., 1991. -Polar lipid fraction in soil : a kerogen-like matter. Org. Geochem., 17(3), 341-349.
- ANDRADE J.D., MA S.M., KING R.N. et GREGONIS D.E., 1979. -Contact angle at the solid-water interface. J. colloid Inter. Sci., 72, 488-494.
- ANDREYEV L.V., NEMIROVSKAYA I.B., NIKITIN D.I., TOMASHCHUK A.Y. et KHMEI'NITSKIY R.A., 1981. -Lipid composition of humus. Soviet Soil Science, 12, 406-412.
- ANRED-SATUC., 1986. -Les certificats de qualification du compost urbain compost Information n°24. 3ème trimestre.
- AVNIMELECH Y., COHEN A. et SHKEDI D., 1990. -The effet of municipal solid waste compost on the fertility of clay sols. Soil Technology, 3, 275-284.
- BAILLY J.R., 1985. -Quelques aspects de la biochimie des lipides du sol. Agrochimica, XXIX (1), 64-92.
- BAIZE D., 1988. -Guides des analyses courantes en pédologie : 172 p. INRA, Ed., Paris, ISBN
- BALESDENT J., PETRAUD J.P. et FELLER C., 1991. -Effets des ultrasons sur la distribution granulométrique des matières organiques des sols. Science du Sol, 29 (2), 95-106.

- BLIGH E.G. et DYER W.J., 1959. -A rapid method of total lipid extraction and purification. Can. J. of Biochem. and Physiol., 37, 911-917.
- BLONDEAU R. et KALINOWSKI E., 1986. -Note. Fractionation of humic substances by hydrophobic interaction chromatography. Journal of Chromatography, 351, 585-589.
- BOYD S.A. et SOMMERS L.E. 1990. -Humic and Fulvic acid fractions from sewage sludges and sludge-amended In humic substances in soil and crop sciences. Ed. American Society of Agronomy and soil science Society of America, p.203-220.
- BOYLE M. et PAUL E.A., 1989. -Carbon and Nitrogen mineralization kinetics in soil previously amended with sewage sludge. Soil Sci. Soc. Am. J., 53, 99-103.
- BRAIDS O.C. et MILLER R.H., 1975. - Fats, waxes and resins in soil 343-368. In soil compenents. L. E. Gieseking, Ed. New York, Springer, verlag.
- BUSSCHER H.J., VAN PELT A.W.J., DE BOER P., DE JONG H.P. et ARENDS J., 1984. -The effect of surface roughening of polymers on measured contact angles of liquids. Colloids and Surfaces, 9, 319-331.
- CALDERONI G. et SCHNITZER M., 1984. -Effects of age on the chemical structure of paleosol humic acids and fulvic acid. Geochim. Cosmochim. Acta 48, 2045-2051.
- CABRERA F., DIAZ E. et MADRID L., 1989. -Effect of using urban compost as manure on soil contents of some nutrients and heavy metals. J. Sci. Food Agric., 47, 159-169.
- CALVET R., 1989. -Absorption of organic chemicals in soils . Environmental Health Perspectives, 83, 145-177.
- CAPRIEL P., BECK T., BORCHERT H. et HARTER P., 1990. -Relationship between soil aliphatic fraction extracted with supercritical hexane, soil microbial biomass and soil aggregate stability. Soil Sci. Soc. Am. J., 54, 415-420.
- CASTAGNOLI O., MUSMECI L., ZAVATTIERO E. et CHIRICO M., 1990. -Humic substances and humification rate in a municipal refuse disposed of in a landfill. Water, Air and Soil pollution, 53, 1-12.
- CHAE Y.M. et LOWE L.E., 1981. -Fractionation by column chromatography of lipids and lipid surface extracted from soils. Soil Biol. Biochem., 13(4), 257-260.
- CHASSIN P., LE BERRE B. et NAKAYA N., 1977. Présenté par WYART H.J. -Influence des substances humiques sur les propriétés des argiles ; Importance du mode de préparation sur les propriétés d'hydratation des associations montmorillonite-acides humiques. C.R. Acad. Sci. Paris. T. 284 (2 mai 1977), Série D. 1659-1662.
- CHASSIN P., 1979. -Détermination de l'angle de contact acides humiques. Solutions aqueuses de diols. Conséquences sur l'importance relative des mécanismes de destruction des agrégats. Ann. Agron., 30(6). 481-491.
- CHASSIN P. et CALVET R., 1984. -Rétention des molécules herbicides dans les sols. Réflexions sur le rôle des matières organiques. Comportement et effets secondaires des pesticides dans le sol. Versailles, 4-8 Juin 1984, Ed. INRA, Publ. 1985 (Les colloques de l'INRA).
- CHASSIN P., JOUNAY C. et QUIQUAMPOIX H., 1986. -Measurement of the surface free energy of calcium-montmorillonite. Clay Miner., 21, 899-907.

- CHENU C., 1985. -Etude expérimentale des interactions argile-polysaccharides neutres. Contribution à la connaissance des phénomènes d'agrégation d'origine biologique dans les sols. Thèse Université Paris VII, 159 p.
- CHENU C., JOUANY C. et CHASSIN P., 1992. -Surface energy of clay-polysaccharide complexes from contact angle measurements. In press.
- CHIOU C.T., 1989. -Theoretical considerations of the partition uptake of nonionil organic compounds by soil organic matter. 1-29. In reactions and mouvement of organic chemicals in soils, Special publication n°22, SSSA Ed, Madison, USA.
- CHOSSAT-COLLAS M., 1982. -Etude de la réserve en eau des sols Sableux des Landes en vue de l'irrigation. Rapport C.E.M.A.G.R.E.F. -BORDEAUX, 25 p.
- CHISHTI S.S., HASNAIN S.N. et KHAN M.A., 1992. -Studies on the recovery of sludge protein. Wat. Res., 26(2), 241-248.
- CLAPP C.E., STARK S.A., CLAY D.E. et LARSON W.E., 1986. -Sewage Sludge organic matter and soil properties. 209-251. In the role of organic matter in modern agriculture, Chen Y. and avnimelech Y. Eds. - Martinus Nijhoff publ. (Dordrecht).
- CONCARET J., 1967. -Etudes des mécanismes de la destruction des agrégats de terre au contact de solutions aqueuses. Ann. Agron., 18, 65-144.
- COREY R.B., KING L.D., LUE-HING C., FANNING D.S., STREET J.J. et WALKER J.M., 1987. -Effects of sludge properties on accumulation of trace elements by crops. 25-51. In land application of sludge, Lewis Publ., Chelsea, MI.
- COUGHLIN R.W., ELBIRLI B. et VERGARA-EDWARDS L., 1982. -Interparticle force conferred by capillary-condensed liquid at contact points. 1. Theoretical considerations. Journal of Colloid and Interface Science, 87(1), 18-30.
- COULIBALY. 1984. -Influence des lipides sur les propriétés physiques des sols. Formation de complexes argilo-lipidiques. Thèse de 3ème cycle, Université de Poitiers, 116p.
- DE BRUIJN J. et HERMENS J., 1990. -Relationships between octanol/water partition coefficients and total molecular surface area and total molecular volume of hydrophobic organic chemicals. Quant. Struct. Act. Relat., 9, 11-21.
- DEBANO L.F., MANN L.D. et HAMILTON D.A., 1970. -Division S.7. Forest and range soils. Translocation of hydrophobic substances into soil by burning organic litter. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 34, 130-133.
- DEIANA S., GESSA C., MANUNZA B., RAUSA R. et SEEBER R., 1990. - Analytical and spectroscopic characterization of humic acids extracted from sewage sludge, manure and worm compost. Soil science, 150 (1), 419-424.
- DEKKER L.W. et JUNGERIUS P.D., 1990. -Water repellency in the dunes with special reference to the Netherlands. Catena, 18, 173-183.
- DICKHUT R.M., ARMSTRONG D.E. et ANDREN A.W., 1991. -The solubility of hydrophobic aromatic chemicals in organic solvent/water mixtures : Evaluation of four mixed solvent solubility estimation methods. Environmental Toxicology and Chemistry, 10, 881-889.

- DINEL H., LEVESQUE M. et MEHUYS G.R., 1991. -Effects of long-chain aliphatic compounds on the aggregate stability of a lacustrine silty clay. Soil Science, 151(3), 228-239.
- DINEL H., SCHNITZER M. et MEHUYS G.R., 1990. - Soils lipids : origin, nature, contents, decomposition and effect on soil physical properties. In J. M. Bollag and G. Stotzlag (Eds.). Soil Biochemistry, 6, 397-429. Marcel Dekker, New York.
- ELBIRLI B., et al., VERGARA-EDWARDS L. et COUGLIN R.W., 1982. -Interparticle Force conferred by capillary -condensed liquid at contact points.II. Experimental measurements. Journal of Colloid and Interface Science, 87 (1), 31-45.
- EPSTEIN E., TAYLOR J.M. et CHANEY R.L., 1976. - Effects of sewage sludge and sludge compost applied to soil on some Soil physical and chemical properties. J. Environ. Qual., 5(4), 422-426.
- EPSTEIN E., 1974. - Effect of sewage sludge on some soil properties. J. Environ. Qual., 4(1), 139-142.
- FAHD-RACHID A., 1990. -Mise au point méthodologique sur l'estimation de l'azote organique potentiellement minéralisable dans le sol. Document ORSTOM Montpellier, n° 1, 60p.
- FELLER C. et GANRY F., 1981. -Décomposition et humification des résidus végétaux dans un agro-système tropical. III. Effet du compostage et de l'enfouissement de divers résidus de récolte sur la répartition de la matière organique dans différents compartiments d'un sol sableux. Agronomie Tropicale, XXXVII, 3, 262-269.
- FELLER C., BERNHARDT-REVERSAT F., GARCIA J.L., PANTIER J.J., ROUSSOS S. et VAN VLIET-LANOE B., 1983. -Etude de la matière organique des différentes fractions granulométriques d'un sol sableux tropical. Effet d'un amendement organique (compost). Cah. ORSTOM, Sér. Pédologie, Vol. XX, n° 3, 223-238.
- FELLER C., BURTIN G., GERARD B. et BALESSENT J., 1991. -Utilisation des résines iodiques et des ultrasons dans le fractionnement granulométrique de la matière organique des sols. Intérêts et limites.
- FINK D.H., 1970. -Water repellency and infiltration resistance of organic film-coated soils. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 34, 189-194.
- FIORAMONTI S. et MARTY J.R., 1960. -Compost organique fabriqué à partir des gadoues de la ville de Toulouse. Extrait du Bulletin de l'Association Française pour l'étude du Sol.
- FIORAMONTI S. et MARTY J.R., 1960. -Eléments minéraux dans le compost fabriqué à partir des ordures ménagères de la ville de Toulouse. Extrait du Bulletin de l'Association Française pour l'Etude du Sol.
- FIORAMONTI S. et MARTY J.R., 1966 -Contribution à l'étude du compost obtenu par fermentation des ordures ménagères de la ville de Toulouse. Extrait du Bulletin de l'Association Française pour l'Etude du Sol.
- FOWKES F.M., 1964. -Dispersion force contributions to surface and interfacial tensions, contact angles, and heats of immersion. Adv. Chem. Ser., 43, 99-111.
- FRIDLAND YE.V., 1976. -Lipid (alcohol-benzene) fraction of organic matter in different soil groups. Soviet Soil Science, 8, 548-557.
- FRIDLAND YE. V., 1982. - Some characteristics of soil lipids as a function of ecological conditions. Soviet Soil Science, 14, 80-88.

- FUSTEC-MATHON E., JAMBU P., BILONG R., AMBLES A. et JACQUESY R., 1981. - Interrelations entre les lipides et le fer dans les sols. Influence de l'addition de fer à une horizon A11 de podzol. Migrations organo-minérales dans les sols tempérés. CNRS n°303, 215-225.
- FUSTEC-MANTHON E., MOUCAWI J., JAMBU P., AMBLES A. et JACQUESY R., 1985. -Principaux facteurs influençant l'évolution des lipides végétaux dans le sol. Agrochimica, XXIX (2/3/4), 174-185.
- GALOPPINI et RIFFALDI 1969. -Composizione acidica dell estratto etero del terreno. Agrochimica 13, 207-211.
- GIOVANNINI G., LUCCHESI S. et CERVELLI S., 1983. -Water-repellent substances and aggregate stability in hydrophobic soil. Soil Science, 135(2), 110-113.
- GIOVANNINI G. et LUCCHESI S., 1983. -Effect of fire on hydrophobic and cementing substances of soil aggregates. Soil Science, 136(4), 231-232.
- GIOVANNINI G. et LUCCHESI S., 1983. -The origin and the nature of the soil's water repellent substances : Our preliminary approaching investigations. Studies about Humus (Transl. International VIIIth Symposium Humus et Planta), Prague (1983), 33-36.
- GIOVANNINI G. et LUCCHESI S., 1984. -Differential thermal analysis and infrared investigations on soil hydrophobic substances. Soil Science, (), 457-463.
- GIUSQUIANI P.L., MARUCCHINI C. et BUSINELLI M., 1988. -Chemical properties of soils amended with compost of urban waste. Plant and Soil, 109, 73-78.
- GOMEZ et al., 1984. -Etude de l'incidence de l'apport des boues de stations d'épuration à des sols sableux sur l'évolution qualitative et quantitative de la matière organique de ces sols. Convention d'étude I.N.R.A. Bordeaux - Secrétariat d'Etat à l'Environnement n°81-285 : 37 p.
- GOMEZ et al., 1992. -Bilan des éléments traces métalliques transférés dans un sol sableux après 16 années d'apport continu et connus de boues de station d'épuration et de fumier de ferme en monoculture irriguée de maïs. Convention de recherche I.N.R.A. -Bordeaux -Ministère de l'Environnement n°89-256. 15p.
- GONZALES-VILLA. F.J.and MARTTIN F., 1985. - Chemical structural characteristics of humic acids extracted from composted municipal refuse. Agric. Ecosyst. Environ. 14 : 267-278.
- GOOD R.J., 1979. -Contact angle and the surface free energy of solids. Surface and Colloid Science, 11, 1-29.
- GRELEWICZ A. et PLICHTA W., 1985. -The effect of the physical state of the surface of organic soil material on its wettability. Forest Ecol. Manag., 11, 245-256.
- GUICHET J., 1987. -Evolution d'une rendzine consécutive à 25 années d'épandage d'eaux résiduaires de laiteries. Bull. Ass. Fr. Etude Sol. Sci. Sol. 25, 95-106.
- GUPTA S.C., DOWDY R.H. et LARSON W.E., 1977. -Hydraulic and thermal properties of a sandy soil as influenced by incorporation of sewage sludge. Soil Sc. Soc. Am. J., 41, 601-605.
- HAGHRIRI F. 1974. -Plant uptake of cadmium as influenced by cation exchange capacity, organic matter, Zinc, and Soil Temperature. J. Environ. Qual. 3(2), 180-183.
- HARDING S.A., CLAPP C.E. et LARSON W.E., 1985. -Nitrogen availability and uptake from field soils five years after addition of sewage sludge. J. Environ. Qual. 14(1), 95-100.

- HASSETT J.J., BANWART W.L., WOOD S.G. et MEANS J.C., 1981. -Sorption of a-Naphthol : Implications concerning the limits of hydrophobic sorption. Soil Sci. Soc. Amer. J., 45, 38-42.
- HENG S. et GOH K.M., 1981. -A rapid method for extracting lipid components from forest litter especially adapted for ecological studies. Communication in Soil Science and Plant Analysis, 12, 1283-1292.
- HOHLA G.N., JONES R.L. et HINESLY T.D., 1978. -The effect of anaerobically digested sewage sludge on organic fractions of blount sill loam. J. Environ. Qual., 7(4), 559-563.
- HOLT M.S. et BERNSTEIN S.L., 1992. -Linear alkylbenzenes in sewage sludges and sludge amended soils. Wat. Res. 26(5), 613-624.
- HUE N.V., SILVA J.A. et ARIFIN R., 1988. -Sewage sludge-soil interactions as measured by plant and soil chemical composition. J. Environ. Qual., 17(3), 388-390.
- INOKO A., MIYAMATSU K. et SUGAHARA K., 1979. -On some organic constituents of city refuse composts produced in Japan. Soil Sci. Plant Nutr., 25(2), 225-234.
- JAMBU P., FUSTEC E. et JACQUESY R., 1978. -Les lipides des sols : nature, origine, évolution, propriétés. Science du Sol, 1978, 229-240.
- JAMBU P., MOUCAWI J., FUSTEC E., AMBLES A. et JACQUESY R., 1985. -Inter-relation entre le pH et la nature des composés lipidiques du sol : étude comparée d'une rendzine et d'un sol lessivé glossique. Agrochimica, XXIX (2/3/4), 186-198.
- JAMBU P., BILONG P. et AMBLES A., 1987. -Influence d'apports minéraux sur l'évolution des lipides naturels de sols acides. Science du Sol, 25(3), 161-172.
- JANCZUK B., CHIBOWSKI E., HAJNOS M., BIALOPIOTROWICZ T. et STAWINSKI J., 1989. -Influence of exchangeable cations on the surface free energy of kaolinite as determined from contact angles. Clays and Clay Minerals, 37(3), 269-272.
- JANCZUK B., HAJNOS M., BIALOPIOTROWICZ T., KLISZCZ A. et BILINSKI B., 1990. -Hydrophobization of the soil by dodecylammonium hydrochloride and changes of the components of its surface free energy. Soil Science, 150(5), 753-762.
- JOUANY C. et CHASSIN P., 1987. -Wetting properties of Fe and Ca humates. The Science of the Total Environment, 62, 267-270.
- JOUANY C., CHENU C. et CHASSIN P., 1992. -Détermination de la mouillabilité des constituants du sol. Revue bibliographique. Science du Sol, 30(1), 33-47.
- JOUANY C., 1991. -Surface free energy components of clay-synthetic humid acid complexes from contact-angle measurements. Clay and Clay Minerals, 39(1), 43-49.
- JUSTE C., 1980. -Avantages et inconvénients de l'utilisation des composts d'ordures ménagères comme amendement organique des sols ou supports de culture. Journées internationales sur le compost, Madrid, 22-26.
- JUSTE C., 1988. -La valeur agronomique du compost. Actes du Colloque Tome 1. "Le compostage et la commercialisation des composts : de nouvelles perspectives". Poitiers- Futuroscope.

- JUSTE C. et SOLDA P., 1977. - Effets d'applications massives de boues de stations d'épuration urbaines en monoculture de maïs : actions sur le rendement et la composition des plantes et sur quelques caractéristiques du sol. Science du Sol - Bulletin de l'A.F.E.S., n° 3.
- JUSTE C. et SPALLACCI P. 1991. -European conference. Environment, Agriculture, stock farming in Europe Mantua (ITALY). Effect of animal effluent applications on soil behaviour. Report of working group 2.2.
- JUSTE C. et MENCH M., 1992. - Long-term application of sewage sludge and its effects on metal uptake by crops. Biogeochemistry of trace metals. Domy C. Adriano (eds). Lewis publishers Boca Raton, Ann arbor, London, Tokyo, p : 159-193.
- JUSTE C., 1980. - Exportation maximale de biomasse et conservation de la fertilité des sols en zone tempérée : cas de l'enlèvement des pailles à des fins énergiques. Coll. C.E.C.E.C.A. "Agriculture et Energie". Paris février, 1980.
- KELLING K.A., PETERSON A.E., WALSH L.M., RYAN J.A. et KEENEY D.R., 1977. -A field study of the agricultural use of sewage sludge. I. Effect on crop yield and uptake of N and P. J. Environ. Qual. 6(4), 339-344.
- KHALEEL R., REDDY K.R. et OVERCASH M.R., 1981. -Changes in soil physical properties due to organic waste applications : a review. Journal Environ. Qual., 10, 133-141.
- KING P.M., 1981. -Comparison of methods for measuring severity of water repellence of sandy soils and assessment of some factors that affect its measurement. Austr. J. Soil Res., 19, 275-285.
- KING L.D. et MORRIS H.D., 1973. - Land disposal of liquid sewage sludge : IV. Effect of soil phosphorus, potassium, calcium, magnesium and sodium. J. Environ. Qual. 2(3), 411-414.
- KING L.D. et MORRIS H.D., 1992. - Land disposal of liquid sewage sludge : II. The effect on soil pH, Manganèse, Zinc and growth and chemical composition of rye (secale cereales L.) J. Environ. Qual. 1(4), 425-429.
- KLADIVKO E.J., et NELSON D.W., 1979. -Changes in soil properties from application of anacrobic sludg. J. Water Pollut. Control. Fed. 51, 325-333.
- LAFRANCE P., VILLENEUVE J.P., MAZET M., AYELE J. et FABRE B., 1991. -Organic compounds absorption onto activated carbon : The effect of association between dissolved humic substances and pesticides. Environmental pollution, 72, 331-344.
- LAVIELLE L., 1989. -La mouillabilité. Ann. Phys. Fr., 14, 1-48.
- LERCH R. N., BARBARICK K. A., AZARI P., SOMMERS L.E. et WESTFALL D.G., 1993. -Sewage sludge proteins : I. Extraction methodology. J. Environ. Qual. 22, 620-624.
- LETEY J., OSBORN J. et PELISHEK R.E., 1962. -Measurement of liquid-solid contact angles in soil and sand. Soil Science, 93(3), 149-153.
- LEVI-MINZI R., SARTORI F. et RIFFALDI R., 1981. - Caractérisation de la fraction organique et de la fraction minérale cristalline des boues d'épuration. In Characterization, treatment and use of sludge. P. L'hermite and H. Ott (eds). Reidle publishing, Dordrech, 291-293.
- LINERES M., 1989. - Bibliographical study of agronomic experiments related to the use of urban waste composts. The problem of heavy metals. RID Programme on recycling and utilization of waste. Ed. Commission des Communautés Européennes-DG XII, 181 p.

- LINERES M., CHAUSSOD R., JUSTE C. et SOLDA P., 1988. -Microbial biomass and biological activities in an acid sandy soil treated with sewage sludge or farmyard manure in a long term field experiment. Proc. Conference "Sewage sludge treatment and use : new developments, technological aspects and environmental effects", Amsterdam.
- LINERES M., JUSTE C., TAUZIN J. et GOMEZ A., 1985. -Effect of a long term sludge disposal on the soil organic matter characteristics. Proc. 4th Internat. Symposium "Processing and use of organic sludge and liquid agricultural wastes", Rome, Riedel Publ. C., Dordrecht (NLD), 336-347.
- LINERES M., PETRUZZELLI G., 1988. -Some environmental problems connected with the use of town refuse compost. Proc. of a Workshop "Compost processes in waste management", Monastery of Neresheim (FRG)...
- LUBET E. et JUSTE C., 1985. - Cinétique de la production de matière sèche et de prélèvement d'éléments nutritifs par une culture irriguée de maïs à haute potentialité de rendement. Agronomie, 5(3), 239-250.
- MAS'SHUM M., et FARMER V.C., 1985. -Origin and assesment of water repellency of a sandy south australian soil. Short Communication Austr. J. Soil. Res., 23, 623-626.
- MA'SHUM M., TATE M.E., JONES G.P. et OADES J.M., 1988. -Extraction and characterization of water repellent materials from australian soils. Journal of Soil Science, 39, 99-110.
- MAGDOFF F.R. et AMADON J.F., 1980. -Nitrogen availability from sewage sludge. J. Environ. Qual. 9(3), 451-454.
- MALLIK A.U. et RAHMAN A.A., 1985. -Soil water repellency in regularly burned Calluna heathlands : comparison of three measuring techniques. Journal of Environmental Management, 20, 207-218.
- MAGNOUX P., 1982. - Etude de l'influence d'apports d'argiles sur la composition de la fraction lipidique d'un sol carencé. Thèse de 3ème cycle, Université de Poitiers, U.E.R. des Sciences fondamentales et appliquées, 115 p.
- MAYS D.A., TERMAN G.L. et DUGGAN J.C., 1973. -Municipal compost : effects on crop yields and Soil Properties. J. Environ. Qual. 2(1), 89-92.
- McGHIE D.A. et POSNER A.M., 1980. -Water repellence of a heavy-textured western australian surface soil. Austr. J. Soil Res., 1980, 18, 309-323.
- McGHIE D.A. et POSNER A.M., 1981. -The effect of plant top material on the water repellence of fired sands and water repellent soils. Austr. J. Agric. Res., 32, 609-620.
- MERILLOT J.M. et XAVIER F., 1986. -Caractérisation analytique des composts urbains. 2-7. Compost information n° 22, 1er trimestre, A.N.R.E.D.
- MITCHELL M.J., HARTENSTEIN R., SWIFT B.L., NEUHAUSER E.F., ABRAMS B.I., MULLIGAN R.M., BROWN B.A., CRAIG D. et CAPLAN D. 1978. -Effects of different sewage sludges on some chemical and biological characteristics of soil. J. Environ. Qual. 7(4), 551-559.
- MOREL J.L. et JACQUIN F., 1976. -Détermination de l'aptitude à la biodégradation de boues résiduaires d'origines diverses. Action sur les propriétés physico-chimiques du sol. In Soil Organic Matter Studies, Proced. Symposium IAEA-FAO, Braunschweig, Vol. II, 265-275.
- MOREL J.L., GUCKERT A. et SEDOGO M., 1978. -Effets de l'épandage de boues résiduaires urbaines sur l'état physique du sol. Bulletin ENSAIA (Nancy), 20(1/2), 13-19.

- MOUCAWI J., FUSTEC E. et JAMBU P., 1981. -Bio-oxidation of added and natural hydrocarbons in soils : effect of iron. Soil Biol. Biochem., **13**(5), 335-342.
- MOUCAWI J., FUSTEC E., JAMBU P. et JACQUES R., 1981. -Decomposition of lipids in soils : Free and esterified fatty acids, alcohols and ketones. Soil Biol. Biochem., **13**(6), 461-468.
- NEUMANN A.W. et GOOD R.J., 1979. -Techniques of measuring contact angles. Surface and Colloid Science, **11**, 31-91.
- NORRIS J., GIESE R.F., VAN OSS C.J. et COSTANZO P.M., 1992. -Hydrophobic nature of organo-clays as Lewis acid-base phenomenon. Clays and clay minerals, **40**(3), 327-334.
- NTSIKOUSSALABONGUI B., 1983. -Chimie du sol : influence d'amendements azotés et phosphorés sur l'évolution de la matière organique (lipides, triterpènes, stéroïdes). Thèse de 3ème cycle Université de Poitiers. U.E.R. des Sciences fondamentales et appliquées, 126 p.
- OWENS D.K. et WENDT R.C., 1969. -Estimation of the surface free energy of polymers. J. Appl. Polymer Sci., **13**, 1741-1747.
- PAGE A.L., 1974. -Fate and effects of trace elements in sewage sludge when applied to agricultural land. EPA-670/2-74-005. Environ. Prot. Agency, Cincinnati, OH, 98 p.
- PIETZ R.I., CARLSON Jr. C.R., PETERSON J.R., ZENZ D.R. et LUE-HING C., 1989. -Application of sewage sludge and other amendments to coal refuse material : I. Effects on chemical composition. J. Environ. Qual., **18**, 164-168.
- PIETZ R.I., CARLSON Jr. C.R., PETERSON J.R., ZENZ D.R. et LUE-HING C., 1989. -Application of sewage sludge and other amendments to coal refuse material : II. Effects on revegetation. J. Environ. Qual., **18**, 169-173.
- PIETZ R.I., CARLSON Jr. C.R., PETERSON J.R., ZENZ D.R. et LUE-HING C., 1989. -Application of sewage sludge and other amendments to coal refuse material : III. Effects on percolate water composition. J. Environ. Qual., **18**, 174-179.
- PLENET D., LUBET E. et ESVAN J.M., 1992. -Effects of N level on dry matter and nitrogen accumulation for high yielding maize. Pro. 2nd ESA congress. Warwick Univ.
- PRESTON C.M., SHIPITALO R.L., DUDLEY C.A., FYFE S.P., MATHUR S.P. and LEVESQUE M., 1987. -Comparison of ¹³C-CPMAS NMR and chemical techniques for measuring the degree of decomposition in virgin and cultivated peat profiles. Can. J. Soil Sci., **67**, 187-198.
- RAO P.S.C., HORNSBY A.G., KILCREASE D.P. et NKEDDI-KIZZA P., 1985. -Sorption and transport of hydrophobic organic chemicals in aqueous and mixed solvent systems : Model development and preliminary evaluation. J. Environ. Qual., **14**(3), 376-383.
- RAO P.S.C., LEE L.S. et PINAL R., 1990. -Cosolvency and sorption of hydrophobic organic chemicals. Environ. Sci. Technol., **24**(5), 647-654.
- REMY J.C. et MARIN-LAFLECHE A., 1976. -L'entretien organique des terres coût d'une politique de l'humus. CETA. Entreprises Agricoles, **84**, 1-7.
- ROBERSTON W.K., LUTRICK M.C. et YUAN T.L., 1982. -Heavy application of liquid-digested sludge on three ultisols : I effects on Soil Chemistry. J. Environ. Qual., **11**(2), 278-282.

- ROUSSEAU P., 1988. - Heavy metals in household refuse : origins, chemical forms, contents. RID Programme on Recycling and utilization of waste. Ed. Commission des communautés Européennes, DG XII, 123 p.
- SABEY B.R. et HART W.E., 1975. -Land application of sewage sludge ; I. Effect on growth and chemical composition of plants. J. Environ. Qual. **4**(2), 252-256.
- SCHNITZER M. et GUPTA U.C., 1965. -Determination of acidity in soil organic matter. Soil Science Society Proceedings, 274-277.
- SCHNITZER M. and KHAN S.U., 1972. -Humics substances in the environment. Marcel Dekker, New York.
- SCHNITZER M., HINDLE C.A. ET MEGLIC M., 1986. -Supercritical gas extraction of alkanes and alkanolic acids from soils and humic materials. Soil Sci. Soc. Amer. J., **50**, 913-919.
- SCHNITZER M., RIPMEESTER J.A. et KODAMA H., 1988. -Characterization of the organic matter associated with a soil clay. Soil Science, **145**(6), 448-454.
- SCHNITZER M. et SCHULTEN H.R., 1989. -Pyrolysis soft ionization mass spectrometry of aliphatics extracted from soil clay and humic substances. Sci. Total Environ. **81**(82), 19-30.
- SCHNITZER M., et SCHUPPLI P., 1989. -Method for the sequential extraction of organic matter from soils fractions. Soil Sci. Am. J. **53**, 1419-1424.
- SCHULTZ J., TSUTSUMI K. et DONNET J.B., 1977. -Surface properties of high-energy solids. I. Determination of the dispersive component of the surface free energy of mica and its energy of adhesion to water and n-alkanes. J. Coll. Inter. Sci., **59**(2), 272-276.
- SCHULTZ J., TSUTSUMI K. et DONNET J.B., 1977. -Surface properties of high-energy solids. II. Determination of the non dispersive component of the surface free energy of mica and its energy of adhesion to polar liquids. J. Coll. Inter. Sci., **59**(2), 277-282.
- SCIACOLLI O., SENESI N., SOLINAS V., TESTINI C., 1977. -Spectroscopic studies on soil organic fractions. I. IR. - and N.M.R. spectra. Soil Biol. and Biochem., **9**, 287.
- SHEAFFER C.C., DECKER A.M., CHANEY R.L. et DOUGLASS L.W., 1979. -Soil temperature and sewage sludge effects on corn yield and macro-nutrient content. J. Environ. Qual., **8**(4), 450-454.
- SOMMERS L.E., NELSON D.W., KIRLEIS A.W., STRACHAN S.D., INMAN J.C., BOYD S.A., GRAVEEL J.G. et BEHEL A.D., 1984. -Characterization of sewage sludge and sewage sludge-soil systems. USEPA Rep. EPA-600/2-84-046. USEPA, Cincinnati, OH.
- STARK S.A. et CLAPP C.E., 1980. - Residual nitrogen available from soils treated with sewage sludge in a field experiment. J. Environ. Qual. **9**(3), 505-512.
- STEVENSON F.J., 1982. - Humics chemistry. John Wiley et Sons (eds). New-York, 443 p.
- SULLIVAN L.A., 1990. -Soil organic matter, air encapsulation and water-stable aggregation. Journal of Soil Science, **41**, 529-534.
- TSCHAPEK H., SCOPPA C.O. et WASOWSKI C., 1978. -The surface tension of soil water. Journal of Soil Science, **29**, 17-21.
- TSCHAPEK M. et WASOWSKI C., 1976. -Absorption of aliphatic alcohols by soil minerals as a method of evaluating their hydrophobic sites. Journal of Soil Science, **27**, 175-182.

- TSCHAPEK M., 1984. -Criteria for determining the hydrophilicity of soils. Z. Pflanzenemachr. Bodenk. **147**, 137-139.
- TSCHAPEK M., POZZO ARDIZI G. et DE BUSETTI S.G., 1973. -Wettability of humic acid and its salts. Z. Pflanzenemachr. Bodenk. **1**, 16-31.
- TSCHAPEK M., TCHEICHVILI L. et WASOWSKI C., 1974. -The point of zero charge (pzc) of kaolinite and SiO₂ + Al₂O₃ mixtures. Clay Minerals, **10**, 219-229.
- TSCHAPEK M., WASOWSKI C. et TORRES SANCHEZ R.M., 1981. -Humic acid as a colloidal surfactant. Plant and Soil, **63**, 261-271.
- TURCHENECK L.W et OADES J.M., 1979. -Fractionnement of organo-minéral complexes by sedimentation and density techniques. Geoderma, **21**, 311-343.
- VALAT B., 1989. - Contribution à l'étude des propriétés hydriques de matières organiques (tourbes et composts) à usage horticole. Thèse de 3ème cycle. Université de Poitiers. U.F.R. Sciences fondamentales et appliquées. 239 pages et annexe.
- VALAT B., JOUANY C. et RIVIERE L.M., 1991. -Characterization of the wetting properties of air-dried peats and composts. Soil Science, **152(2)**, 100-107.
- VAN DIJK H. et BOEKEL P., 1965. -Effetc of drying and freezing on certain physical properties of peat. Net. J. Agric. Sci. **13(3)**, 248-260.
- VAN OSS C.J. et GOOD R.J., 1991. -Surface enthalpy and entropy and the physico-chemical nature of hydrophobic and hydrophilic interactions. Journ. Dispersion Science and Technology, **12(3 et 4)**, 273-287.
- VAN OSS C.J. et GOOD R.J., 1988. -On the mechanism of "hydrophobic" interactions. Jour. Dispersion Science and Technology, **9(4)**, 355-362.
- VAN OSS C.J., 1991. -Interaction forces between biological and other polar entities in water : How many different primary forces are there ? J. Dispersion Science and Technology, **12(2)**, 201-219.
- VAN OSS C.J., CHAUDHURY M.K. et GOOD R.J., 1988. -Interfacial lifshitz van der waals and polar interactions in macroscopic systems. Chem. Rev., **88**, 927-941.
- VAN OSS C.J., GIESE R.F. et COSTANZO P.M., 1990. -DLVO and non-DLVO interactions in hectorite. Clays and Clay Minerals, **38(2)**, 151-159.
- WANG T.S.C., LIANG Y.C. et SHEN W.C., 1969. -Method of extraction and analysis of higher fatty acids and triglycerides in soils. Soil Science, **107(3)**, 181-187.
- WARNE M. St J., CONNELL D.W., HAWKER D.W. et SCHÜÜRMAN G., 1990. -Prediction of aqueous solubility and the octanol-water partition coefficient for lipophilic organic compounds using molecular descriptors and physico-chemical properties. Chemosphere, **21(7)**, 877-888.
- WATSON C.L. et LETEY J., 1970. -Indices for characterizing soil-water repellency based upon contact angle-surface tension relationships. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., **345**, 841-844.
- WEBBER L.R., 1978. -Incorporation of nonsegregated, noncomported solid waste and soil physical properties. J. Environ. Qual, **7(3)**, 397-400.

- WERSHAW R.L., 1986. -Review paper. A new model for humic materials and their interactions with hydrophobic organic chemicals in sol-water or sediment water systems. Journal of Contaminant Hydrology, **1**, 29-45.
- WERSHAW R.L., 1989. -Application of a membrane to the sorption interactions of humic substances. Environmental Health Perspectives, **83**, 191-203.
- WHISLER F.D., LANCE J.C. et LINEBARGER R.S., 1974. -Redox potentiels in Soil columns intermittently flooded with sewage water. J. Environ. Qual. **3**(1), 68-74
- WILD S.R., BERROW M.L. et JONES K.C., 1991. -The persistence of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) in sewage sludge amended agricultural soils. Environmental Pollution, **72**, 141-157.
- WILD S.R., OBBARD J.P., MUNN C.I., BERROW M.L. et JONES K.C., 1991. -The long-term persistence of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) in an agricultural soils amended with metal-contaminated sewage sludges. The Science of the Total Environment, **101**, 235-253.
- WILSON W.S., GRAY T.R.G., GREENSLADE D.J., HARRISON R.M. et HAYES M.H.B., 1991. -Advances in soil organic matter research : the impact on agriculture and the environment. The royal Society of chemistry, Ed. Cambridge CBA AWE :
- WISEMAN J.T. et ZIBILSKE L.M., 1988. -Effects of sludge application sequence on carbon and nitrogen mineralization in soil. J. Environ. Qual., **17**(2), 334-339.
- WOOD A.L., BOUCHARD D.C., BRUSSEAU M.L. et RAO P.S.C., 1990. -Cosolvent effects on sorption and mobility of organic contaminant on soils. Chemosphere, **21**(4/5), 575-587.
- WOODBORN R.B., RAO P.S.C., FOKOI M. et NKEDI-KIZZA P., 1986. -Solvophobic approach for predicting sorption of hydrophobic organic chemicals on synthetic sorbents and soils. Journal of Contaminant Hydrology, **1**, 227-241.
- WU S., 1973. -Polar and nonpolar interactions in adhesion. J. Adhesion, **5**, 39-55.
- ZIEGLER F., 1989. -Changes of lipid content and lipid composition in forest humus layers derived from norway spruce. Soil Biol. Biochem., **21**(2), 237-243.
- ZISMAN W.A., 1964. -Relation of the equilibrium contact angle to liquid and solid constitution. Adv. Chem. Ser., **43**, 1-51.

TITRE

EFFET A LONG TERME D'APPORTS CONTINUS DE DECHETS URBAINS SUR LES CARACTERISTIQUES DU SOL. CONSEQUENCES SUR LES PROPRIETES DE LA MATIERE ORGANIQUE EN RELATION AVEC SA TENEUR EN LIPIDES.

RESUME

Avec les contraintes socio-économiques posées par la stricte élimination de déchets urbains, le recyclage agricole de ces déchets représente actuellement en Europe une alternative prioritaire. Par ailleurs, des études antérieures ont montré que les apports de déchets urbains au sol augmentent le stock organique et de ce fait, peuvent intervenir sur les propriétés du sol.

L'objet de ce travail est 1) de préciser les valeurs agronomiques des boues de station d'épuration et des composts d'ordures ménagères en étudiant certaines caractéristiques du sol, 2) de vérifier plus précisément si ces déchets augmentent l'hydrophobicité de la matière organique endogène et en conséquence, modifient ses propriétés : organisation spatiale, énergie de surface, rétention en eau, mouillabilité et solubilité alcaline.

Les résultats obtenus après 18 ans d'expérimentations au champ sur sol sableux caillouteux cultivé en région tempérée, ont montré une augmentation de la teneur en matière organique, en certains éléments minéraux (P et Ca), de la capacité d'échange cationique et du pH dans le cas des composts.

Sur un plan pratique, l'utilisation des composts et des boues permet de maintenir le stock d'humus du sol. Les coefficients isohumiques sont compris entre 0,08 et 0,20 pour les boues et entre 0,28 et 0,33 pour les composts. Pour des apports de boues importants, la rétention en eau est profondément modifiée, mais la réserve utile en eau l'est très peu.

Les apports de déchets à doses modérées (10 tonnes de matière sèche/ha) ou à doses massives (100 tonnes de matière sèche/ha/2 ans) entraînent une augmentation de la teneur en lipides totaux et une diminution de la proportion du carbone extractible sous forme d'acides humiques et fulviques. Par rapport aux parcelles témoins, la diminution de l'extractibilité est de l'ordre de 25 %.

Dans les parcelles recevant des boues, l'accumulation des lipides totaux est plus importante que l'augmentation en carbone total. Elle traduit une augmentation préférentielle des lipides associés au complexe argilo-humique. Ceci a été confirmé par des expériences d'incubation au laboratoire. Après 16 semaines d'incubation des boues, environ 60 % des lipides libres initialement présents ont été biodégradés alors que la perte en carbone total ne représente que 20 %. De plus, la matière organique stabilisée dans des agrégats peu mouillables est essentiellement localisée dans la fraction 0-2 μm . Elle se manifeste par une diminution considérable de l'énergie de surface à caractère polaire due à une réduction globale des interactions de type acides-bases de Lewis (γ^+ ; γ^-). Cette réduction est compatible avec l'accumulation des lipides pour lesquels la prédominance des groupements apolaires conduit, à la limite, à $\gamma^+ = \gamma^- = 0$.

C'est ainsi que nous avons proposé que les lipides associés aux argiles et aux substances humiques puissent jouer par effet hydrophobe un rôle effectif dans la stabilisation de la matière organique du sol. Ce travail ne permet cependant pas de savoir si la matière organique stabilisée est néoformée ou héritée des boues. Des analyses fines de la nature biochimique de cette matière organique seraient nécessaires. Ces analyses ne pourront être réalisées que par l'utilisation des isotopes ou des techniques adaptées à cet objectif (RMN ^{13}C , GC-MS, ...).

Mots-clés

Déchets urbains - Lipides - Sol - Hydrophobicité - Mouillabilité - complexe argilo-humique - Stabilisation de la matière organique