

# Evaluation de l'intérêt du fractionnement de la matière organique d'effluents porcins pour en caractériser la biodégradation et la valeur fertilisante azotée

*Thierry MORVAN (1), Léonard PÉAN (2), Paul ROBIN (3)*

*(1) INRA UMR SAS, 4, rue de Stang Vihan, 29000 Quimper*

*(2) 7, rue Michelet, 49000 Angers*

*(3) INRA UMR SAS, 65, rue de St Briec, 35000 Rennes*

## **Evaluation de l'intérêt du fractionnement de la matière organique d'effluents porcins pour en caractériser la biodégradation et la valeur fertilisante azotée**

La valeur fertilisante azotée des effluents animaux est en partie déterminée par la minéralisation progressive de l'azote (N) organique, résultant de la biodégradation des différents constituants de la matière organique. La caractérisation des paramètres de composition utiles à la prédiction de l'azote « minéralisable » représente donc un enjeu important. La composition chimique et biochimique, ainsi que les dynamiques de minéralisation du carbone (C) et de minéralisation-nette de N ont été déterminées sur un échantillon de 27 produits porcins représentatif de la diversité des filières de production actuelles. Une analyse factorielle multiple (AFM) a été réalisée et complétée par une classification ascendante hiérarchique (CAH). La composition des effluents et leurs dynamiques de minéralisation C N ont été marquées par une extrême diversité. Les taux de minéralisation du C ont varié de 5 à 62 % en fin d'expérience, et la biodégradation s'est traduite par des flux d'organisation-minéralisation nette représentant -80 à + 50 % de l'N organique apporté. La CAH a conduit à proposer une typologie en 5 classes, simplifiant notablement l'approche de la diversité des produits. Cette typologie est caractérisée par une « bonne lisibilité », car elle aboutit à la différenciation de dynamiques de minéralisation C N propres à chaque classe, renvoyant clairement à un profil de composition biochimique caractéristique. Ce résultat suggère que le type de comportement d'un produit inconnu peut être déduit de l'examen de sa composition biochimique. La démarche engagée ouvre enfin des perspectives intéressantes pour la modélisation.

## **Interest of pigwaste effluent organic matter fractionation to characterize biodegradation and nitrogen fertilizing value**

Nitrogen fertiliser value of manure is partly determined by the mineralisation process, resulting from the organic matter biodegradation. As it is controlled by organic matter quality, an understanding of the chemical composition parameters is a prerequisite for a better prediction of nitrogen mineralisation from animal manure. Biochemical composition of 27 pig wastes was analysed, using water and Van Soest fractionation methods; the products were then incubated during 40 weeks in standard conditions to assess their carbon and nitrogen mineralisation rates. A multiple factor analysis and a hierarchical classification were performed to determine the relationships between composition and mineralisation variables.

Organic fractions varied widely, as well as their carbon and nitrogen mineralisation rates: from 5 to 62 % for carbon, whereas net nitrogen organisation or mineralisation rates ranged from -80 to 50 % of the organic nitrogen applied. The hierarchical classification led to a 5-cluster typology, allowing a more comprehensive approach of the observed diversity: specific carbon and nitrogen mineralisation behaviour characterised each cluster, corresponding clearly to a typical biochemical composition profile. This result suggests that the carbon and nitrogen transformations in the soil of an unknown product may be predicted from its composition profile. Finally, this work gives some interesting prospects for modelling.

## INTRODUCTION

La valeur fertilisante azotée des effluents animaux est déterminée par l'azote minéral, immédiatement disponible, et la minéralisation progressive de l'azote organique, qui constitue la fraction majoritaire des effluents solides. La minéralisation de N suit généralement une dynamique complexe, marquée le plus souvent par des phases successives d'organisation et de minéralisation d'amplitude et de durées très variables entre produits (MORVAN et al, 2001). Cette dynamique de minéralisation, propre à chaque effluent, résulte de la biodégradation des différents constituants de la matière organique (MO), dont la contribution au flux de minéralisation de N évolue au cours du temps, en fonction de leur labilité respective. La caractérisation des paramètres de composition utiles à la prédiction de l'azote « minéralisable » par des modèles dynamiques représente donc un enjeu important, devant aboutir *in fine* à définir les doses et dates d'apport optimales des produits organiques sur les sols.

Quelques travaux ont porté sur la recherche de corrélations entre la qualité biochimique et la minéralisation de N d'effluents animaux ; la minéralisation est fréquemment corrélée au rapport C/N (SERNA et POMARES, 1991 ; CHADWICK et al, 2000), mais ce n'est pas toujours le cas (CASTELLANNOS et PRATT, 1981) ; la teneur en lignine, des fractions hydrolysables à l'acide sont également mentionnées par KRISTENSEN (1996) et DOUGLAS et MAGDOFF (1991) comme critères de composition pertinents. Aucun de ces critères ne permet cependant d'expliquer à lui seul plus de 50 % de la variance observée, ce qui en limite l'intérêt prédictif. Ce relatif échec s'explique sans doute par le fait que la qualité biochimique ne peut se résumer à un seul critère, mais requiert la caractérisation de plusieurs constituants, permettant d'établir un « profil » de composition. Des méthodes de fractionnement, fondées sur des extractions séquentielles à l'eau et à l'acide, ont ainsi été appliquées avec succès à des produits organiques pour en caractériser la stabilité (LINERES et DJAKOVITCH, 1992 ; ROBIN, 1997). Ces méthodes se sont révélées pertinentes pour expliquer la décomposition à court terme de la matière organique de lisiers (MORVAN et LETERME, 2001), ou de résidus végétaux, du moins durant les premières phases de la biodégradation (TRINSOUTROT et al, 2000). Le caractère « générique » de ces fractionnements est malheureusement remis en cause par le fait que la biodégradabilité de certaines fractions biochimiques dépend de la « nature » du produit organique. Nous avons en effet récemment montré que la décomposition de la fraction soluble diffère significativement entre lisiers, fumiers et composts (MORVAN et NICOLARDOT, 2003), et les travaux de modélisation de HENRIKSEN et BRELAND (1999) suggèrent également une biodégradabilité différente de l'hémicellulose, entre résidus de culture provenant de différentes espèces.

Dès lors, il apparaît peu réaliste de chercher à paramétrer un modèle dont les compartiments seraient définis par le résultat de fractionnement biochimique, sans une démarche de typologie préalable permettant de regrouper les produits présentant des similitudes à la fois en terme de composition et de biodégradation. La grande diversité d'effluents et de co-produits de traitement provenant de l'élevage porcin (litières de paille, de sciure, de copeaux, d'écorces, lisiers, composts, refus de séparation, boues biologiques) rend cette démarche d'autant plus nécessaire.

La composition chimique et biochimique, ainsi que les dynamiques de minéralisation du carbone (C) et de minéralisation-organisation nette de l'azote (N) ont été déterminées sur un échantillon de 27 produits porcins représentatif de la diversité générée par les filières de production actuelles. Une analyse factorielle multiple (AFM) a été réalisée selon la méthode définie par ESCOFIER et PAGES (1998), afin de mettre en évidence les variables de composition expliquant le mieux les flux de minéralisation, et d'établir une typologie des effluents.

## 1. MATÉRIEL ET MÉTHODES

### 1.1. Nature et provenance des 27 produits porcins étudiés

L'échantillon est constitué de 3 litières « fraîches », collectées le jour de leur évacuation hors du bâtiment, de 4 litières compostées, de 2 composts élaborés à partir d'un mélange de lisier et de paille, selon le procédé développé à la station EDE de Guernevez, de 4 refus de séparation de phase et de 3 boues biologiques collectés dans 3 stations de traitement du lisier, de 6 lisiers et de 6 mélanges « lisier-matériau carboné » soumis à un début de compostage.

Les procédés utilisés diffèrent entre les 3 stations biologiques retenues : i) la séparation de phase est réalisée par centrifugation dans la station 1, par vis compacteuse dans les stations 2 et 3, tandis que ii) la séparation du lisier aéré est effectuée par centrifugation dans les stations 1 et 3, et par filtre sous vide dans la station 2.

Les 6 mélanges « lisier-matériau carboné » ont été élaborés à partir de 3 lisiers de composition différenciée par la teneur en protéines du régime alimentaire, et de 2 matériaux carbonés, paille et sciure de bois. Nous avons fait le choix d'un compostage de courte durée, sans recharge en lisier ni retournement, l'objectif étant d'obtenir des produits inodores, contenant peu d'azote ammoniacal, pour limiter les risques d'émissions gazeuses à l'épandage, et de biodégradabilité supérieure à celle de composts « mûrs ».

### 1.2. Méthodes de fractionnement utilisées

Les méthodes de fractionnement de la MO utilisées sont fondées sur des extractions séquentielles à l'eau, puis à l'acide, effectuées sur le produit sec obtenu par lyophilisation pour les effluents liquides (boues et lisiers), et par séchage à 40 °C pour les effluents solides. Les protocoles d'extraction à l'eau à 20 °C (SOL<sub>20</sub>) et à 100 °C (SOL<sub>100</sub>) ainsi que la méthode Van Soest (VAN SOEST, 1963) ont été appliquées. Ces méthodes ont permis d'établir un profil de composition biochimique constitué des 4 fractions de l'analyse Van Soest - soluble (SOLvs), hémicelluloses (HEM), celluloses (CEL), lignines (LIG) - et des deux fractions issues des extractions à l'eau.

### 1.3. Mesure de la minéralisation du carbone (C) et de l'azote (N)

Le protocole a porté sur la détermination des flux de minéralisation du C et de minéralisation nette de N de la MO des

27 produits échantillonnés. L'expérimentation s'est déroulée au laboratoire, en conditions contrôlées de température (15°C) et d'humidité, pendant 10 mois, à raison de 13 dates de prélèvement pour C et 10 dates pour N.

Le sol utilisé est un limon éolien faiblement lessivé développé sur schiste, prélevé sur une profondeur de 20 cm, et tamisé à 2 mm, sans séchage préalable. L'humidité massique du sol a été ajustée avec de l'eau distillée à la valeur de 18,8 % correspondant à 99 % de l'humidité caractéristique mesurée à pF 2,7, préalablement à l'apport des produits.

Les quantités de produit incorporées ont été voisines de 3,5 g de matière sèche par kg de terre sèche. Un apport d'azote sous forme de  $\text{KNO}_3$  a été effectué préalablement à l'apport afin d'éviter que l'azote minéral ne soit un facteur limitant de la biodégradation. Le C minéralisé a été mesuré par piégeage du  $\text{CO}_2$  issu de la respiration des microorganismes dans un flacon de soude 1N placé dans les flacons, et titration en retour de la soude. L'azote minéral a été mesuré par colorimétrie en flux continu (BRANN et LUEBBE, Allemagne) après extraction en solution KCl d'un échantillon de 20 g de sol prélevé dans les flacons.

#### 1.4. Traitement des données

Une analyse factorielle multiple (AFM) a été réalisée avec le logiciel SPAD 4, avec pour objectifs de mettre en évidence les variables de composition expliquant le mieux les dynamiques de minéralisation observées, et d'établir une typologie des effluents. L'analyse a porté sur 2 groupes de variables, correspondant d'une part aux 21 variables de composition (teneurs en C et N, et rapports C/N du produit entier et des 6 fractions), et d'autre part aux variables de minéralisation (5 dates « clés » ont été retenues pour C et N, soit 10 variables). Le principe du traitement consiste à établir une analyse en composantes principales (ACP) sur la table de données complète, mais dans laquelle l'influence des groupes de variables est équilibrée (ESCOFIER et PAGES, 1998 ; PARNAUDEAU et al, soumis).

Cette analyse a été complétée par une classification ascendante hiérarchique (CAH) à partir des coordonnées factorielles issues de l'AFM (méthode Recip sous SPAD 4). La procédure utilisée est fondée sur le critère d'agrégation de Ward (critère de la variance). Les variables caractéristiques à l'origine des regroupements de produits sont déterminées par un test statistique de comparaison de la moyenne générale avec la moyenne au sein de la classe. L'analyse permet enfin de désigner l'individu « modèle » de chaque classe, caractérisé par l'inertie intra-classe la plus faible, et nommé parangon.

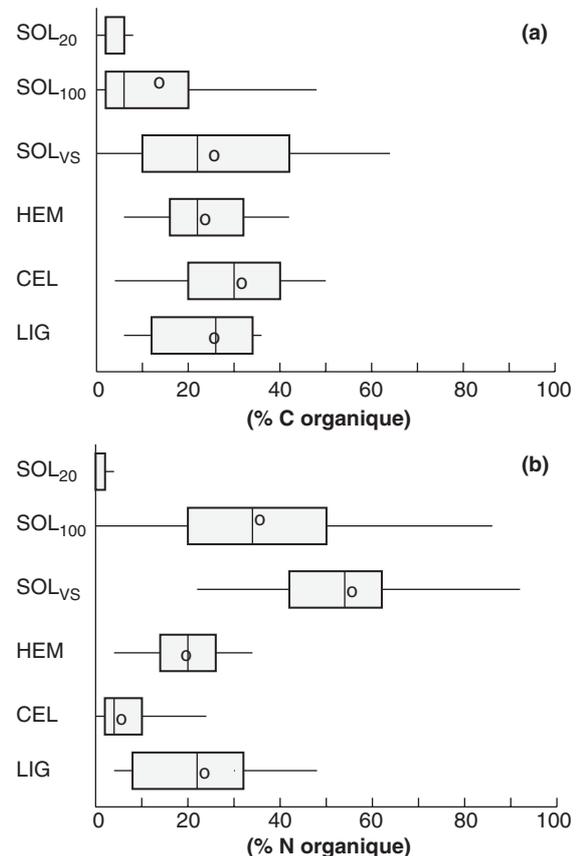
## 2. RÉSULTATS

### 2.1. Composition chimique et biochimique des produits étudiés

Les teneurs varient de 20 à 47 % pour le C organique et de 0,4 à 4,9 % pour N organique, les valeurs du rapport C/N étant également caractérisées par une forte variabilité ; on

observe en effet des valeurs inférieures à 15 avec les boues biologiques, les lisiers et certains composts, et des valeurs supérieures à 25, avec les litières sur sciure ou paille, pour une valeur médiane égale à 22,6.

La figure 1 représente la distribution des fractions biochimiques, en pourcentage du C (fig 1a) et de N (fig 1b). La fraction soluble à l'eau à 20°C constitue un compartiment quantitativement peu important et de faible C/N, représentant moins de 3 % du C des litières, composts et refus de séparation. La fraction soluble extraite par la méthode Van Soest est marquée par une forte variabilité, constituant la fraction la plus importante de la MO des lisiers, boues biologiques et certains composts, et représentant moins de 7 % du C des refus de séparation et des composts sciure-lisier. Les lignines (LIG) constituent un compartiment important (plus de 25 % du C) dans le cas des litières sur sciure, des mélanges sciure-lisier et des refus de séparation stockés. Enfin, les celluloses et hémicelluloses, de rapport C/N élevé, sont les principaux constituants des produits pailleux et des refus de séparation.

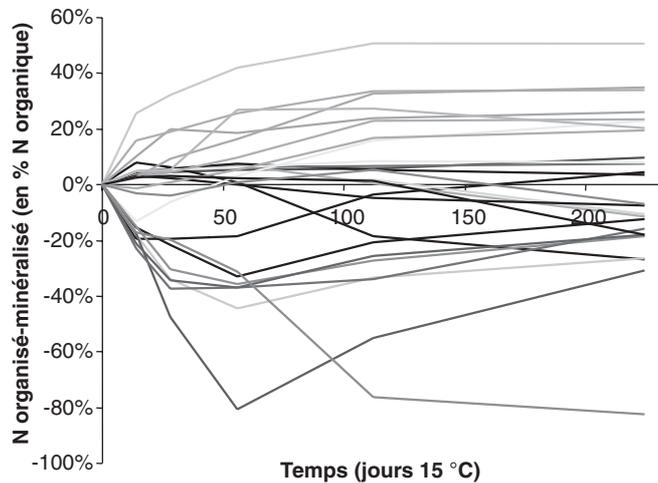


**Figure 1** - Représentation boxplot des profils de composition biochimique, exprimée en pourcentage de C organique (a) et en pourcentage de N organique (b), pour l'effectif des 27 produits étudiés

### 2.2. Dynamiques de minéralisation de C et de minéralisation-organisation de N

Les dynamiques et les flux de minéralisation de C et N des 27 produits sont marquées par une grande diversité, dont la figure 2 donne une illustration. Les taux de minéralisation

du C mesurent l'intensité de la biodégradation et varient de 5 à 62 % en fin d'expérience. Les lisiers, boues biologiques, fumiers et refus de séparation frais se caractérisent par des taux de minéralisation élevés, résultant en grande partie d'une forte activité de minéralisation durant les 50 premiers jours d'incubation ; la décomposition des litières sur sciure et des composts est plus lente et régulière.



**Figure 2** - Dynamiques de minéralisation de N des 27 effluents porcins  
(une valeur positive indique une minéralisation nette ; une valeur négative indique de l'organisation nette)

La biodégradation entraîne une minéralisation nette de N pour 14 produits seulement, au terme des 300 jours d'incubation ; les taux de minéralisation de N varient de 2 à 51 % de l'azote organique apporté, avec une valeur médiane égale à 16 % pour cet effectif de 14 produits. Les flux de minéralisation nette peuvent résulter de dynamiques différentes, ie d'une forte activité minéralisatrice initiale dans le cas des boues biologiques, ou d'une activité minéralisatrice succédant à une période d'organisation nette de durée variable (cas de certains lisiers et d'un fumier). 13 produits se caractérisent par une organisation nette représentant 8 à 30 % de l'azote organique apporté, en fin d'expérience, à l'exception d'un mélange sciure-lisier dont l'organisation dépasse 100 % de N apporté. La majorité de ces produits passent par une phase d'organisation intense durant les 50-80 premiers jours.

### 2.3. Corrélations entre paramètres de composition et de minéralisation

L'analyse des corrélations entre les paramètres de composition et les flux de minéralisation met en évidence les points suivants :

- La minéralisation du C est corrélée à la fraction SOL<sub>20</sub> ( $P < 0,001$ ,  $0,62 < r < 0,81$ ) et à la fraction hémicellulosique (HEM) ( $P < 0,001$ ,  $0,58 < r < 0,70$ ). La part de variance expliquée par SOL<sub>20</sub> décroît au cours du temps, en conformité avec les résultats obtenus par TRINSOUTROT et al (2000) avec des résidus de culture ; ce résultat laisse supposer une biodégradation rapide des constituants de cette fraction, expliquant son influence décroissante sur la

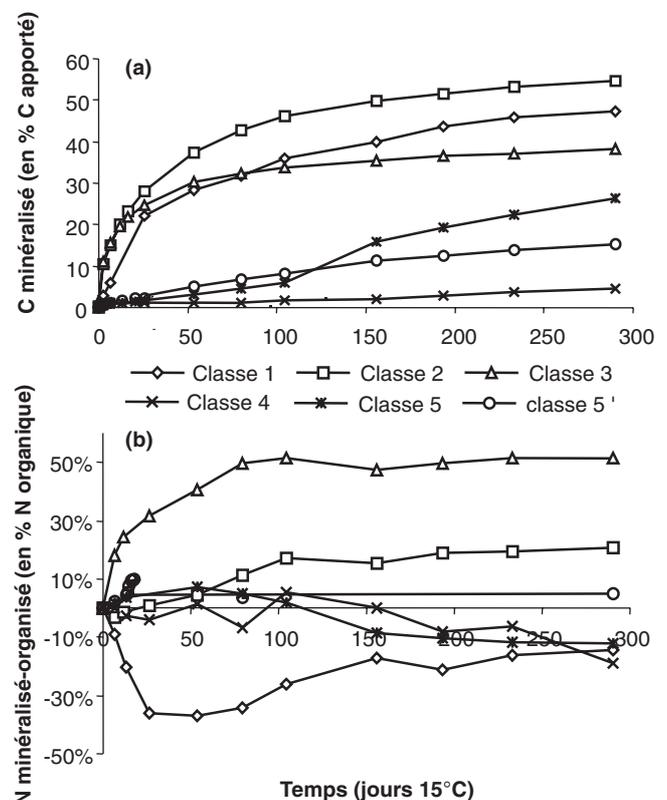
minéralisation du C. A l'inverse, l'augmentation au cours du temps de la part de variance expliquée par HEM suggère une décomposition plus lente de ce compartiment. La minéralisation du C est par ailleurs négativement corrélée à LIG ( $P < 0,001$ ,  $-0,88 < r < -0,73$ ) ; ce résultat attendu s'explique par la forte proportion de composés résistants à la dégradation de ce compartiment.

- Les corrélations entre la minéralisation de N et les différents paramètres de composition sont faibles en début d'expérience ; les corrélations très hautement significatives au jour 224 sont mesurées avec la teneur en N organique ( $P < 0,001$ ,  $r = 0,77$ ), le rapport C/N ( $P < 0,001$ ,  $r = -0,74$ ) et la fraction SOLvs ( $P < 0,001$ ,  $r = 0,81$ ).

### 2.4. Typologie des produits

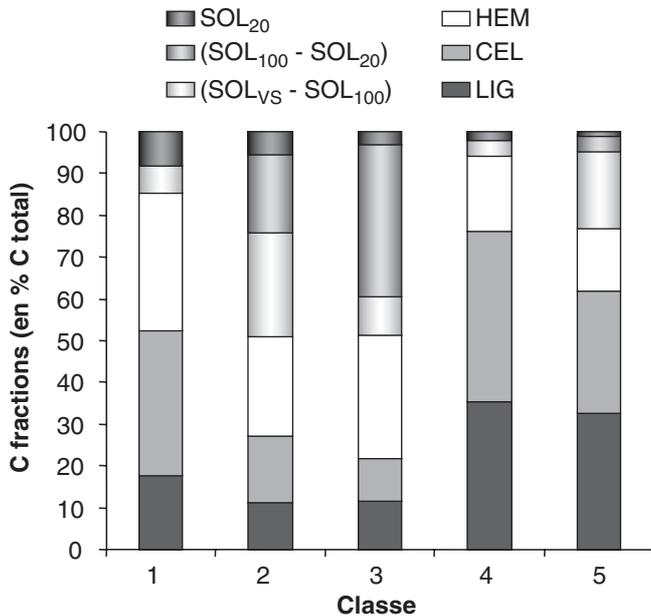
La procédure de recherche des meilleures partitions mise en œuvre par la CAH aboutit à une partition de l'effectif en 3, 5 ou 8 classes, et s'appuie sur l'observation de la courbe des indices de niveaux et de ses « coudes ». La partition en 5 classes nous paraît la plus pertinente, car elle permet de bien discriminer les différentes dynamiques de minéralisation C-N observées, et de constituer des groupes relativement homogènes ; le rapport entre inertie inter-classes et inertie totale, qui mesure la part d'information restituée, est en outre relativement élevé (80,1 %, contre 56,3 % pour la partition en 3 classes).

Le résultat de la partition permet ainsi de définir une typologie fondée sur des critères de composition et de minéralisation. Les figures 3 et 4 présentent respectivement les profils de composition biochimique et les dynamiques de minéralisation



**Figure 3** - Dynamiques de minéralisation du C (a) et de minéralisation-organisation de N (b) mesurées avec les parangons définis par la classification ascendante hiérarchique

de C et N des 5 individus caractéristiques, ou parangons, définis par la CAH, permettant d'appréhender la diversité de composition et de réactivité observée entre classes.



**Figure 4** - Profils de composition biochimique des 5 parangons définis par la CAH

- La classe 1 regroupe 7 produits : la litière sur paille, les mélanges paille-lisier, les refus de séparation frais et le refus de séparation stocké de la station 3. Ces produits ont un profil de composition biochimique marqué par une prédominance des fractions « hémicellulosiques » et « cellulosique », et de faibles valeurs de SOL<sub>vs</sub> (en moyenne égal à 10,7 sur l'effectif de la classe). Les taux de minéralisation du C sont élevés, avec une faible amplitude au sein de la classe ; la dynamique de N est marquée par une intense organisation nette en début d'expérience, et l'on mesure en fin d'expérience des taux d'organisation nette très supérieurs aux valeurs moyennes calculées sur l'effectif total.
- La classe 2, d'effectif égal à 6, regroupe les 5 lisiers et la boue biologique stockée de la station 3. Les critères d'agrégation de ces produits sont : i) les valeurs élevées des fractions solubles à l'eau et SOL<sub>vs</sub>, associées à de faibles valeurs de LIG, ii) les valeurs élevées de minéralisation du C sur toute la durée de l'expérience, avec une très forte intensité en début d'expérience. La dynamique de N est marquée par une courte période d'organisation nette, suivie d'une activité minéralisatrice relativement importante ; la biodisponibilité en N mesurée en fin d'expérience représente 14 à 39 % de l'azote organique apporté (médiane égale à 24 %).
- La classe 3 correspond aux 2 boues biologiques fraîches et stockées de la station 1, caractérisées par une fraction SOL<sub>100</sub> très élevée, et une très faible valeur de la fraction cellulosique. Les taux de minéralisation de N sont élevés à très élevés sur toute la durée de l'expérience.
- La classe 4 regroupe les 3 composts « jeunes » de sciure et de lisier ; les critères d'agrégation sont les valeurs de C/N exceptionnellement élevées (80 à 118), liées à l'importance de la fraction cellulosique, représentant en moyenne 46 %

du C total. Ces produits sont caractérisés par de très faibles flux de minéralisation du C.

- La classe 5, d'effectif égal à 9, regroupe les lisiers composés (procédé Guernevez), les litières fraîches et compostées, et le refus de séparation stocké de la station 1. Ces produits ont une fraction LIG supérieure à la moyenne générale, associée à des compartiments SOL<sub>20</sub> et HEM de faible taille. Ces produits sont caractérisés par de faibles valeurs de minéralisation du C, marquées cependant par une forte amplitude, avec une valeur minimale de 4,2 % mesurée avec un compost mûr de lisier, et une valeur maximale de 37,1 % observée avec la litière fraîche. L'ensemble des produits minéralise de l'azote durant les 30 à 40 premiers jours seulement, puis l'on observe 2 types de comportement : i) une organisation progressive jusqu'en fin d'expérience, pour 4 produits, et ii) des flux de minéralisation faibles pour les 5 produits restants (classe 5')

Les 2 boues biologiques de la classe 3 définissent la classe la plus atypique, car elle contient des individus dont les caractéristiques sont très différentes de « l'individu moyen », à l'inverse, les classes 1 et 5 regroupent les individus les plus proches de cet « individu moyen ».

### 3. DISCUSSION

L'étude de 27 effluents et co-produits porcins met en évidence une grande diversité de composition et de réactivité caractéristique des effluents animaux et signalée de longue date (CASTELLANNOS et PRATT, 1981). Les taux de minéralisation de N observés au terme de l'expérience se situent dans la même gamme que celle définie par CHADWICK et al (2000) et QIAN et SCHOENAU (2001) avec des effluents porcins, avicoles et bovins ; la minéralisation de N est variable, et rarement supérieure à 30 % (moins de 15 % des effectifs), ce qui est aussi en accord avec les résultats des mêmes auteurs. Nous constatons en outre qu'une faible proportion de produits, appartenant uniquement aux classes 2 et 3, présentent des taux de minéralisation de N supérieurs à 10 %, les produits des autres classes étant caractérisés soit par de faibles taux de minéralisation ou d'organisation (composts et litières de la classes 5), soit par de forts taux d'organisation (refus, produits sur paille ou sciure des classes 1 et 4). La valeur fertilisante azotée des produits appartenant à ces 3 classes est donc principalement déterminée par leur teneur initiale en N minéral, la biodégradation de certains produits étant même susceptible de concurrencer temporairement la nutrition minérale des végétaux.

L'AFM et la CAH donnent des bases objectives d'agrégation, fondées à la fois et de manière équilibrée sur des critères de composition, de biodégradation et de biodisponibilité en N. L'intérêt de la démarche est renforcé par la lisibilité des résultats obtenus sur les deux groupes de variables :

- Elle aboutit d'une part à la différenciation de dynamiques de minéralisation C N propres à chaque classe. Cela est particulièrement vrai pour les classes 1 et 2, au sein desquelles l'allure des courbes de minéralisation est la même pour tous les individus. Les choses sont par contre moins claires pour la classe 5, puisque nous identifions 2 types de

dynamiques de minéralisation, mais la partition de cette classe semble pouvoir être établie sur le critère du C/N, avec une valeur seuil égale à 18.

- Nous constatons d'autre part que chaque « type » de comportement identifié renvoie clairement à un profil de composition biochimique caractéristique, avec des différences également bien marquées entre classes.

Ce résultat important suggère que le type de comportement d'un produit inconnu peut être déduit de l'examen de sa composition biochimique (et d'en admettre la réciproque, mais sans intérêt d'un point de vue opérationnel). Pour en donner une illustration, nous pouvons ainsi montrer que l'appartenance à la classe 5 d'un refus de séparation, contrairement aux autres refus, que nous retrouvons dans la classe 1, est dictée par un ensemble de critères : les valeurs de SOL<sub>20</sub> et de HEM apparaissent trop faibles, et celles de SOLvs, CEL et LIG trop élevées pour que ce produit appartienne à la classe 1 ; son profil de composition est par contre très proche du profil médian de la classe 5, et son comportement en terme de minéralisation également tout à fait caractéristique de la classe 5.

## CONCLUSION

La typologie réalisée simplifie la représentation de la diversité des produits, en proposant des regroupements entre effluents *a priori* différents, tels que les produits pailleux et la plupart des refus de séparation. Cette démarche de classification permet d'aller au delà de typologies jusqu'à présent établies sur une représentation empirique de la nature du produit (« fumiers », « lisiers »...) ou établies au mieux sur l'unique critère du rapport C/N, peu pertinente en l'occurrence, car regroupant des produits de réactivité très différente (les valeurs de C/N d'un lisier de porc et d'un compost mûr de lisier de porc sont par exemple très proches...).

La « bonne lisibilité » de la CAH permet également d'en envisager une utilisation prédictive, sous réserve toutefois d'une étape de validation, mobilisant des données extérieures à celles utilisées.

La démarche engagée ouvre enfin des perspectives intéressantes pour la modélisation :

- les méthodes de fractionnement choisies permettent d'accéder aux quantités de C et N contenues dans les fractions, contrairement à d'autres méthodes de caractérisation de la matière organique, reposant sur la détermination de fractions azotées uniquement (GIANELLO et BREMNER, 1986). Ces méthodes sont donc particulièrement appropriées pour renseigner des modèles compartimentaux couplés C-N, dont le formalisme permet seul d'obtenir à la fois des réponses sur l'évolution du statut organique du sol (temps de résidence de la MO) et sur la biodisponibilité en N au cours du temps.
- La méthode utilisée pour construire la typologie nous autorise à supposer que la biodégradabilité d'un compartiment donné est semblable entre individus d'une même classe. Si cette hypothèse se trouvait validée, cela permettrait sans doute de surmonter la difficulté de paramétrage de ces modèles compartimentaux, soulignée par HENRIKSEN et BRELAND (1999), CORBEELS et al (1999), MORVAN et NICOLARDOT (2003), et liée à la réactivité différente de certaines fractions selon le produit considéré.

## REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient F. BELINE, J.Y. DOURMAD et J.M. PAILLAT pour leur contribution à l'élaboration de l'échantillon de produits étudiés, et tiennent également à remercier R. DUBOIS, P. PERRIN et M. LEROY pour leur aide technique. Ce travail a été soutenu financièrement dans le cadre du GIS Porcherie Verte.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- CASTELLANNOS J.Z., PRATT P.F., 1981. *Soil Sci. Soc. Am J*, 44, 354-357.
- CHADWICK D.R., JOHN F., PAIN B.F., CHAMBERS B.J., WILLIAMS J., 2000. *J. Agric. Sci., Cambridge*, 134, 159-168.
- CORBEELS M., HOFMAN G., CLEEMPUT O. VAN, 1999. *Biol. Fert. Soils*, 4, 422-430.
- DOUGLAS BF, MAGDOFF FR, 1991. *J Env. Qual*, 20, 368-372.
- ESCOPIER B, PAGES J, 1998. Dunod, Paris.
- HENRIKSEN T.M., BRELAND T.A., 1999. *Soil Biol. Bio*, 8, 1135-1149.
- KRISTENSEN S, 1996. MSc thesis, The Royal Veterinary and Agriculture University, Copenhagen.
- LINERES M., DJAKOVITCH L., 1992. In : *Matières organiques et agriculture. Actes des 4<sup>èmes</sup> journées du GEMAS et du 5<sup>ème</sup> forum du COMIFER*. Blois, France. Decroux, Ignazi Eds, 93-102.
- MORVAN T., NICOLARDOT B., 2003. 12<sup>th</sup> Nitrogen Workshop, Exeter, 22-24 september.
- MORVAN T., DACH J., PARNAUDEAU V., 2001. 11<sup>th</sup> Nitrogen Workshop, Reims, 9-12 septembre, 153-154.
- MORVAN T., LETERME P., 2001. *Ingénieries*, 26, 17-26
- PARNAUDEAU V., PAGES J., NICOLARDOT B. (soumis).
- QIAN P., SCHOENAU J.J., 2001. *Can. J. Soil. Sci*, 82, 219-225.
- ROBIN D., 1997. *Agronomie*, 3, 157-171.
- SERNA M.D., POMARES F., 1991. *Biol. Soil. Fert*, 12, 89-94.
- TRINSOUTROT I., RECOUS S., BENTZ B., LINERES M., CHENEY D., NICOLARDOT B., 2000. *Soil Sci Soc of Am J*, 64, 918-926.
- VAN SOEST P.J., 1963. *Journal of the A O A C*, 46, 825-835.