

La valeur fertilisante azotée des effluents d'élevage et urbains

T. Morvan, V. Parnaudeau, S. Houot & B. Nicolardot

Introduction : contexte et enjeux

Les produits organiques utilisés en agriculture sont majoritairement d'origine animale : le « gisement » des effluents d'élevage représente environ 220 million de t de produit brut / an. Les quantités épandues d'effluents non agricoles, tels que les boues de station d'épuration (STEP) et les déchets ménagers devraient en outre augmenter notablement dans un proche avenir, du fait de l'interdiction dès 2002 de la mise en décharge des déchets recyclables ; en effet, 50 % seulement des boues de STEP sont épandues (Chaussod et al, 1996), et moins de 10 % des déchets ménagers et des déchets verts sont compostés (Houot et al, 2001).

Parallèlement à l'augmentation des quantités de produits apportés sur les sols cultivés, on assiste également une diversification de la nature de ces produits : apparition de co-produits de traitement d'effluents animaux (boues, issues de tamisage résultant du traitement du lisier de porc), compostage de lisiers et de fientes de volailles avec des matériaux ligneux, compostage de fumiers.

L'utilisation en agriculture de ces produits organiques résiduaux pose de multiples questions : biodisponibilité en éléments minéraux, risques liés à l'accumulation d'éléments traces métalliques, voire de micro-polluants organiques, risque pathogène et phytopathogène... Une question importante concerne la prévision des transformations de la matière organique (MO) apportée dans un sol et de la disponibilité en azote qui en résulte, sur le court, moyen et long terme. Ces transformations sont déterminées par des facteurs abiotiques (température, humidité du sol, granulométrie du produit et mode d'apport...) et par la composition chimique et biochimique du produit organique, elle-même dépendante de la composition du produit brut et du procédé de traitement éventuellement utilisé. Des travaux récents sur les effluents d'élevage (Morvan et al, 2001), les boues de STEP (Parnaudeau et al, 2001) et les composts d'ordures ménagères (Francou et al, 2001) s'attachent à mettre en relation la valeur fertilisante azotée de l'effluent avec la dynamique de transformation de la MO, et à identifier les paramètres de composition chimique et biochimique permettant d'expliquer les dynamiques de minéralisation observées. Cet exposé aborde le thème de la valeur fertilisante azotée à court terme des produits résiduaux utilisés en agriculture.

Une importante variabilité de la valeur fertilisante azotée des produits organiques utilisés en agriculture

La figure 1 compare la proportion d'azote minéral contenue dans le produit à la proportion d'azote disponible au terme d'essais réalisés au laboratoire, dans des conditions expérimentales où les pertes d'azote par voie gazeuse sont négligeables : la différence entre les deux variables correspond dans ce cas à la minéralisation de

l'azote organique du produit. La figure 1 donne une illustration de la très forte variabilité de la valeur fertilisante azotée selon le type de produits utilisé (moins de 5 % pour certains composts à plus de 85 % pour certains lisiers), et montre de manière évidente la corrélation hautement significativement entre l'azote disponible et la proportion d'azote minéral initialement présente dans l'effluent : les lisiers de porc définissent un « groupe » caractérisé par la valeur fertilisante la plus élevée (45 à plus de 90 %), en raison de leur forte teneur en azote ammoniacal, les composts sont par contre caractérisés par une faible valeur fertilisante (5 à 20 %), tandis que les boues de STEP occupent une position intermédiaire.

Une lecture plus détaillée de ces résultats expérimentaux montre également une augmentation de l'écart moyen entre N disponible et N minéral apporté, lorsque l'on considère successivement les composts, les lisiers et les boues de STEP. Nous observons enfin que la dispersion des points autour de la droite de régression ($N_{\text{disponible}} = a.(N_{\text{minéral apporté}}) + b$) est importante, à l'exception des composts, mettant en évidence une importante variabilité de la minéralisation de la fraction organique, même au sein d'un groupe de produits.

En définitive et en absence de pertes gazeuses, la variabilité de la valeur fertilisante azotée à court terme des produits organiques résiduaux est donc liée d'une part à la variabilité de la proportion d'azote minéral qu'ils contiennent initialement, et d'autre part à la minéralisation de l'azote organique des produits, en relation avec leur qualité biochimique. Toutefois cette valeur fertilisante azotée peut être considérablement réduite dans le cas de produits contenant une forte proportion d'azote ammoniacal, tels que les lisiers par exemple, si des pertes d'azote par volatilisation ammoniacale ont lieu.

Les limites de l'utilisation du rapport C/N de la MO comme indicateur de la minéralisation

Le rapport C/N de la MOF est habituellement considéré comme un indicateur permettant de prévoir l'effet de la décomposition sur la dynamique de l'azote minéral du sol, à savoir l'organisation ou la minéralisation nette de l'azote minéral (Waksman et Tenney, 1928). Ainsi, la minéralisation nette de l'azote décroît généralement lorsque la valeur du rapport C/N augmente. La qualité prédictive de cet indicateur varie cependant notablement selon les produits étudiés :

- i) une corrélation très hautement significative entre le C/N et le taux de minéralisation de l'azote organique des boues de STEP est généralement observée, du moins dans les semaines qui suivent l'apport (Furrer et Bolliger, 1979, Chaussod et al, 1981) ; Parnaudeau et al (2001) observent cependant que l'intensité de cette relation diminue au cours du temps, qui s'explique par une différenciation du comportement au sein de la gamme de produits étudiés. En effet, une segmentation de la population des 18 boues étudiées en deux sous-populations permet d'augmenter significativement la part de variance expliquée par le rapport C/N (figure 2),

- ii) Bien que significatives, les valeurs des coefficients de corrélations entre le C/N et le taux de minéralisation de l'azote sont inférieures avec les effluents d'élevage ; les résultats obtenus par Chadwick et al (2000) sur un échantillon de lisiers de porc, fumiers de bovins et litières de volaille, présentés à la figure 2, mettent en évidence une dispersion importante autour de la droite de régression, le rapport C/N expliquant en effet seulement 40 % de la variance observée,
- iii) Le rapport C/N n'explique également que 43 % de la variance observée pour le taux de minéralisation de composts de déchets verts, d'ordures ménagères (Francou et al, 2001) et d'effluents d'élevage (Morvan et al , 2001).

Les exemples présentés à la figure 2 montrent également de manière évidente que le rapport C/N ne permet qu'un classement relatif de produits de même « type » (les pentes des droites de régression sont différentes entre produits), et ne peut pas être considéré comme un indicateur de portée suffisamment générale pour prédire la minéralisation de l'azote d'un produit organique résiduaire quelconque.

Le rapport C/N est-il un bon indicateur de la dynamique de minéralisation ?

Il est nécessaire de connaître la dynamique de minéralisation des produits organiques pour en raisonner l'utilisation agronomique des produits organiques et obtenir une bonne synchronisation entre la fourniture d'azote par les produits et les besoins azotés des végétaux. Les exemples présentés à la figure 3 permettent d'identifier les dynamiques les plus caractéristiques, caractérisées par :

- i) une période d'organisation importante, suivie d'une période de minéralisation-reminéralisation lente et progressive avec des produits de C/N relativement élevé, comme par exemple les fumiers frais (C/N > 20),
- ii) l'absence d'organisation nette avec des produits de faible C/N (10-14)
- iii) une première période d'organisation nette, suivie d'une période de minéralisation-reminéralisation active, avec des produits de C/N intermédiaire (compris entre 14 et 20).

Par exemple, l'apport de fumier frais n'est pas très intéressant par rapport à sa valeur fertilisante azotée, car il entraîne une immobilisation de l'azote minéral apporté par le produit relativement longue, voire même une immobilisation de l'azote minéral du sol. Le compostage du fumier permet de pallier cet inconvénient, mais un simple stockage du fumier en tas entraîne également un début de compostage des matériaux, une diminution du C/N, et conduit à une durée plus courte de la période d'organisation (Morvan et al, 2001).

Toutefois, l'utilisation du rapport C/N comme indicateur de la dynamique de minéralisation présente des limites, car des différences de comportement importantes peuvent être observées avec des produits de même rapport C/N (figure 3) :

- une première comparaison entre un fumier de bovins composté et une boue de STEP de rapports C/N respectifs de 12.4 et 12.5 met en évidence une activité minéralisatrice à peu près identique pour les 2

produits durant les 60 jours suivant l'apport, puis une divergence très forte ensuite, la boue libérant significativement plus d'azote que le compost ;

- une deuxième comparaison entre un lisier de porc et une autre boue de STEP (rapports C/N respectifs de 16.8 et 16.3) permet de caractériser une phase d'organisation nette de durée plus courte et d'intensité 3 fois moindre pour le lisier ; la disponibilité en azote mesurée en fin d'expérience est alors nettement plus importante avec le lisier ;
- Enfin, une dernière comparaison entre un lisier et un fumier de bovins de C/N respectivement égaux à 22.3 et 24 met en évidence une durée d'organisation sensiblement identique pour les 2 effluents, mais l'intensité de l'organisation est nettement plus importante avec le fumier.

Intérêts et limites de la caractérisation des dynamiques de minéralisation du carbone et de l'azote couplée à l'utilisation de méthodes de fractionnement biochimique

La démarche de recherche actuellement engagée consiste à évaluer l'aptitude de différentes méthodes de fractionnement biochimique de la MO à quantifier des compartiments permettant d'expliquer et de décrire la dynamique de transformation de l'azote des produits organiques. Les méthodes de fractionnement sont fondées sur des extractions séquentielles à l'eau, dans des détergents ou en milieu acide : C et N solubles à 20°C, solubles entre 20 et 100°C, insoluble à 100°C (AFNOR, 1988), fractions NDF, ADF et ADL obtenues par la méthode Van Soest (1963), détermination de 3 fractions (N hydrolysable distillable, N hydrolysable non distillable, N insoluble) avec la méthode proposée par Bremner (1965). Par ailleurs, le calcul du degré d'humification de la MO, donné par le rapport acides humiques/acides fulviques, peut enfin renseigner sur la stabilité d'un compost.

La méthode Van Soest (1963) semble bien adaptée pour définir des indicateurs de composition biochimique pertinents vis à vis de la transformation de la MO des effluents d'élevage. Ainsi, les différences de dynamique de minéralisation de l'azote du lisier et du fumier de bovins (figure 3) sont expliquées par le fait que le lisier de bovins est caractérisé par une fraction soluble dominante, représentant 55 % du C total, alors que le fumier est constitué essentiellement par la cellulose et les hémicelluloses provenant des pailles de la litière. Le rapport C/N de la fraction soluble étant faible (inférieur à 15), la dégradation des composés contenus dans cette fraction entraîne une minéralisation nette de l'azote. Par contre, la fraction insoluble (NDF), de C/N supérieur à 40, contient des composés qui entraîneront lors de leur décomposition une importante organisation nette de l'azote au cours des semaines suivant l'incorporation. La taille très importante du compartiment NDF du fumier explique donc l'intensité nettement plus importante de l'organisation observée avec ce produit, comparativement au lisier.

Un modèle, fondé sur la transformation de 2 compartiments « labile » et « résistant » définis par les fractions soluble et insoluble (NDF) de la méthode Van Soest a été mis au point pour décrire les différences importantes de dynamique observées entre lisiers (Morvan, 1999). En faisant l'hypothèse d'une relative homogénéité de

composition de la fraction soluble, cette démarche donne des résultats satisfaisants car appliquée à des produits de même « nature » (lisiers). Cette hypothèse ne peut cependant être appliquée à d'autres produits organiques, les constituants de la fraction soluble d'un lisier étant de toute évidence très différents de ceux d'un compost, même si ce dernier résulte d'un compostage de lisier : dans le premier cas, les processus de décomposition conduisent à l'accumulation dans la fraction soluble de composés organiques de faible poids moléculaire, pouvant représenter jusqu'à 30 % du C total (Kirchmann et Lundvall, 1993), et qui sont très rapidement dégradés après l'apport du lisier sur un sol ; dans le second cas, la dégradation conduit à la formation de composés solubles récalcitrants vis à vis de la décomposition (polypeptides d'origine microbienne ou issus de la dégradation par les champignons, précurseurs d'acides humiques...).

Cette différence de réactivité est illustrée par la figure 4, qui présente les dynamiques de minéralisation du C de la fraction soluble Van Soest de 4 effluents d'élevage : un lisier de porc, un lisier de bovins, un fumier de bovins et le même fumier de bovins composté. Les constituants de la MO de la fraction soluble du lisier de porc sont rapidement dégradés alors que ceux du fumier composté sont récalcitrants vis à vis de la décomposition. Ces résultats montrent donc l'impossibilité de décrire les transformations du C et N et de produits aussi divers que les lisiers, fumiers, boues et composts avec un modèle compartimental caractérisé par un paramétrage « standard » (vitesses de décomposition invariantes, par compartiment, entre produits). Ils ne remettent pas en cause la pertinence du fractionnement biochimique pour identifier des compartiments actifs vis à vis de la décomposition, mais montrent simplement que les constituants de la fraction soluble ne sont pas les identiques, ou du moins se trouvent dans des proportions différentes selon le type de produits.

Conclusions

En définitive, le rapport C/N de la MO des produits résiduels peut être considéré comme un indicateur de la disponibilité en azote résultant de la minéralisation et renseigne également en terme de tendance sur les dynamiques de minéralisation, mais il convient de l'utiliser avec prudence, car des différences de comportement très importantes peuvent être observées, à valeurs de C/N égales, entre effluents d'élevage, composts et boues de STEP. Ces différences proviennent du fait que le rapport C/N ne renseigne pas sur l'intensité très variable de l'activité minéralisatrice selon les produits, déterminée par la qualité biochimique de l'effluent et la « réactivité » des différents constituants de la MO vis à vis de la décomposition. Il est donc nécessaire d'affiner la caractérisation biochimique des produits pour mieux expliquer leurs dynamiques de minéralisation du carbone et de l'azote après apport dans le sol. Toutefois le risque d'une telle démarche est d'augmenter considérablement le nombre de compartiments (et par conséquent le nombre de paramètres associés) décrivant les produits organiques dans les modèles de prédiction sans pour autant accroître leur robustesse.

Par ailleurs, une démarche plus « opérationnelle » consistera à établir une typologie des produits avec comme hypothèse l'identité de comportement des différentes fractions, typologie établie idéalement en fonction de

quelques critères simples : nature des produits initiaux (déjections animales, boues de STEP, déchets verts...), mode de stockage et nature du procédé de traitement. Enfin, il est très probable qu'un certain nombre de produits, caractérisés par un comportement « atypique », ne pourront pas être « classés », ce qui nécessitera obligatoirement la caractérisation de leur dynamique et potentiel de minéralisation. Cela sera d'autant mieux facilité par la mise à disposition des utilisateurs de protocoles de mesure de la minéralisation C-N de produits organiques, actuellement en cours de normalisation.

Références bibliographiques

- Chadwick DR, John F, Pain BF, Chambers BJ, Williams J, 2000. Plant uptake of nitrogen from the organic nitrogen fraction of animal manures : a laboratory experiment. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, 134, 159-168.
- Chaussod R, Justes E, Lineres M, Bourgeois S, 1996. Valorisation des déchets urbains et agro-industriels. Colloque Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes, Reims, 19-20/11/1996, 255-270
- Chaussod R, Germon JC, Catroux G, 1981. Essai de détermination au laboratoire de l'aptitude à la minéralisation d'azote des boues résiduaires urbaines. *CR Acad Fr*, 67, 762-771
- Furrer OJ, Bolliger R, 1979. Wirksamkeit des Stickstoffs von serschiendenen Klarschlammen im vergliech zu Ammonitrat. 1^{er} Symp Eur Caractérisation et utilisation des boues résiduaires, Cadarache, 247-252
- Francou C, Houot S, Le Villio M, 2001. Compost N availability in relation with their organic matter stability. 11th Nitrogen Workshop, Reims, 9-12 sep 2001, 85-86
- Houot S, Francou C, Verge-Leviel C, 2001. Gestion de la maturité des composts : conséquences sur leur valeur agronomique et leur innocuité. 5^{èmes} rencontres de la fertilisation raisonnée et de l'analyse de terre. Blois, 27-29/11/2001. 173-182
- Kirchmann H, Lundvall A, 1993. Relationship between N immobilization and volatile fatty acids in soil after application of pig and cattle slurry. *Biol. Fertil. Soils*, 15, 161-164
- Morvan T, Dach J, Parnaudeau V, 2001. Relationships between biochemical composition of manures and composts and their carbon and nitrogen transformation in soil. 11th Nitrogen Workshop, Reims, 9-12 sep 2001, 153-154
- Morvan T, 1999. Quantification et modélisation des flux d'azote résultant de l'épandage de lisier. Thèse Doctorat Paris 6, 138 p.
- Parnaudeau V, Marcovecchio F, Alavoine G, Nicolardot B, 2001. Determination of relevant quality criteria to predict N mineralisation of solid organic wastes in soil. 11th Nitrogen Workshop, Reims, 9-12 sep 2001, 175-176
- Waksman SA, Tenney F, 1928. *Soil Sci*, 26, 155-171

Figures

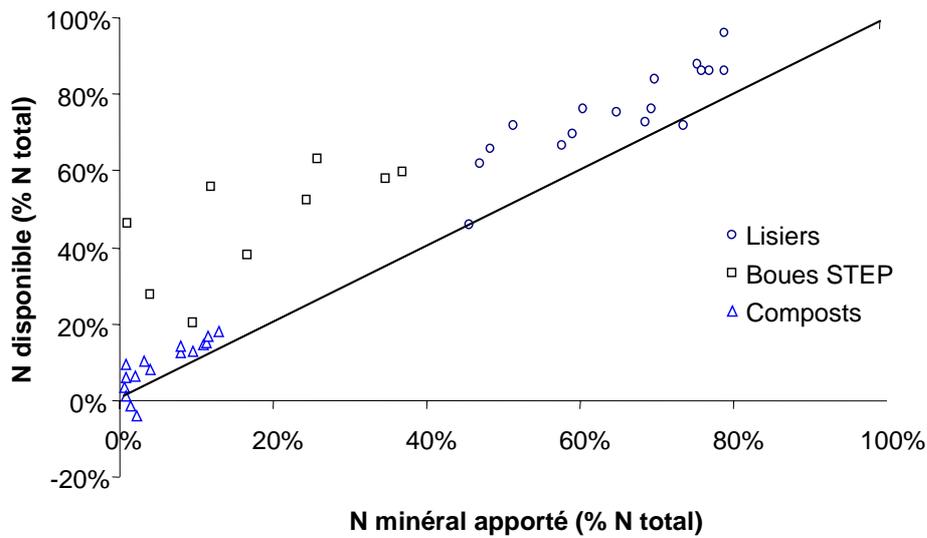


Figure 1. Comparaison entre l'azote disponible (en % N total apporté) et l'azote minéral apporté, au terme d'expériences conduites en laboratoire, pour des lisiers (Morvan, 1999), des boues de STEP (Parnaudeau et al, 2001), et des composts (Francou et al, 2001, Morvan et al, 2001)

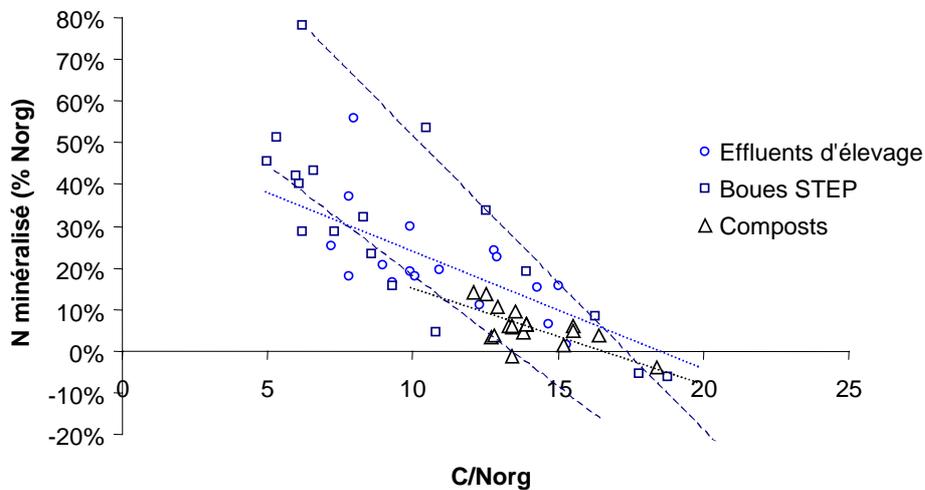


Figure 2. Relations entre le rapport C/N de la fraction organique et le taux de minéralisation de l'azote mesuré sur le court terme, pour différents types de produits organiques résiduaire (données de Chadwick et al (2000), Parnaudeau et al (2001), Francou et al (2001), Morvan et al (2001))

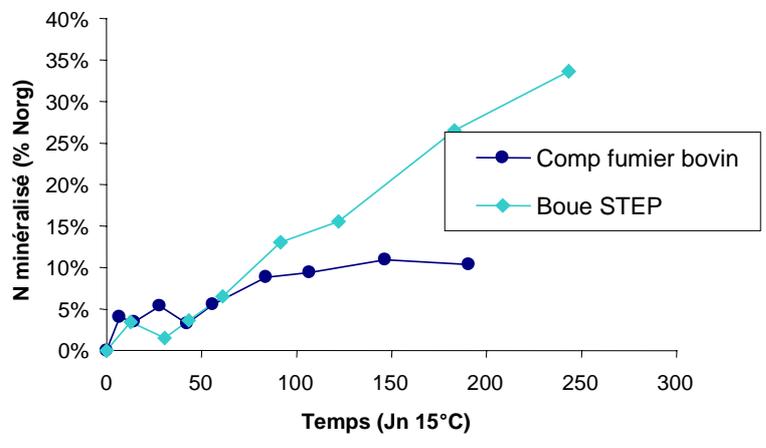
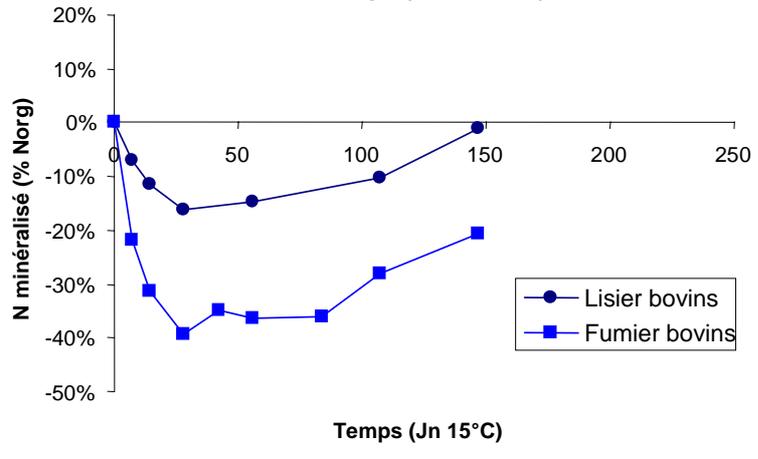
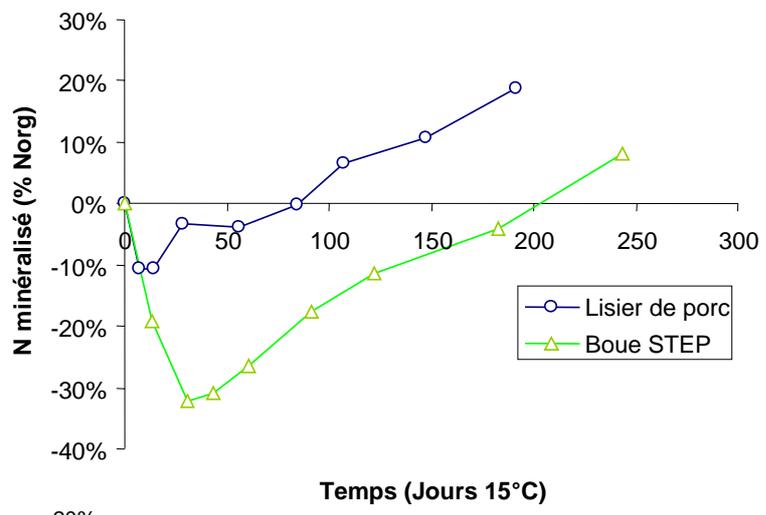


Figure 3 a, b et c. Dynamiques de minéralisation de lisiers, de composts et de boues de STEP

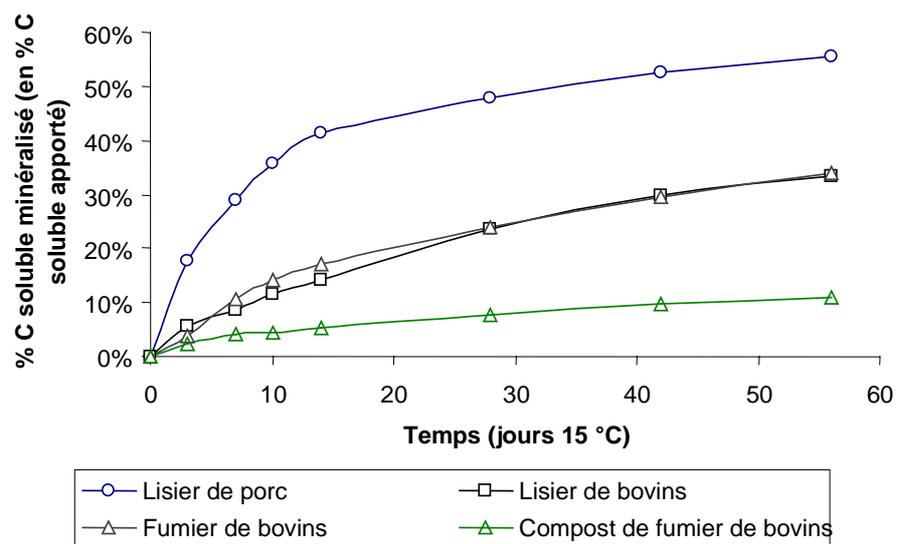


Figure 4. Dynamique de minéralisation du C de la fraction soluble déterminée par la méthode Van Soest d'un lisier de porcs, d'un lisier de bovins, d'un fumier de bovins et d'un fumier de bovins composté.