

Compostage des matières organiques d'origine animale : bilan environnemental

Jean-Marie Paillat
Mai 2007

1. Introduction

La gestion des déjections animales dans les régions de forte concentration d'élevages pose de plus en plus de problèmes en raison des réglementations toujours plus contraignantes visant la préservation des milieux contre la pollution des eaux, de l'air et des sols. Pour améliorer cette gestion, une transformation des effluents bruts peut s'avérer utile. Parmi les procédés de transformation des matières organiques, le compostage est particulièrement intéressant pour le transfert des déjections animales entre exploitations ou entre régions (Fig. 1), car il permet de réduire considérablement la masse et le volume des effluents initiaux permettant ainsi une diminution des coûts de transport. Cependant, ce transfert est conditionné par l'hygiénisation des déjections qui dépend des modalités de conduite du compostage. De plus, lors des transformations intenses de la matière organique (MO), un transfert de pollution vers l'atmosphère est possible selon les substrats mis à composter et les modalités de conduite du compostage. Face à ce constat, s'assurer du bilan environnemental du compostage, en particulier pour les matières organiques d'origine animale est primordial.

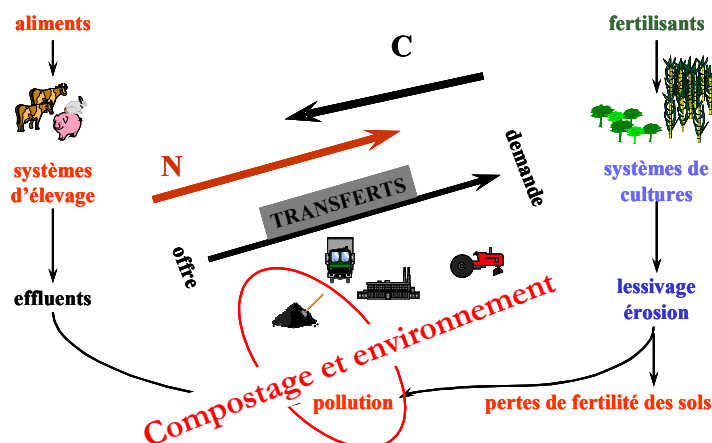


Figure 1. Problématique du transfert des effluents entre systèmes d'élevage et systèmes de culture

Actuellement, très peu d'effluents d'élevage sont concernés par le compostage, estimé par Menasseri (2005, d'après Ademe 2004) à 0,45 Mt de compost épandus sur les 280 Mt de déjections animales produites par l'agriculture. En revanche, 2,5 Mt de composts sont épandus sur les sols agricoles, provenant surtout des déchets verts, mais aussi de déchets d'industries, de boues de station d'épuration, d'ordures ménagères, et enfin d'engrais organiques et d'amendements élaborés.

Le compostage est un processus contrôlé de dégradation des matières organiques d'origine végétale ou animale. C'est une succession de communautés microbiennes (bactéries, champignons) en condition aérobie, majoritairement, entraînant une montée en température (Menasseri 2005, d'après Francou, 2003). Les transformations des matières organiques durant ce procédé permettent d'obtenir un produit plus ou moins stabilisé appelé compost, de composition variable selon les produits mis en fermentation et les conditions de compostage. Généralement, le compost est de manipulation aisée, ayant peu ou pas d'odeur, et hygiénisé si le procédé a été conduit avec une phase thermophile suffisante. Il permet un stockage temporaire de l'azote et du carbone. Apporté au sol, il libère l'azote progressivement pour les plantes et constitue un bon amendement. Ainsi, le compostage présente un intérêt à deux niveaux :

- 1- en terme de gestion de la fertilité à l'échelle de l'exploitation agricole ou d'un territoire (amélioration de la gestion des effluents avec une réduction de la pollution des eaux, transferts de fertilité avec une efficacité agronomique accrue),

- 2- en terme de stabilisation du carbone à l'échelle d'un pays ou de la planète (immobilisation de carbone dans le sol avec une diminution de l'effet de serre, contribution à la gestion des effluents avec une réduction de la pollution atmosphérique).

Cependant, durant ce processus une quantité importante d'eau et de matière sèche est perdue (environ 50% des masses initiales), essentiellement sous forme gazeuse. Ces gaz émis (CO_2 , CH_4 , CO , NH_3 , N_2O , NO_x) ont un impact sur l'environnement à différentes échelles (Gosse et Méritot, 2006), directement ou indirectement suite à des redépôts :

- 1- à l'échelle globale (effet de serre, couche d'ozone),
- 2- à l'échelle régionale (acidification, ozone troposphérique, pollution des nappes),
- 3- à l'échelle locale (eutrophisation, pollution des eaux).

2. Processus microbiologiques et physiques

2.1. Différentes phases

Le compostage comprend plusieurs phases (Fig. 2), mésophile, thermophile, refroidissement et maturation qui correspondent au développement successif de différentes communautés microbiennes, essentiellement des bactéries dans les 2 premières phases, puis majoritairement des champignons et des actinomycètes dans les 2 dernières (Mustin, 1987). La phase de décomposition ou de fermentation, avec la dégradation de la matière organique fraîche dominante correspond au passage des déchets organiques bruts à un compost jeune préhumifié, puis, la phase de maturation avec la biosynthèse de composés humiques dominante correspond au passage du compost jeune à un compost mûr riche en humus.

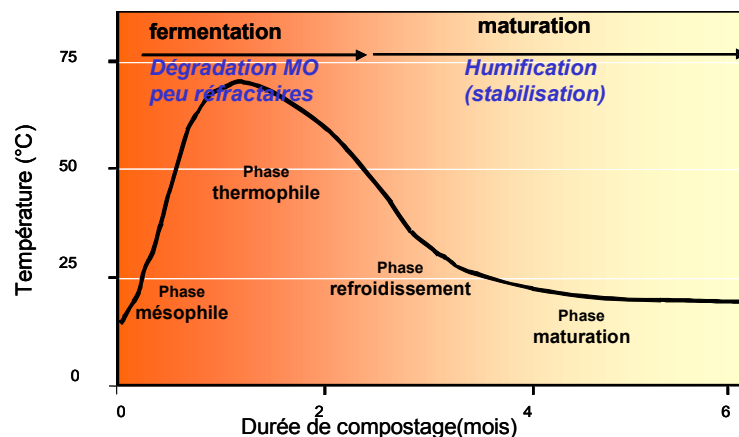


Figure 2. Principales phases du compostage et processus en jeu (Houot, 2005)

Dans un tas en compostage, des processus physiques interviennent également, principalement la convection et la diffusion. La convection provient de la chaleur produite par la décomposition aérobie des matières organiques. Ces flux gazeux sont déterminés par la configuration du tas (dimensions, masse) et par la porosité libre à l'air qui dépend des substrats mis à composter. Pour un tas formé en andain (forme classique avec une section trapézoïdale), des entrées d'air ont lieu sur le côté du tas et la sortie d'air a lieu en haut du tas (Fig. 3) ; c'est l'effet cheminée qui détermine des zones plus chaudes, à cœur et en haut et des zones plus froides, à la périphérie et au fond. La diffusion provient des différences de concentrations en gaz ou en ions, respectivement dans les phases gazeuses et liquides, provoquées par des conditions variables de transformation des MO selon la localisation dans le tas ou au sein des agrégats.

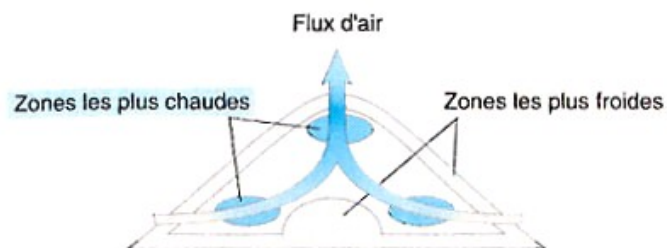


Figure 3. Principaux flux d'air au sein d'un tas en compostage (Gobat *et al.*, 2003)

2.2. Transformations du carbone

Durant le procédé de compostage, différentes transformations du carbone ont lieu : oxydation des composés carbonés facilement dégradables, méthanisation dans les parties anaérobies au fond du tas ou dans des agrégats, production d'acides organiques à partir des glucides ou lipides, attaques enzymatiques des composés carbonés produisant des glucides et dissolution du CO_2 dans l'eau (Fig. 4). Ces réactions produisent de l'eau métabolique, du CO_2 , du méthane, généralement rapidement oxydé en CO_2 dans les couches supérieures aérobies du tas, de la chaleur et une acidification avec la formation de protons.

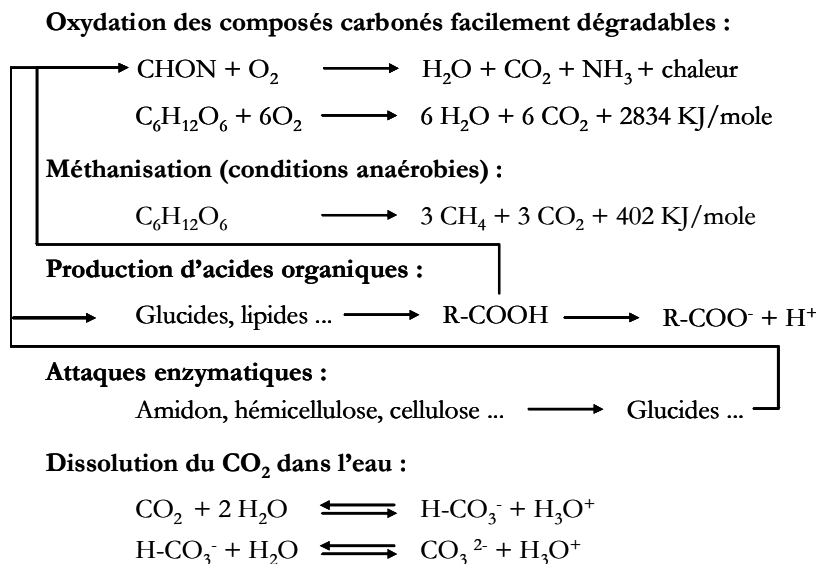


Figure 4. Principales réactions concernant la transformation des composés carbonés (d'après Mustin, 1987)

Ces productions dépendent de la biodégradabilité de la matière organique mesurée par les proportions relatives de sucres et hémicelluloses d'une part et de cellulose et lignine d'autre part (Fig. 5). Cette plus ou moins grande biodégradabilité conduit à des productions de chaleur différentes et à des courbes de montée en température contrastées : pic élevé et peu persistant avec un substrat très fermentescible et température modérée et persistante avec un substrat peu fermentescible (Fig. 6).

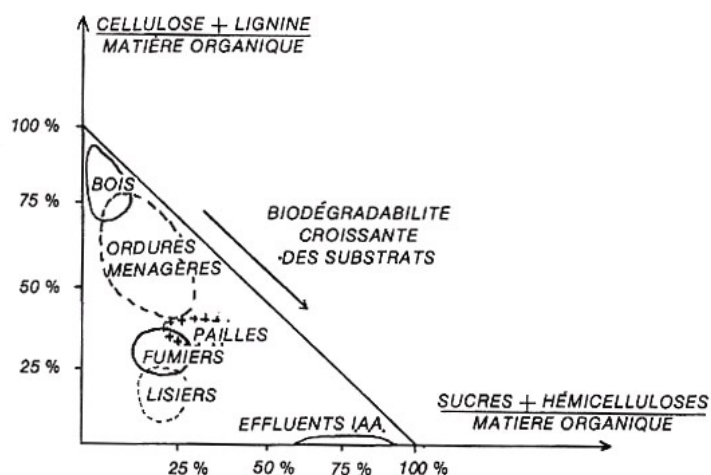


Figure 5. Classement de différents substrats selon leur biodégradabilité (Mustin, 1987)

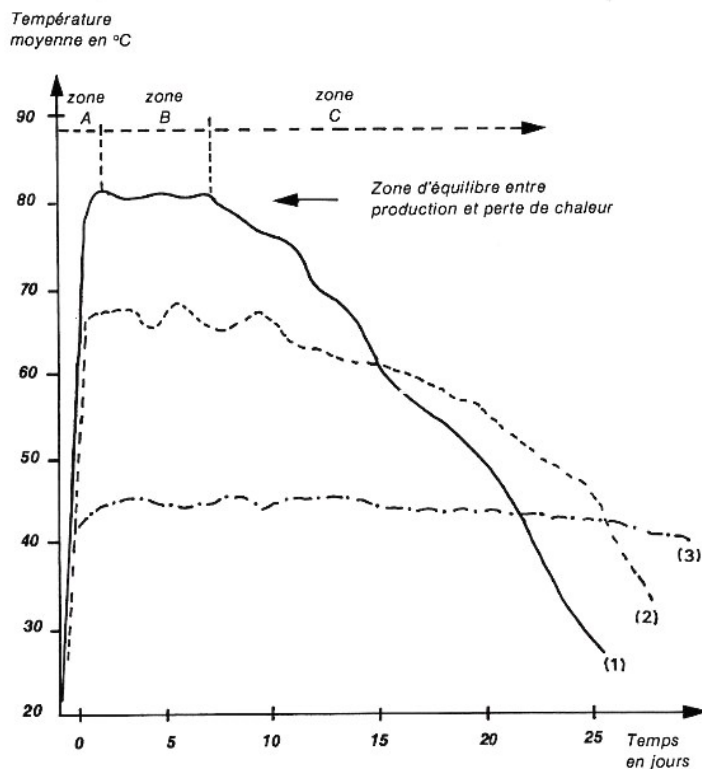


Figure 6. Evolution de la température du tas en fonction de la biodégradabilité des substrats (Mustin, 1987) : (1) très biodégradable, (2) moyennement biodégradable, (3) peu biodégradable ; la phase A correspond à une production de chaleur intense supérieure aux pertes vers l'atmosphère, la phase B à un équilibre entre production et évacuation de chaleur et la phase C à une production inférieure aux pertes.

La flore présente, notamment avec un substrat contenant du fumier déjà en cours de décomposition, et la biodégradabilité du carbone conditionnent la rapidité de montée en température, de quelques heures à plusieurs jours (Fig. 7). De même, la convection au sein du tas et les échanges avec l'atmosphère extérieure conditionne cette montée en température (Fig. 8) : celle-ci s'élève d'abord au sommet du tas, puis à l'entrée d'air, et ensuite plafonne à un niveau moyen (40 à 60°C) ; elle s'élève ensuite à cœur et au fond pour atteindre un niveau plus élevé (60 à 70°C) pendant plusieurs jours.

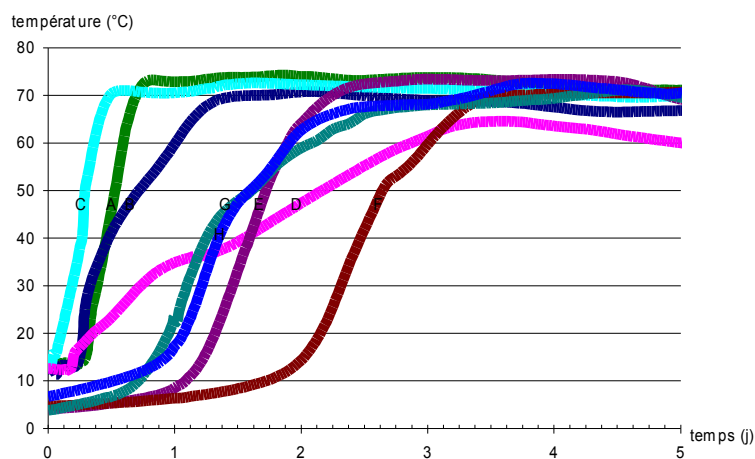


Figure 7. Evolution de la température à cœur en fonction de la flore présente (tas C, A et B contenant du fumier de porc) et de la biodégradabilité des substrats pour les mélanges paille-lisier de porc (tas G, H et E contenant de la mélasse vs tas D et F contenant de la sciure de bois) (Paillat *et al.*, 2005).

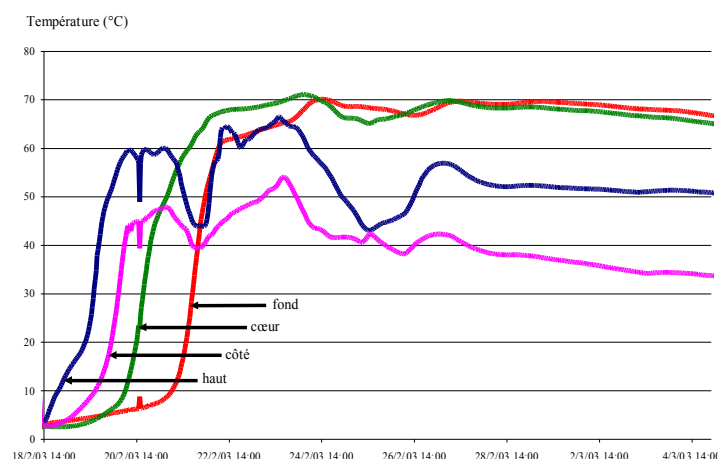


Figure 8. Evolution de la température dans les différentes parties du tas (Paillat *et al.*, 2005)

Les pertes de MS sont directement corrélée à la porosité libre à l'air (Ab El Kader *et al.*, 2007). Les cinétiques cumulées des pertes en carbone sous forme de CO_2 convergent vers 40% du carbone initial pour des substrats comparables, à base de paille. Cependant, ces cinétiques sont plus ou moins rapides selon la biodégradabilité du carbone présent (Paillat *et al.*, 2005).

2.3. Transformations de l'azote

Durant le procédé de compostage, des transformations de l'azote ont également lieu (Fig. 9 et 10) : ammonification des composés azotés, hydrolyse de l'urée et dégradation générale de la matière organique, conduisant à une production d'ammonium et à une alcalinisation (libération d'ions OH^-). La nitrification, comprenant 2 étapes, la nitritation et la nitrataion, intervient également et produit des nitrates à partir de l'ammonium. La dénitrification réduit, quant à elle, les nitrates en diazote (N_2). Ces 2 réactions peuvent produire du protoxyde d'azote (N_2O). Enfin, une part importante de l'ammonium est organisé par la biomasse microbienne, participant ainsi à la formation d'humus.

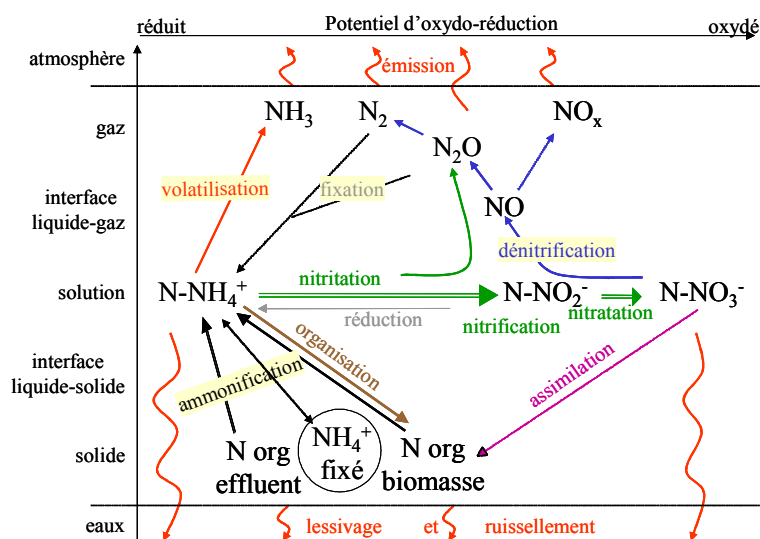


Figure 9. Schématisation des processus de transformation de l'azote lors du compostage

L'émission d'ammoniac vers l'atmosphère conduit à une baisse du pH en laissant des protons dans la solution, alors que l'émission de CO_2 conduit à une augmentation de pH avec la réaction des protons et des ions carbonates. Ainsi, les transformations de l'azote et du carbone et l'émission de gaz déterminent conjointement

l'évolution du pH, avec une acidogénèse durant la phase mésophile liée à la dégradation du carbone, notamment la production d'acides organiques (phase I), puis une alcalinisation durant la phase thermophile liée à l'hydrolyse des composés azotés (phase II), une diminution du pH liée à l'émission de NH_3 et à l'immobilisation de l'ammonium par la biomasse (phase III) et enfin une stabilisation vers la neutralité avec la maturation (phase IV), le compost ayant un fort pouvoir tampon (Fig. 12).

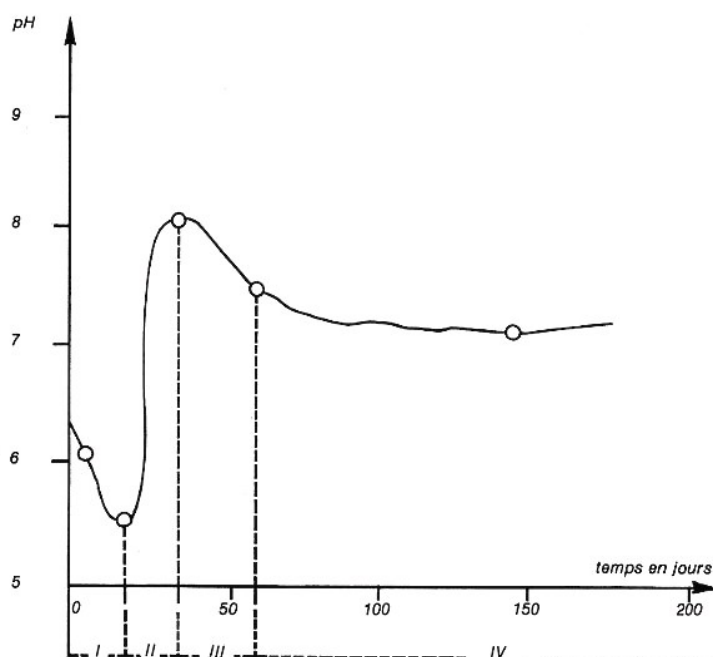


Figure 12. Schématisation de l'évolution du pH lors du compostage (Mustin, 1987)

2.5. Facteurs influençant les émissions d'azote

Lors du compostage, plusieurs facteurs influencent les émissions d'azote.

L'émission d'ammoniac est augmentée avec :

1. la disponibilité de l'azote qui conditionne l'importance du pool d'ammonium en solution,
2. le pH qui oriente l'équilibre $\text{NH}_4^+/\text{NH}_{3\text{aq}}$ vers $\text{NH}_{3\text{aq}}$ (constante de dissociation),
3. la température qui oriente les équilibres $\text{NH}_4^+/\text{NH}_{3\text{aq}}$ vers $\text{NH}_{3\text{aq}}$ (constante de dissociation) et $\text{NH}_{3\text{aq}}/\text{NH}_{3\text{g}}$ vers $\text{NH}_{3\text{g}}$ (constante de Henry),
4. la convection, alimentée par les différences de température entre l'extérieur et l'intérieur du tas et dépendant de la porosité libre à l'air et de l'humidité (figure 13), qui favorise le transfert vers l'atmosphère.

Elle est réduite avec le rapport C/N, la biodégradabilité du carbone qui augmente l'immobilisation de l'azote par la biomasse et diminue le pH (production d'acides organiques) et une température modérée ($< 45^\circ\text{C}$) qui favorise la nitrification de l'ammonium en condition aérobie, celle-ci réduisant également le pH (libération d'ions H^+ lors de la nitrification).

L'émission de protoxyde d'azote est favorisée par le manque relatif d'oxygène lors d'un début de nitrification durant la phase mésophile (l'atmosphère du tas est alors saturée en CO_2), plutôt dans les couches externes suffisamment aérées. Cette production est permise par une concentration en oxygène comprise entre 5 et 15%. Elle est également favorisée si le carbone est limitant lors de la dénitrification (concentration en oxygène inférieure à 5%) en phase de refroidissement et de maturation dans les parties anaérobies du tas (fond) ou dans les agrégats.

L'émission de diazote est favorisée par une anoxie prolongée dans les phases du compostage ou dans les zones du tas (fond, agrégats) permettant la dénitrification (température $< 45^\circ\text{C}$), lorsque le carbone biodégradable n'est pas limitant.

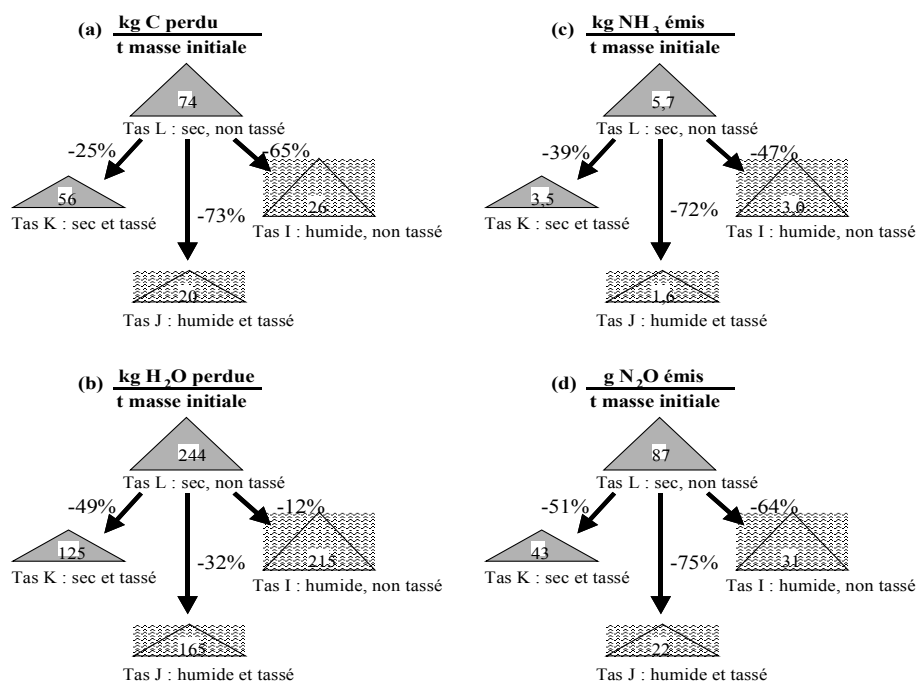


Figure 13. Influence de la porosité libre l'air (tassé vs non tassé) et de l'humidité (sec vs humide) sur les pertes de carbone et d'eau et sur les émissions d'ammoniac et de protoxyde d'azote (Ab El Kader *et al.*, 2007)

3. Modélisation des émissions gazeuses

Une modélisation des émissions gazeuses au compostage des effluents d'élevage a été construite à partir des mesures réalisées sur 15 tas de compost couvrant une large gamme de variation de quatre facteurs clés : azote disponible, carbone biodégradable, porosité et humidité. Il s'agit d'un modèle de type boîte noire reliant des entrées (caractéristiques des substrats) à des sorties sous formes gazeuses.

Le dispositif de mesure comprend 4 cellules isolées placées dans un bâtiment régulé en température. Les cellules ont la forme d'un mini bâtiment d'élevage (8 m³ pour 4 m² au sol) avec une entrée d'air en position latérale basse et une sortie d'air en haut de cheminée (Fig. 14). Un tas de compost est disposé dans chaque cellule. Sur l'air entrant et sur l'air sortant, sont mesurées les concentrations en CO₂, CH₄, NH₃, N₂O et H₂O, ainsi que la température et l'hygrométrie. Le débit d'air est calculé à partir de la mesure de la vitesse d'air en sortie. Les températures sont également mesurées dans les tas de compost à 4 endroits bien différenciés (côté, haut, coeur, fond). Pour chaque cellule (air sortant) et pour 2 points extérieurs (air entrant), les mesures de gaz sont réalisées toutes les 2 min pendant 20 min, soit un cycle de mesure toutes les 2 h en chaque point. Les données sont collectées par des centrales d'acquisition et par un ordinateur.

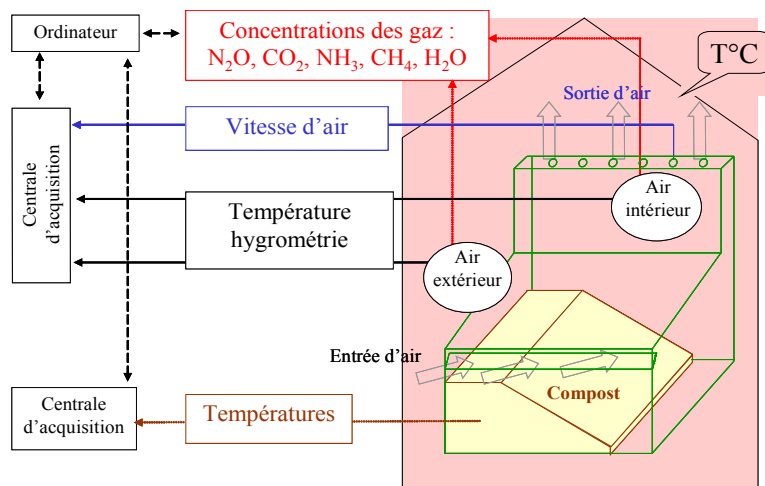


Figure 14. Dispositif expérimental permettant la mesure des émissions gazeuses, des températures et de l'évolution de la composition chimique et biochimique des tas mis à composter (Paillat *et al.*, 2005).

Pour chacun des 15 tas et pour les 3 gaz principaux émis (H_2O , CO_2 et NH_3), les données sont ajustées par une fonction logistique pour toutes les cinétiques instantanées, par une fonction en double exponentielle pour les cinétiques cumulées de NH_3 et par une fonction simple exponentielle + linéaire pour les cinétiques cumulées de H_2O et CO_2 (jusqu'à 60 jours) (Fig. 15). On obtient ainsi 15 valeurs pour les 8 paramètres (a , b , c , d , y_0 , x_0 , k , l) caractérisant ces courbes pour chacune des émissions. Ces paramètres sont ensuite expliqués par une régression multiple utilisant des variables explicatives (caractéristiques chimiques, biochimiques et physiques initiales des tas) correspondant aux 4 facteurs clés décrits précédemment. Ce modèle statistique est en cours de validation sur des données indépendantes.

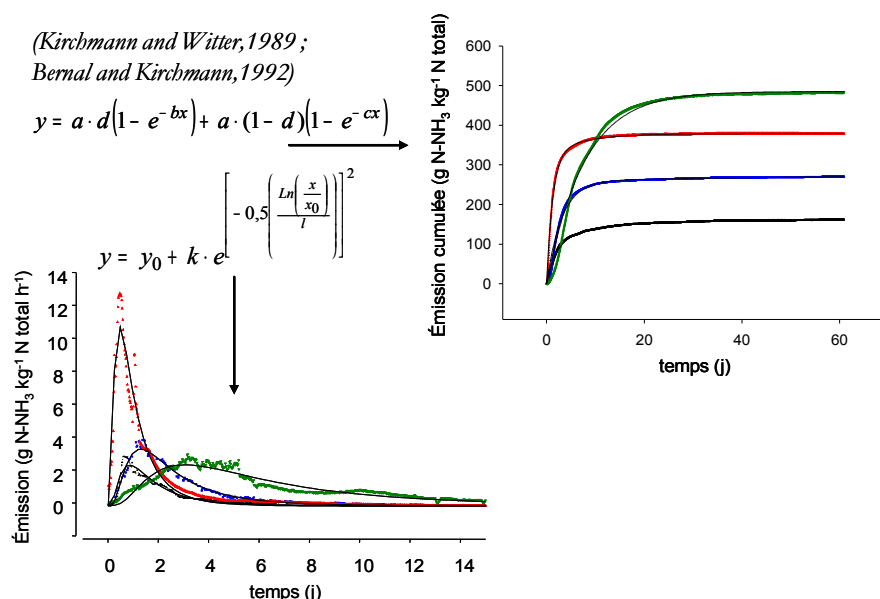


Figure 15. Ajustements mathématiques des données mesurées grâce à une fonction logistique (cinétique instantanée) et double exponentielle (cinétique cumulée) ; exemple de l'émission d'ammoniac pour 4 tas.

4. Lessivage lors du compostage en andains

Lorsque le compostage est conduit sur une plate-forme extérieure non couverte ou au champ, il existe un risque d'entraînement d'éléments solubles par ruissellement ou par lessivage sous le tas si le sol est filtrant. Un essai a été réalisé à La Réunion où les conditions climatiques de la saison cyclonique laissent penser à un risque accru, notamment en raison du type de sol drainant (andosol, cendres volcaniques) et de l'importance des précipitations. L'influence de la pluie a été étudiée sur deux types de compost correspondant à deux niveaux de paillage des

animaux en étable raclée 2 fois par semaines : 5 et 10 kg UGB⁻¹ j⁻¹. Quatre épisodes pluvieux ont été simulés en une semaine : 53,3 ; 38,7 ; 36,7 ; 54 totalisant 182,7 mm. Pour des quantités d'eau reçue sensiblement identiques (Fig. 16), le drainage du tas pailleux est supérieur à celui du tas peu pailleux (2/3 vs 1/3 de l'eau reçue), malgré une teneur en MS inférieure pour ce dernier, l'eau est davantage retenue dans le tas plus humide, ce qui perturbe les transformations de la MO en raison de l'anoxie provoquée (températures inférieures ne garantissant pas l'hygiénisation (Lepetit et Paillat, 2005). Des chemins préférentiels de circulation de l'eau accélèrent le drainage dans le tas pailleux.

Les éléments lessivés sont en relation avec ces flux (Fig. 17). Ils concernent essentiellement le potassium et l'azote ammoniacal. Les tas couverts (n'ayant pas reçu de pluie) présentent également des lessivages faibles liés en particulier à la condensation sur le sol (différence de température avec le coeur du tas). Il faut noter que le système de drainage utilisé (tuyau perforé sans communication avec l'air extérieur, mais avec un écoulement par différence de pression naturelle liée au niveau d'eau dans la cuve de réception des lixiviats) a vraisemblablement amplifié le lessivage par rapport à un tas déposé sur un sol.

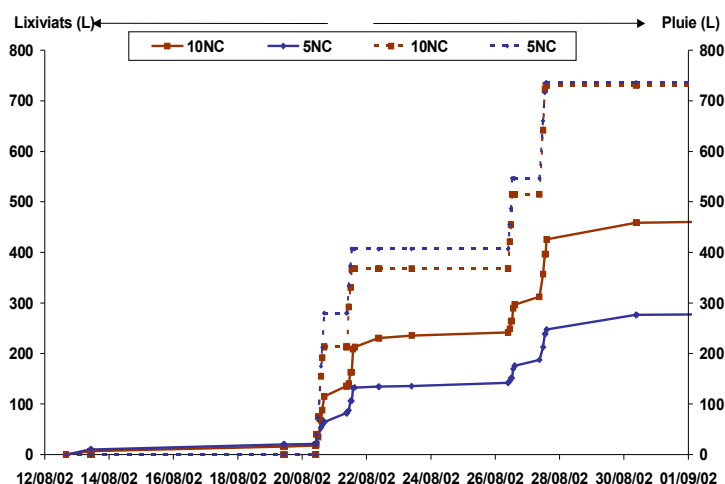


Figure 16. Lessivage en cours de compostage pour un fumier pailleux (10NC) et un fumier peu pailleux (5NC) ayant subi 5 épisodes pluvieux totalisant 183 mm durant une semaine.

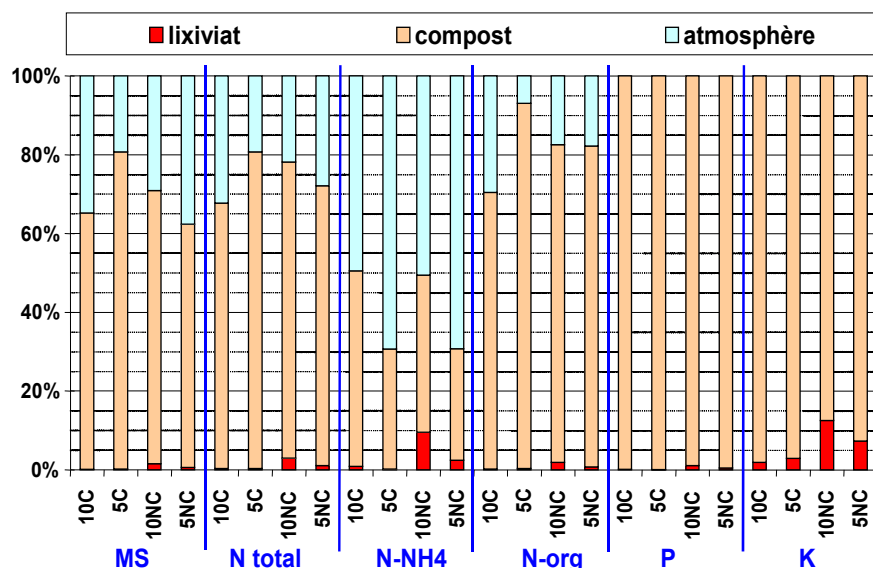


Figure 17. Répartition des éléments dans le compost, le lixiviat et l'émission gazeuse (en % de la masse initiale pour chaque élément) pour les tas pailleux (10C et 10NC) et peu pailleux (5C et 5NC) en fonction de la pluie reçue : 0 et 183 mm pour les tas C et NC respectivement.

5. Utilisation du compost

L'utilisation du compost comme amendement et fertilisant de différentes cultures a fait l'objet de très nombreuses publications. Les avantages et inconvénients de l'utilisation de composts y sont largement décrits. L'objectif de ce court paragraphe n'est pas d'en rendre compte précisément, mais de donner les principales caractéristiques de minéralisation du carbone et de l'azote des composts par rapport à d'autres types d'effluents d'élevage. Les composts matures se caractérisent par une minéralisation lente et modérée de la MO avec une fourniture régulière et faible d'azote aux cultures (Fig. 18). A contrario, les lisiers et les effluents présentant un faible rapport C/N se minéralisent très rapidement et libèrent de l'azote également rapidement. Les fumiers ont des comportements variables selon leur état de stabilité : leur MO se minéralisent rapidement parfois en consommant, au moins durant une première phase, l'azote du sol (immobilisation nette), d'autant plus qu'ils sont frais et que leur rapport C/N est élevé ; dans une seconde phase, plus ou moins tardive, ils libèrent de l'azote progressivement.

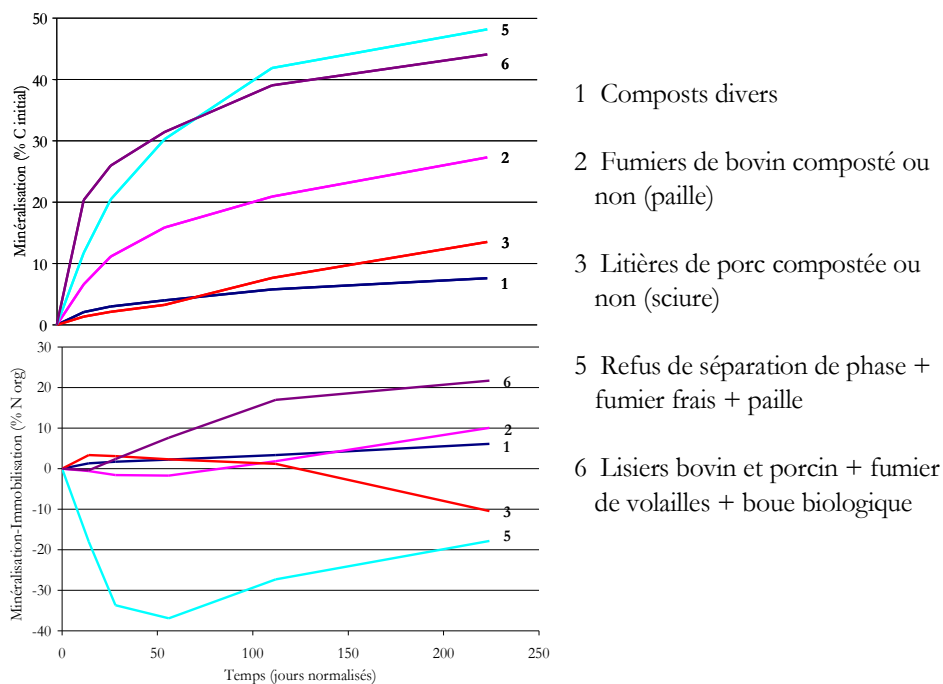


Figure 18. Minéralisation potentielle du carbone (graphe du haut) et de l'azote (graphe du bas) lors d'incubation à 15°C sur sol nu, pour cinq groupes de MO différenciés selon leurs caractéristiques biochimiques et leurs profils de minéralisation (d'après Morvan, 2005).

Pour les effets à court terme, l'apport répété de fertilisants sous forme d'effluents organiques permet d'augmenter la fertilité du sol par l'augmentation de la quantité de MO dans les sols et l'accroissement de la disponibilité d'azote. Celle-ci se traduit par une activation du turnover minéralisation/immobilisation et du couple nitrification/immobilisation, par une augmentation de la minéralisation du carbone et de l'azote, de l'azote labile dans la rhizosphère et *in fine* de la croissance des plantes. Pour les effets à long terme, selon Morvan (2005), l'apport d'azote organique du fumier est deux fois plus efficace que celui du lisier.

Ces apports, d'autant plus que la libération d'azote est rapide, ont également une influence environnementale, puisque l'azote nitrifié est potentiellement lessivable si la culture ne peut l'absorber rapidement. De plus, l'apport de MO labile favorise la dénitrification dans les sols ($N_2 + N_2O$), mais réduit la part de N_2O dans l'émission. Selon l'IPCC, le facteur d'émission potentiel de N_2O est de 1,25 et 2% pour un fertilisant minéral et organique respectivement).

6. Bibliographie