

Conditions de valorisation du fumier et risques de lixiviation de l'azote

Thérèse Atallah

Le fumier est un terme général désignant des déjections animales dont la qualité est largement déterminée par la teneur en eau. Sa consistance peut être solide ou molle selon le mélange d'urine et de bouses, la proportion de paille et la présence de litière. La composition du fumier est modifiée par les conditions de stockage, de traitement et d'épandage. Dans les systèmes d'élevage, l'intensification et la spécialisation régionale, plus que les considérations qualitatives, ont conduit à des augmentations considérables des déjections produites [1].

Les contraintes de fonctionnement des exploitations dictent le conditionnement du fumier qui n'est plus considéré comme un amendement ou une source de fertilisants, notamment d'azote. Ainsi après stockage, il est fréquemment épandu sur les parcelles de sol cultivé, en automne avant la rentrée du troupeau [1] ou avant le labour du printemps [2] c'est-à-dire à une époque du cycle végétatif où la demande d'azote est minimale.

Les apports de fumier constituent un stock d'azote minéral, ou facilement minéralisable [3]. La combinaison de cet apport avec la fertilisation azotée minérale tend donc à accroître les risques de pollution des nappes phréatiques par l'ion nitrate. Il serait intéressant de tenir compte de la valeur fertilisante du fumier dans les plans de fumure [4], mais cela nécessiterait une estimation de son pouvoir de minéra-

lisation dans le sol, pour un conditionnement du produit de départ connu et des facteurs bioclimatiques donnés. Par ailleurs, un mode de traitement du type compostage contribuerait à la stabilisation des effluents d'élevage. Un tel conditionnement faciliterait de même la caractérisation du produit et, par conséquent, permettrait de prévoir le devenir de l'azote.

La réduction des risques de lixiviation des ions nitrates serait en effet favorisée par une stabilisation des effluents suivant un traitement de type compostage. D'autre part, une modification des pratiques agricoles est possible car la lixiviation est influencée par la nature du sol [5, 6], le travail du sol [7], de même que le couvert végétal. Ainsi, il a été démontré que l'azote lixivié suivait l'ordre croissant suivant : prairies temporaires, cultures d'hiver et jachères [8]. Les pertes seraient favorisées en automne par les jachères et, au contraire, réduites par les engrais verts de fin d'été [6] ou les cultures d'hiver semées à la mi-septembre [5]. L'influence des pratiques agricoles est d'autant plus importante que l'apport de matière organique riche en azote, comme les déjections animales, est élevé.

Après une revue bibliographique sur le devenir de l'azote de divers fumiers en relation avec son conditionnement par stockage ou par compostage, il conviendra d'envisager les conséquences de ces traitements sur la minéralisation de l'azote en conditions contrôlées, puis sur le terrain. Finalement, les risques de lixiviation de l'azote liés aux apports de différents types de fumiers distinguant les cultures et les prairies seront exposés.

Pertes et transformations liées au conditionnement du fumier

Entre sa production et son utilisation par incorporation dans le sol, le fumier subit plusieurs opérations. Les fumiers solides ou mous sont stockés. Ils peuvent fermenter en condition aérobie, anaérobie ou selon une succession des deux, sur une période de plusieurs mois. La phase aérobie peut consister en une décomposition active thermophile ou compostage. Les conséquences du stockage ou du compostage sur la conservation de l'azote et sur d'autres paramètres liés à la stabilité du fumier seront discutées plus avant.

Stockage

Les pertes en azote sont en étroite relation avec le mode de conditionnement. Le stockage du fumier dans une fosse entraîne une perte de 10 % de l'azote total comparée à 20-30 % pour du fumier en tas et à 40-45 % pour du fumier non entassé [9]. D'autres valeurs sont suggérées : 15-20 % en anaérobie et 20-25 % en aérobie [10] alors que, pour les transformations aérobies et ensuite anaérobies à froid, les pertes peuvent varier entre 21,8 et 50 % [11]. En plus de l'azote, d'autres paramètres ont été étudiés dans le but de déterminer si un stockage de 3 mois assurait la maturité de fumiers de vaches laitières (tableau 1).

Cette durée de stockage provoque certes une décomposition de la matière organique (MO), un gain en matière

Tableau 1

Transformations du fumier après trois mois de stockage [12]

	Frais	Fumier Stocké
pH	8,5	9,0
Matière sèche - MS (%)	19,5	24,6
Cendres (% MS)	15,6	23,3
Matière organique - MO (% MS)	84,4	77,7
Azote total	2,1	2,7
Azote hydrolysable (% N total)	88,6	89,0
Rapport carbone/azote - C/N	19,0	14,2
Capacité d'échange (meq/100 g)	79,4	93,7

Transformation of manure after three month's storage

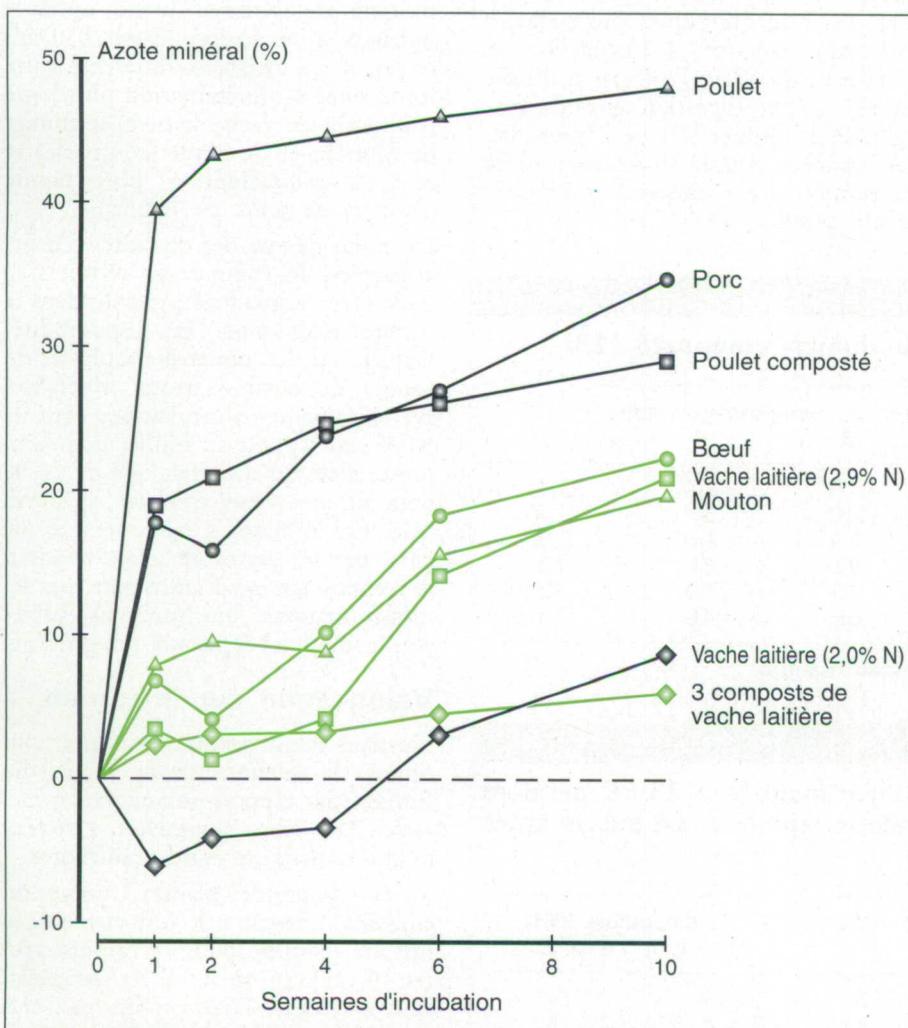


Figure 1. Azote minéralisé, exprimé en % de l'azote total, de fumiers incubés pendant 10 semaines à 23°C dans un sol de sable fin [21].

Figure 1. Mineralised nitrogen, expressed as % of total nitrogen, of manures incubated for 10 weeks at 23°C in a fine sand soil.

sèche (MS) et une concentration en cendres, mais ces transformations sont relativement insuffisantes pour assurer l'humification du produit de façon que la teneur en azote hydrolysable (considéré comme un critère de disponibilité) ne varie pas, et que le rapport C/N reste assez élevé. L'augmentation de la capacité d'échange serait, selon les auteurs, l'une des conséquences les plus importantes de la maturité du produit. Cette même durée de stockage n'a pas conduit à une augmentation des composés phénoliques solubles, produits de la polymérisation ou de la décomposition de la lignine [13] suggérant un état d'équilibre dans les transformations.

Compostage

Les transformations subies lors du compostage et les critères de caractérisation du produit fini seront brièvement exposés. Le compostage est une décomposition accélérée des substances organiques par des microorganismes thermophiles qui provoque l'apparition de composés pré-humiques plus stables.

Ce procédé donne des bilans en azote assez variables selon, entre autres, la conduite de l'opération. Le compostage de fumier dans une tour à trois taux d'aération a causé des pertes de 20 à 30 % de l'azote total [11]. Elles atteignent 40 à 45 % lorsque le fumier est mélangé à de la terre [9] et même 50 % après 7 semaines de compostage à l'air libre avec aération par retournement [14]. Il semble évident que l'évolution dans des conditions strictement aérobies est plus coûteuse en terme d'azote que le stockage. Dans une étude très documentée, Kirchmann [15] conclut que les pertes dépassent 20 % de l'azote présent.

Les conditions de compostage particulièrement favorables à la volatilisation de l'azote [16] ont pour conséquence une nette réduction de l'azote ammoniacal et une prédominance des formes organiques de cet élément (jusqu'à 96-99 % de l'azote total) [17, 18]. Ainsi, le traitement du fumier détermine non seulement l'efficacité avec laquelle l'azote est conservé mais aussi les formes chimiques de l'azote restant et, par conséquent, sa stabilité.

Ce procédé s'accompagne d'une réduction de la matière organique (MO) présente et d'un enrichissement relatif en azote organique total

(tableau 2), donc une baisse du rapport C/N. D'après ce tableau, l'enrichissement relatif en N total n'est plus vrai pour un compostage excédant 4 mois. En effet, pour des durées aussi importantes, les conditions de stockage peuvent causer un appauvrissement très net du produit fini en azote.

Conséquences sur la minéralisation et la valorisation des fumiers

A défaut d'études menées sur le devenir de l'azote en provenance de divers fumiers dans le sol et d'une amélioration de sa gestion, les travaux se sont concentrés sur le rôle du fumier dans l'enrichissement du sol en matière organique et, plus tard, sur son équivalent azoté. Les résultats concernant la fraction de l'azote minéralisé dans des conditions contrôlées et ensuite en situation de culture vont être examinés.

Minéralisation *in vitro*

L'étude de la minéralisation sur le terrain se heurte, non seulement à des difficultés techniques, mais aussi à des incertitudes sur les conditions pédo-climatiques. Afin de contourner ces difficultés, une des approches a été la recherche, dans des conditions contrôlées, d'indicateurs du pouvoir minéralisateur qui permettraient de prédire les résultats sur le terrain.

Parmi ces tests d'évaluation de la disponibilité de l'azote ou, inversement, de la stabilité de la matière organique, en l'occurrence du carbone, on distingue essentiellement des démarches biologiques ou chimiques [20]. Les méthodes biologiques s'appuient sur des cultures sous serre ou sur des incubations à températures fixes [15, 18, 21]. Les tests chimiques procèdent, à titre non exhaustif, à l'extraction de l'azote à l'autoclave [20], par hydrolyse acide ou par digestion enzymatique [21]. Pour illustrer ce type d'approche, les données d'une étude concernant 10 fumiers, dont plusieurs compostés, seront retenues [21].

D'après les résultats d'incubation, le rapport C/N reste le paramètre le plus significatif de la cinétique de minéralisation. On a observé une réorganisation de l'azote pendant les 4 premières semaines seulement pour un fumier de vaches laitières (2,0 % N) dont le rapport C/N de 15,9 était le plus élevé. Cela n'était pas le cas pour un autre fumier de vaches laitières ayant un rapport C/N de 14,4, ni pour les autres types de fumier, y compris les composts (figure 1). L'azote total n'était pas un critère suffisant pour la prédiction de l'azote minéralisable (tableau 3).

Parmi les multiples tests utilisés, le meilleur indicateur de l'azote intercepté par des plantes sous serre sur une période de 10 mois était le taux de dioxyde de carbone libéré après 4 semaines d'incubation (figure 2). Dans ce cas, il y a une nette différence entre les fumiers à minéralisation plus lente (composts de vache laitière et fumier de mouton et de poulet composté) et ceux à minéralisation plus rapide (fumiers de porc, de poulet).

Du point de vue des quantités d'azote apportées, le compostage réduit non seulement la quantité présente dans le fumier mais aussi sa disponibilité. Dans le cas du fumier de poulet et du fumier de bovin, l'azote minéralisé, sur 10 semaines d'incubation, était de 50 % par rapport au fumier non composté, alors qu'il n'était que de 20 % pour du très vieux compost de bovin [21]. Ces résultats s'expliquent d'une part, par les pertes en azote pendant le compostage et, d'autre part, par les transformations biochimiques subies par le matériel au cours du procédé.

Valorisation sur le terrain

Plusieurs tentatives ont été faites pour estimer la valeur nutritive azotée des fumiers par rapport aux engrais minéraux. De telles approches s'avèrent délicates pour les raisons suivantes.

— La réponse des plantes à un apport croissant et continu de fumier n'est pas linéaire, comme pour la fumure azotée [9, 22], ce qui rend les comparaisons malaisées. Dans certains cas, cela serait dû à la présence de facteurs limitatifs autres que l'azote, tels que le phosphore et le potassium fournis par le fumier ou, au contraire, au fait qu'il aurait un effet supplémentaire sur la

Tableau 2

Variations des éléments nutritifs du fumier composté [19]

		Durée du compostage (mois)			
		0	2	4	12
% MS courante	N	2,1	2,6	3,0	2,6
	P ₂ O ₅	1,1	2,0	2,1	2,3
	K ₂ O	1,6	1,6	2,4	2,5
% Quantité initiale	N	100	95	86	76
	K ₂ O	100	90	90	72
% MO initiale	MO	100	68	46	38

Variations in nutrients elements of composted manure

Tableau 3

Minéralisation de quatre types de fumier incubés à 23 °C pendant 10 semaines dans un sol limono-argileux (sol 1) et un sol de sable fin (sol 2) [21]

Fumier	N (%)	C/N	N disponible (%)	
			Sol 1	Sol 2
Poulet	4,6	6,5	54,9	64,9
Poulet composté	1,7	6,5	34,4	34,8
Vache laitière	2,9	12,0	24,7	29,7
Vache laitière composté	2,0	12,2	13,6	20,8

Mineralization of four types of manure incubated at 23°C for 10 weeks in a silty clay soil (soil 1) and a fine sand soil (soil 2)

structure des sols à moyen ou long terme [3, 23].

— Les fumiers ont un « effet-précédent » remarquable, du fait même que tout l'azote n'est pas disponible l'année de l'application. Pour

comprendre la minéralisation de l'azote du fumier, du point de vue théorique, 3 fractions ont été distinguées : la fraction minérale, la fraction organique minéralisable la 1^{re} année et la fraction organique à minéralisation lente [3].

C'est cette dernière qui serait en cause, au cours d'une expérimentation en Hollande, où l'indice d'efficacité de l'azote du fumier, calculé par comparaison avec les rendements des traitements de fumure azotée, a augmenté de 15 % la 1^{re} année jusqu'à 35 % la 11^e année [23]. De même, l'équivalent azoté du fumier composté appliqué en avril et en juin sur une prairie en Belgique, a varié entre 2,42 uN/tonne de compost en 1981 et 5,46 uN/tonne de compost en 1987 [22]. Dans ces deux cas, l'application annuelle du même taux de déjections animales compostées, ou simplement stockées, a un effet cumulatif non négligeable et dont il faudra tenir compte dans les plans de fumure et les bilans azotés.

En général, les valeurs citées concernent les 2 premières fractions, disponibles l'année de l'application. En revanche, il est bien établi que la disponibilité de l'azote des lisiers peut être plus élevée que celle des fumiers solides mais, par conséquent, l'effet cumulatif en est moins important. Dans une étude sur le rendement du maïs pendant 3 ans au Canada, 83 % de l'azote total d'un lisier de poulet, contre 57 % d'un lisier de bovin et 3,5 % d'un autre fumier, étaient valorisés [24]. Comme preuve de ce comportement différent des divers fumiers, le taux d'accumulation de l'azote organique dans la couche arable d'une succession de céréales et de plante sarclées était seulement de 29 % pour le lisier (figure 3) [9]. Pour les fumiers pailleux de bovin et dans l'expérimentation hollandaise déjà citée, la valorisation moyenne sous prairie permanente était de 28 % sur 11 ans contre 82 % pour la fumure minérale [23], alors que, dans des conditions tempérées, une valeur moyenne de 25 % (la 1^{re} année) serait vraisemblable [7]. Cela indique l'importance de la fraction organique de l'azote des fumiers, fraction peu disponible et difficile à gérer du point de vue de la lixiviation.

Les paramètres liant la gestion des déjections animales à la disponibilité de l'azote, donc en partie à sa nature chimique, n'ont pas toujours été abordés. Cependant, une expérience a été menée sur du sol sablonneux dans l'État de Wisconsin où l'on a comparé l'apport azoté des différentes fractions des déjections (urine, bouses ou mélange avec de la paille) à une cul-

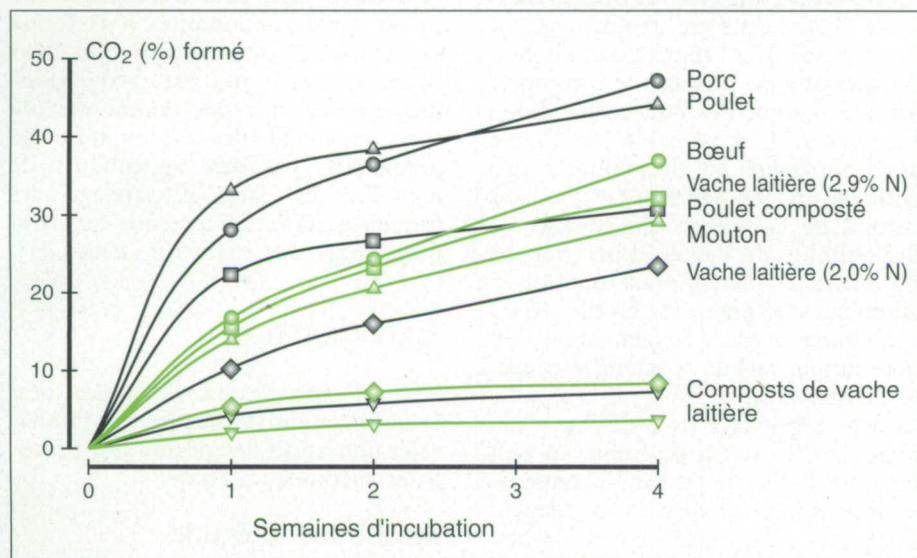


Figure 2. Proportion of organic carbon transformed into CO₂ after incubation of manures for 4 weeks in a fine sand soil at 23°C. The CO₂ is expressed as % of total carbon [21].

Figure 2. Proportion of organic carbon transformed into CO₂ after incubation of manures for 4 weeks in a fine sand soil at 23°C. The CO₂ is expressed as % of total carbon.

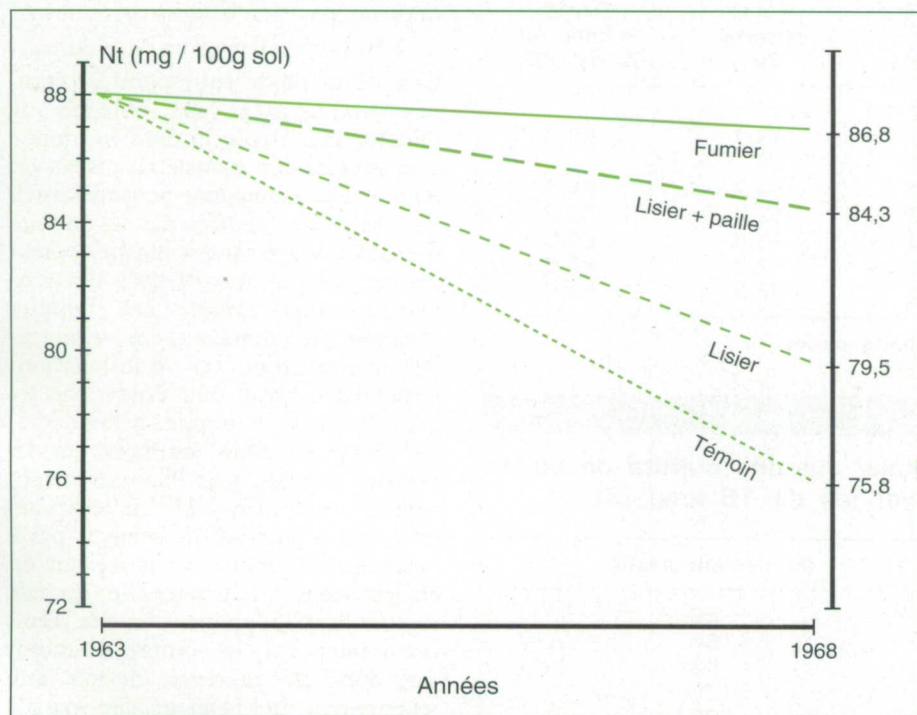


Figure 3. Effet de différents amendements organiques sur le pool d'azote de la couche arable [9].

Figure 3. Effect of various organic amendments to the nitrogen pool in the arable layer.

ture d'orge de printemps. Des fumiers stockés différemment, avec ou sans fermentation anaérobie pour 6 semaines et épandus, soit 3 jours avant l'incorporation, soit directement avant le semis, étaient également inclus dans les traitements.

L'azote valorisé par cet orge de printemps était en relation directe avec l'azote ammoniacal du fumier : de 68,7 % pour de l'urine à 32,3 % pour du fumier épandu 3 jours avant son incorporation (tableau 4). Ces valeurs semblent assez élevées, probablement parce que les mesures portaient sur les teneurs de toute la plante (racines comprises).

Il est intéressant de noter que les bouses seules ont eu un effet similaire à celui du témoin, c'est-à-dire qu'il n'y a pas eu de contribution en azote, mais, en revanche, quand elles étaient mélangées à l'urine (tableau 4), la valorisation de l'azote minéral a été presque totale. Ce qui n'est pas le cas de l'urine seule, où des pertes d'azote de

l'ordre de 32 % auraient eu lieu [25]. Parmi les résultats liés au traitement préalable du fumier, il a été montré que, avec des apports en azote total équivalents en novembre, le rendement du maïs était plus élevé avec du fumier stocké qu'avec du fumier composté [19]. Cela s'est accompagné, en juillet, par une minéralisation plus importante en présence du compost jusqu'à 0,40 m de profondeur. Selon les auteurs, il est probable que l'azote ainsi minéralisé est disponible à une période qui ne correspond pas aux besoins de la culture. Par ailleurs, la disponibilité de l'azote d'un compost de fumier est variable au cours de la saison sur une prairie de fauche. Après application en avril, la valorisation s'est faite surtout lors de la première coupe, le 22 mai [22].

La date d'épandage est un élément très important. La valeur du fumier en tant que source d'azote (et surtout cause de pollution) dépend aussi très nettement des pertes subies entre son incorpora-

tion et les besoins de la culture (tableau 5). Il est évident que plus la date d'épandage de ce fumier (probablement solide et pailleux) est synchronisée avec les besoins de la betterave fourragère, plus l'azote est valorisé. Cela aurait aussi pour conséquence des pertes moins importantes sous forme ammoniacale, de dénitrification dans l'atmosphère, ou par lixiviation. Remarquons que les contraintes de fonctionnement des exploitations ne permettent pas aux agriculteurs de maîtriser les dates d'épandage des fumiers aussi facilement que les dates d'épandage des engrais minéraux [1].

Lixiviation

Avant d'exposer certaines données liées à la lixiviation de l'azote du fumier, voici une brève description des principales méthodes d'étude.

Méthodes d'étude

Elles peuvent être classées en trois groupes :

- la détermination de l'azote minéral dans le profil ;
- l'évaluation de l'azote nitrique dans la solution du sol sous cases lysimétriques ou par des bougies poreuses ;
- l'évaluation des pertes par drainage.

Chaque méthode correspond à certaines conditions et aux objectifs de l'étude, mais seule la dernière donne une appréciation globale au niveau du terrain. Des évaluations ponctuelles telles que celles données par les méthodes de carottage ou des bougies poreuses ne peuvent aboutir qu'à des estimations qualitatives. Les bougies poreuses présenteraient des avantages de manipulation et d'installation. Cependant, dans une étude sur sol sablonneux sous prairie permanente, les pertes en azote estimées par les bougies poreuses et le bilan azoté concordent assez bien [26]. En revanche, les bougies poreuses ne seraient pas à recommander pour des sols argileux ou en présence d'hétérogénéité spatiale comme dans les prairies pâturées. Dans ces derniers cas, le nombre de mesures, donc de capteurs, devrait être représentatif de l'hétérogénéité spatiale des pissats et des bousats. Les intervalles de prélèvements sont à déterminer selon les conditions. Sous une prairie

Tableau 4

Valorisation de l'azote de divers fumiers par une orge de printemps [25]

Fumier	Azote dans l'orge (kg/ha)	Azote absorbé (%)	Azote soluble ou N-NH ₃ (%)
Témoin	26,2	-	-
Urine	73,0	68,7	68,7
Bouses	22,6	-	-
Bouses + Urine	102,1	54,7	104,7
Fumier anaérobie	90,7	42,4	80,2
Fumier anaérobie épandu	74,0	32,5	61,5
Fumier aérobie	85,1	37,6	80,2
Fumier aérobie épandu	77,5	32,3	69,0

Nitrogen uptake of various manures by spring barley

Tableau 5

Effet de la date d'épandage de fumier sur une culture de betterave fourragère au Danemark (moyennes de 16 ans) [3]

Date d'épandage	Rendement relatif
15 octobre	58
15 décembre	84
1 ^{er} février	83
1 ^{er} mars	75
15 avril	100

Effect of manure-spreading date on a crop of fodder beet in Denmark (means of 16 years)

Summary

Conditions of valorization farmyard manures and the risks of nitrate leaching

T. Atallah

In intensive husbandry systems, the large volumes of animal excreta are considered as a waste rather than an amendment or a source of nutrients, since plants requirements are provided by the mineral fertilizers. It has recently been put forward that the disposal of manures on cultivated land in late autumn or early spring increases the risks of nitrate movement beneath the roots.

As the behavior of nitrogen from manures is largely determined by its treatment prior to land application, the study distinguishes between the effects of a semi-aerobic process such as storage and an aerobic decomposition process such as composting. In the latter, microbial activity in the thermophilic phase accelerates the decomposition of the organic matter. As a result, the amount of organic matter is reduced, the nitrogen concentration is increased and consequently the C/N ratio decreases. However, the total nitrogen balance is negative by over 20 %, the combination of heat, high pH and high concentrations of mineral nitrogen is very favorable to ammonia volatilisation. The remaining nitrogen is found mainly as organic compounds. Composting also results in a greater biological stability of the manure, whereas 3-month storage was not enough to attain maturity.

Nitrogen of organic amendments is separated into easily mineralized fraction and a more stable pool. In order to assess their nitrogen supplying potential various tests for evaluating nitrogen availability have been used. These methods are either biological, such as incubation experiments, greenhouse trials, or chemical trials based on the extraction of nitrogen by autoclaving, acid hydrolysis or enzyme digestion. In a laboratory study involving many solid manures, the kinetics of mineralization was related to the C/N ratio. Whereas, the best indicator of nitrogen uptake by a greenhouse crop was the carbon produced as CO₂ under laboratory incubation, the respiratory rate was lowest for the old composted manures.

Under field conditions, the response to added manure is not strictly linear as it is for nitrogen fertilizers, implying further nutritional or structural effects in addition to the residual effect linked with the slowly mineralizable pool. Annual application of stored manure increased the forage yield from 15 % in the first year to 35 % in the eleventh. Although in temperate conditions it is admitted that on average 25 % of the nitrogen is available in the first year, the nitrogen recovered by a spring cereal was found to be directly related to the storage conditions, the amount of mineral nitrogen or urea and to the proportion of straw.

A complete picture of the fate of manure nitrogen remains unclear, since between 25 and 45 % of the nitrogen were not accounted for in the plant-soil system under arable conditions. A possible pathway is through leaching as suggested by a spring increase in nitrogen concentrations in the soil profiles. Unlike arable land, pastures have been considered as low-risk systems. Recent studies have shown that this is not the case when a high stocking-rate is combined with applications of nitrogen fertilizer.

Cahiers Agricultures 1993 ; 2 : 26-35.

retournée, le carottage mensuel par intervalles de 15 cm n'est pas suffisant pour décrire le mouvement saisonnier et annuel d'un front d'azote nitrique dans un sol calcaire du sud de l'Angleterre [27].

Quant aux cas lysimétriques, elles ne sont à recommander que dans le cas où le sol n'a pas été perturbé et où une tension est exercée de façon à ce que l'effluent ne s'écoule pas uniquement en cas de saturation du profil. Il faudrait tenir compte aussi des limites de cette méthode : parmi celles-ci, le fait que la surface des parcelles est très restreinte et qu'il serait erroné de vouloir en tirer des bilans azotés. C'est ainsi que des bilans négatifs ont été établis en Suède, malgré un apport en azote minéral [6].

La meilleure façon d'évaluer la lixiviation au niveau d'une parcelle serait d'effectuer des prélèvements proportionnels au volume des eaux de drainage et à des intervalles réguliers. Cette méthode permettrait, en tenant compte du volume total drainé, d'avoir une estimation globale des taux d'azote lixivié.

Lixiviation sous cultures

Des écarts importants ont été mesurés entre le taux d'azote restant dans le sol après apport de fumier et celui valorisé par les plantes. Dans une expérimentation sur 4 ans réalisée à Rothamsted, 16 % environ de l'azote apporté a été valorisé par les cultures de printemps, alors que 40 % seulement de cet azote restait stocké dans le sol [3]. Évidemment, ces valeurs sont des moyennes et présentent des variations annuelles assez significatives, dues probablement aux phénomènes de minéralisation, de volatilisation, de dénitrification et de lixiviation. Des pertes aussi importantes semblent être fréquemment rencontrées si le sol n'est pas couvert entre l'épandage en automne et le semis au printemps. Tout l'azote n'est sûrement pas perdu par lixiviation mais plutôt par volatilisation ou dénitrification dans l'atmosphère.

Cependant, les risques de lessivage, évalués par la teneur en azote minéral à différentes profondeurs du profil, sont plus importants en présence de fumier. Cela s'est manifesté par une augmentation de 65 à 70 kg N-NO₃ jusqu'à 1,20 m de profondeur dans un sol limoneux nu en Belgique en

mars, après une application en septembre de 40 t/ha de fumier [28]. Cette valeur équivaut à 22,3 % de l'azote apporté alors que 50 % de l'azote du fumier a été retrouvé dans la matière organique du sol.

De même, sous cases lysimétriques, le fumier stocké présente une minéralisation plus importante que le fumier composté. L'effet de ces 2 fumiers, du point de vue azote minéral jusqu'à 45 cm de profondeur, est encore plus manifeste que pour la fumure minérale l'hiver suivant, sous jachère [19]. Vu la faible profondeur, l'azote minéral n'est pas nécessairement lixiviable mais cela n'exclut pas, qu'en absence de couvert végétal, l'addition de fumier présente de sérieux risques.

Peu d'études ont entrepris de comparer les divers fumiers si ce n'est les lisiers et fumiers pailleux. D'après les résultats obtenus sous cases lysimétriques en Suède, le lessivage l'hiver suivant une culture d'orge de printemps n'est pas différent (tableau 6). Cela peut s'expliquer par le fait que l'azote du lisier serait surtout sous forme soluble et relativement disponible après apport immédiat. Ce fait est suggéré par la faible humification du lisier [9, 28].

Compte tenu de tous les facteurs qui interviennent dans la minéralisation, les itinéraires techniques jouent un rôle primordial dans l'influence de la lixiviation. Ces considérations peuvent être illustrées par les résultats d'une étude menée sur la concentration de l'azote

nitrique dans les eaux de drainage de 2 fermes adjacentes de l'Illinois. Des prélèvements étaient faits sur un cycle de rotation de 4 ans. Dans la 1^{re} exploitation, l'assolement était le suivant : avoine (trèfle), trèfle, maïs, maïs.

Cette rotation avait été poursuivie pendant plusieurs cycles et comportait un apport de fumure minérale après retournement des trèfles en mars et un autre après le maïs en novembre. Il est important de noter qu'entre les 2 cultures de maïs, le sol était sans couvert végétal à partir du labour, de novembre à début mai. Sous le trèfle, la concentration moyenne en nitrates était de 22 mg/l alors que pour les 2 années suivantes elle atteignait 46,4 mg/l. Dans l'exploitation voisine la succession était la suivante : avoine (trèfle), trèfle, *sudan grass*, sorgho.

L'équivalent de 15 t/ha de fumier de poulet était apporté avant la culture de sorgho en novembre, sur les chaumes de la culture précédente. La concentration en nitrates la plus élevée (12 mg/l) a été constatée après le retournement du trèfle en juin et avant l'établissement du *sudan grass* [29]. En bref, plus que la quantité de fumure apportée, c'est la gestion globale au niveau de la parcelle qui semble influencer la concentration en nitrates. Cela inclut la profondeur et la date de labour, la culture et son mode d'établissement, l'absence de couvert végétal, surtout sur terre labourée comme dans le cas de la 1^{re} rotation entre les 2 maïs.

Si très peu d'études ont été entreprises sur la lixiviation de l'azote sous sols labourés, le problème a été en revanche largement étudié sous des prairies de fauche et de pâture.

Lixiviation sous prairies

Les prairies ont jusque-là été considérées comme les systèmes de culture présentant des risques minimaux de pollution azotée pour l'environnement et donc, de ce fait, assurant la meilleure conservation et valorisation de l'azote. Quant aux apports en substances organiques, l'épandage de lisier est fréquent ou, dans certains cas, celui de fumier composté. Les pertes par lixiviation sous prairies de fauche et aussi sous pâtures sont abordées ci-après.

Sur une prairie permanente de fauche, l'apport continu de fumier au printemps pendant 11 ans, a augmenté la quantité d'azote minéral jusqu'à 75 cm de profondeur (figure 4). Elle est passée de 43 à 68 kg N/ha entre le printemps et l'automne (sans épandage de fumier) contre 58 à 135 kg N/ha pour 60 t/ha de fumier [23]. Cette différence peut causer, dans des conditions propices, des pertes importantes par lixiviation. Cependant, sur sol sablonneux, les concentrations en nitrates sur bougies poreuses à 3 profondeurs sont plus importantes dans le cas de l'azote minéral que dans celui du lisier, les apports respectifs de 150 kg N/ha et 140 kg N/ha étant, par ailleurs, comparables (figure 5) [26].

Tableau 6

Pertes hivernales en azote sous cases lysimétriques en Suède après une culture d'orge de printemps ayant reçu de l'azote sous des formes différentes [6]

Apport (printemps)	Pertes (kg N/ha)	
	Sol argileux	Sol sablonneux
Témoin	36	69
100 N	43	75
200 N	45	62
Lisier (375 kg N)	48	91
Fumier (375 kg N)	51	93

Winter nitrogen losses in lysimeters in Sweden following a spring barley crop having been given various forms of nitrogen input

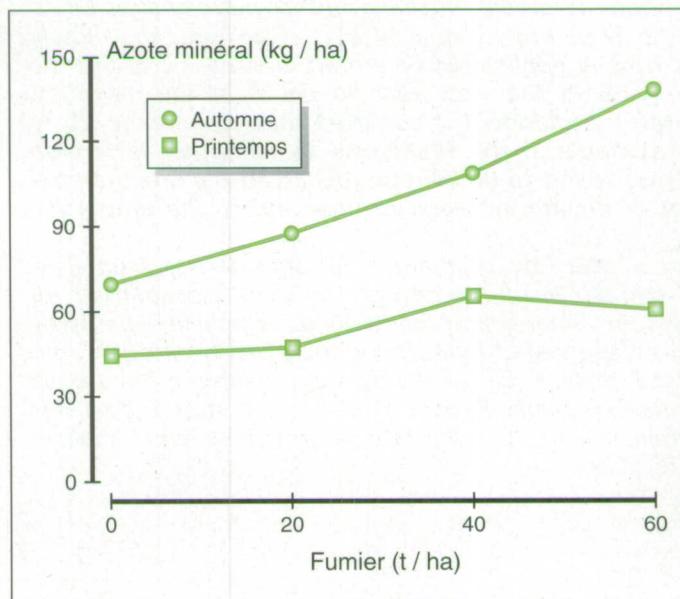


Figure 4. Quantités moyennes, sur 7 ans, d'azote minéral dans le profil d'un sol sous prairie permanente recevant du fumier à 3 taux. Chaque parcelle a aussi reçu 430 kg N/ha/an sous forme de fumure minérale [23].

Figure 4. Mean quantities over 7 years of mineral nitrogen in a soil profile beneath permanent pasture as affected by manure application. Each plot was also given 430 kg N/ha/yr as mineral fertilizers.

Les résultats comparant les prairies de fauche et les pâtures montrent, dans la majorité des cas, qu'une augmentation très importante en lixiviation a lieu sous prairie pâturée pour un même apport d'azote. Ainsi, sur sol sablonneux en Hollande, le pâturage a augmenté de 54 % les pertes en azote par rapport à la fauche. Une étude portant sur plusieurs sites, basée sur des volumes de drainage de 250 et 500 mm, établit qu'afin de respecter les limites de la communauté européenne fixées à 11,3 mg N-NO₃/l, tout apport en fumure excédant 200 à 250 kg N/ha/an serait inacceptable [30]. Évidemment, c'est un résultat qui ne peut être généralisé, vu la grande variabilité entre les sites, puisque pour 2 parcelles ayant reçu 250 kg N/ha et pour un même volume de drainage, l'azote lessivé était de 48 et 8 kg N/ha/an. Il n'est pas possible actuellement d'expliquer ces variations spatiales et annuelles.

Comme illustration de ces incertitudes, une moindre pluviosité pendant 2 années consécutives a non seulement réduit le volume de drainage sous des prairies de fauche, mais aussi la quantité d'azote lessivée [31]. De même, pour deux prairies pâturées recevant 420 kg N/ha, les lixiviations ont donné [30] :

— pour 330 mm de drainage, 199 kg N/ha/an ;

— pour 78 mm, 20 kg N/ha/an.

Des variations spatiales importantes ont été mentionnées pour 2 sites pâturés, recevant 420 kg N/ha/an où les pertes étaient de 81 et 20 kg N/ha/an [30]. Évidemment, l'apport azoté dans ces expérimentations ne correspond pas à des systèmes intensifs mais les résultats sont quand même significatifs.

Dans les systèmes déjà mentionnés, la flore se compose en général uniquement de ray-grass. Les réactions dans ces prairies sont bien différentes de cel-

les des prairies où se mélangent ray-grass et trèfle et où, par conséquent, le comportement de l'azote n'est pas le même (tableau 7).

D'après ces résultats, la lixiviation sous prairie pâturée recevant 420 kg N/ha/an serait de loin la plus importante. En revanche, pour les 2 systèmes de pâturage, la production de viande n'est pas différente, malgré une entrée presque double en azote pour le ray-grass seul. De tels systèmes intensifs présentent le plus de risques pour l'environnement puisque, pour un apport de 420 kg N/ha/an, 80 % de l'azote peut être perdu. Ces pertes seraient facilitées par le fait que 75 à 95 % de l'azote ingéré est excrété par les ruminants principalement sous forme d'urine [33].

Le niveau de la fumure azotée et la composition de l'herbe ont une influence très importante sur la composition et la proportion des excréments des ruminants. Une augmentation en azote de 100 à 450 kg N/ha triple les pertes dans les excréments de 93 à 273 kg/ha [34]. La proportion de l'azote dans les urines varie aussi. Ainsi, des vaches allaitantes qui brouettent dans des pâturages non fertilisés retiennent un pourcentage plus important d'azote (25-30 %) que si elles se nourrissaient dans des prés recevant 450 kg N/ha (15-20 %) [35]. De même, des bouvillons consomment la même quantité en matière sèche de fourrages ayant des teneurs différentes en azote. L'excès d'azote est excrété dans les urines [35].

La concentration en urée des urines augmente avec la teneur en azote dans les fourrages. Sachant que l'urée est une fraction très labile, cela expliquerait les pertes 5 fois plus importantes sous prairies pâturées par rapport aux prairies de fauche [35]. Les pertes à partir des urines peuvent être très rapides et significatives. Entre 5,7 et 48,3 % de l'azote d'urines artificielles ont disparu au bout de 10 jours. Les résultats indiquent non seulement des pertes par volatilisation mais aussi une mobilité sous forme de nitrates [36]. En effet, l'ajout délibéré d'urine en septembre, octobre et novembre a causé en décembre, une nette augmentation de l'azote minéral, jusqu'à 90 cm de profondeur. Ceci serait à l'origine de certaines pertes en azote sous pâturage continu [35]. La lixivia-

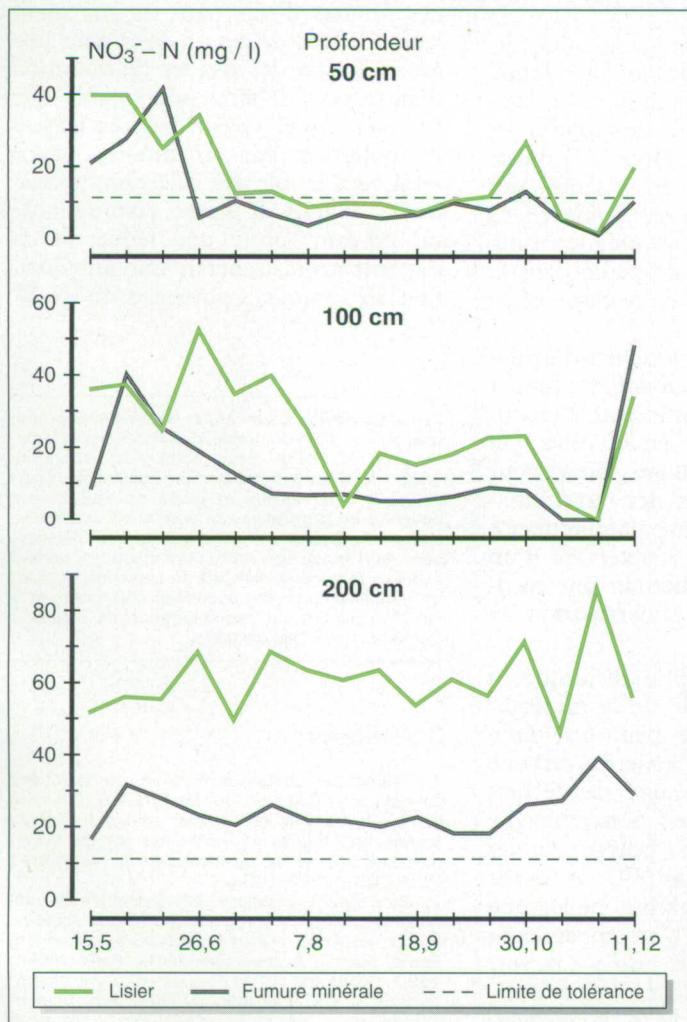


Figure 5. L'azote nitrique dans la solution du sol sous prairie permanente recevant de la fumure minérale azotée ou du lisier [26].

Figure 5. Nitric nitrogen in the soil solution beneath permanent meadow being supplied with mineral nitrogen fertilizer or liquid manure.

Tableau 7

Bilans azotés de trois prairies sur sols drainés en Angleterre, dont deux pâturées par des bouvillons (en kg N/ha/an) [32]

	ray-grass fauché	ray-grass pâturé	ray-grass + trèfle pâturés
Entrées			
Fumure	420	420	0
Fixation par trèfle	0	0	160
Atmosphère	15	15	15
	<u>435</u>	<u>435</u>	<u>175</u>
Sorties			
Production	300	29	23
Volatilisation	0	80	10
Dénitrification	20	40	4
Lixiviation	29	160	23
	<u>349</u>	<u>309</u>	<u>60</u>
Accumulation sol			
	<u>90</u>	<u>110</u>	<u>110</u>
	<u>439</u>	<u>419</u>	<u>170</u>

Nitrogen balances of three meadows on drained soil in England, two of which used as pasture for steers (kg N/ha/year).

tion d'azote sous pissats peut être très élevée et atteindre des valeurs allant de 600 à 1 000 kg N/ha [37].

La lixiviation dépend aussi largement de la texture du sol. Elle serait inversement proportionnelle à la teneur en argile [34]. Dans les sols argileux, la dénitrification joue un rôle plus important que dans les sols légers. Ainsi, pour un même sol non drainé, des apports en azote de 200 et 400 kg/ha ont entraîné des pertes par lixiviation et ruissellement de 57 et 62 kg N/ha respectivement. Le drainage d'un tel sol peut favoriser les pertes par lixiviation [32].

Conclusion

Dans les systèmes d'élevage, le problème de la gestion du fumier est d'ordre quantitatif, vu le volume important d'effluents ainsi que les contraintes de fonctionnement au niveau des exploitations. Ces deux facteurs conduisent souvent à l'épandage du fumier sur les terres arables, pratique qui présente de grands risques d'infiltration de l'azote en dessous de la zone des racines. De ce fait, l'absence de critère de caractérisation et de détermination de la stabilité du produit rend son devenir dans le sol peu prévisible, d'autant que les efforts entre-

pris pour estimer le pouvoir minéralisateur de l'azote organique ont donné peu de résultats probants. A ce propos, il serait intéressant de rappeler les conclusions tirées par Heck [26] quant à la disponibilité de l'azote des fumiers. Les facteurs en seraient : le rapport ammoniacal ou urée sur azote total ; la proportion de paille dans la litière ; les conditions de stockage et de gestion.

Ces conclusions sont toujours d'actualité et le conditionnement du fumier serait un élément important à manipuler au niveau de l'exploitation. Un compostage, en aérobiose, aurait pour effet une accélération des transformations de l'azote et une prédominance de l'azote organique. L'obtention d'un produit stabilisé permettrait une meilleure maîtrise de la minéralisation de l'azote.

D'un point de vue plus théorique, il est admis que l'étude de la minéralisation de l'azote ne peut être faite indépendamment de celle du carbone [18, 38]. Le compostage de déchets urbains ou industriels s'accompagne d'une diminution des polysaccharides facilement dégradables [39], conférant une plus grande stabilité biologique aux composts. Cela s'accompagnerait d'un changement du rapport (cellulose + lignine/matière organique), dans le sens inverse de la biodégradabilité

du substrat [40]. Une meilleure caractérisation des composés carbonés du fumier pourrait donc se révéler pertinente pour l'étude de la minéralisation.

Ce mode de traitement a d'importantes conséquences agronomiques : il permet une nette réduction des volumes de fumier à gérer et la possibilité d'épandre le compost sur des parcelles de prairies [22]. Cela est même possible avec des fumiers ayant évolué en tas durant plus de 10 mois (van Dijk, communication personnelle).

Enfin, l'existence de risques a été montrée pour des systèmes considérés jusque-là comme peu sujets à la lixiviation de l'ion nitrate. C'est le cas des pâturages intensifs recevant un apport azoté et supportant un chargement important, notamment dans la deuxième moitié de la saison.

Plusieurs questions restent à élucider pour ce qui est de la relation entre le traitement et la conservation de l'azote des fumiers d'une part, et une meilleure maîtrise de ces produits pour une minimisation des risques de pollution d'autre part. Il serait souhaitable que l'intérêt actuel suscité par ces risques de pollution par les nitrates puisse revaloriser le rôle des déjections animales en engrais de ferme favorisant, le cas échéant, outre une réduction de l'apport azoté minéral, une amélioration des propriétés physiques du sol ■

Remerciements. Cette étude a été financée par une bourse post-doctorale des Relations internationales de l'INRA entre octobre et décembre 1990. Je tiens à remercier B. Teilhard de Chardin pour avoir inspiré et guidé ce travail avec patience et gentillesse. Je suis aussi reconnaissante à F. Gras et à F. Andreux du CNRS-Nancy, pour leur encouragement. Finalement, je tiens à exprimer mes remerciements au personnel du SAD de Versailles pour son accueil si chaleureux et à celui du service de documentation de l'INRA à Versailles pour ses conseils.

Références

- Teilhard de Chardin B. Gestion des déjections de bovins et pollution par les nitrates. Diversité des pratiques dans les élevages laitiers du plateau Lorrain. In : *Études et recherches sur les systèmes agraires et le développement*. Versailles : INRA/SAD, 1990 ; 46 p.
- Sebillote M, Meynard JM. Systèmes de culture, systèmes d'élevage et pollutions azotées. In : Calvet R, ed. *Nitrates, agriculture, eau. Intern Symp, Paris 7-8 novembre 1990*. Paris : INRA, 1990 : 289-312.
- Bouldin DR, Klausner SD, Reid WS. Use of nitrogen from manure. In : Hauck RD, ed. *Nitrogen*

- in Crop Production. Proc Symp 25/27 May 1982, Sheffield, Alabama. Madison (Wisconsin) : American Society of Agronomy, 1984 : 221-45.
4. Prins WH, Wadman WP. Management of animal manures to reduce nitrate pollution of groundwater. In : Calvet R, ed. *Nitrates, agriculture, eau. Intern Symp, Paris 7-8 novembre 1990*. Paris : INRA, 1990 : 313-22.
 5. Widdowson, Darby, Bird. *Nitrogen in soils under wheat during winter and spring*. Rothamsted Report for 1981 ; 1 : 250-1.
 6. Bertilsson G. Lysimeter studies of nitrogen leaching and nitrogen balances as affected by agricultural practices. *Actae Agriculturae Scandinavia* 1988 ; 38 : 3-11.
 7. Davies DB, Archer JR. Nitrate management in the United Kingdom. In : Calvet R, ed. *Nitrates, agriculture, eau. Intern Symp, Paris 7-8 novembre 1990*. Paris : INRA, 1990 : 511-25.
 8. Stauffer W. Einfluss von Gülleausbringtermin, kultur und wiesenumbruch auf die nitratauswaschung in einem lysimeterversuch. *Landwirtschaft Schweiz* 1990 ; 3 : 373-9.
 9. Rauhe K. Effects of organic manuring and cropping on soil humus and fertility. In : Welte E, Szabolcs I, eds. *Agricultural waste management and environmental protection*. Proc 4th Inter CIEC Symp. Braunschweig : FRG, 1987 ; 1 : 55-76.
 10. Ott P, Vogtmann H. A propos du compostage du fumier. In : Hill SS, Ott P, eds. *Basic technics in ecological farming*. Proc 2nd and 3rd IFOAM conf. Bâle : Birkhauser Verlag, 1986 : 357-65.
 11. Vogtmann H, Besson JM. European composting methods : treatment and use of farmyard manure and slurry. *Comp Land Sci Utiliz* 1978 ; 19 : 15-9.
 12. Levi-Minzi R, Riffaldi R, Saviazzi A. Organic matter and nutrients in fresh and mature farmyard manure. *Agric Wastes* 1986 ; 16 : 225-36.
 13. Riffaldi R, Saviozzi A, Levi-Minzi R. Water extracts of fresh and mature farmyard manure. *Biol Wastes* 1988 ; 23 : 65-72.
 14. Hong JH, Matsuda J, Ikeuchi Y. Aerobic windrow composting of mixed dairy manure with rice straw. *J Fac Agric Hokkaido University* 1984 ; 62 : 61-73.
 15. Kirchmann H. Losses, plant uptake and utilisation of manure nitrogen during a production cycle. *Actae Agriculturae Scandinava, supplement* 1985 ; 24 : 77 p.
 16. Witter E, Lopez-Real JM. The potential of sewage sludge and composting in a nitrogen recycling strategy for agriculture. *Biological Agriculture and Horticulture* 1987 ; 5 : 1-23.
 17. Kirchmann H, Witter E. Ammonia volatilization during aerobic and anaerobic manure decomposition. *Plant and Soil* 1989 ; 115 : 35-41.
 18. Kirchmann H. Carbon and nitrogen mineralization of fresh, aerobic and anaerobic animal manures during incubation with soil. *Swedish Journal of Agricultural Research* 1991, 21 : 165-73.
 19. Ott P, Hansen S, Vogtmann H. Nitrates in relation to composting and use of farmyard manures. In : Lockeretz W, ed. *Environmentally sound agriculture. Proc 4th IFOAM conf, August 1982*. Cambridge : New York Praeger, 1983 : 145-54.
 20. Serna MD, Pomares F. Comparison of biological and chemical methods to predict nitrogen mineralization in animal wastes. *Biology and Fertility of Soils* 1991 ; 12 : 89-94.
 21. Castellanos JZ, Pratt PF. Mineralization of manure nitrogen - correlation with laboratory indexes. *Soil Science Society of America Journal* 1981 ; 45 : 354-7.
 22. Limbourg P. Valeur fertilisante du fumier composté appliqué sur pâture. *Annales de Gembloux* 1988 ; 94 : 199-205.
 23. Dijk van TA, Postmus J, Prims WH. Long-term application of farmyard manure on grassland : effect on herbage yield and distribution of N and P in the soil profile. In : Proc 13th Gen Meet Europ Grass Fed. Banska Bystrica (Tchécoslovaquie) : The Grassland Research Institute, 1990 : 159-64.
 24. Beauchamp EG. Availability of nitrogen from three manures to corn in the field. *Canadian Journal of Soil Science* 1986 ; 66 : 713-20.
 25. Heck AF. The availability of the nitrogen in farm manure under field conditions. *Soil Science* 1931 ; 31 : 467-79.
 26. Wermke M. Nitrate in soil water at different depths during the growing season on permanent pasture (comparison of mineral fertilizer and liquid manure). In : Meer van der HG, ed. *Animal manure on grassland and fodder crops*. Dordrecht : Martinus Nijhoff Publ, 1987 : 373-6.
 27. Cameron KC, Wild A. Potential aquifer pollution from nitrate leaching following the plowing of temporary grassland. *Journal of Environmental Quality* 1984 ; 13 : 274-8.
 28. Hofman G. Nitrogen supply from mineralization of organic matter. *Biological Wastes* 1988 ; 26 : 315-24.
 29. Koepf HH. Organic management reduces leaching of nitrate. *Compost Science* 1974 ; 15 : 11-5.
 30. Macduff JH, Steenvoorden JHAM, Scholefields D, Cuttle SP. Nitrate leaching losses from grazed grassland. In : Proc 13th Gen Meet Europ Grass Fed. Banska Bystrica (Tchécoslovaquie) : The Grassland Research Institute, 1990 : 18-24.
 31. Hood AEM. Nitrogen, grassland and water quality in the UK. *Outlook on Agriculture* 1976 ; 8 : 320-7.
 32. Whitehead DC, Pain BF, Ryden JC. Nitrogen in UK grassland agriculture. *Journal of the Royal Agricultural Society* 1986 : 190-201.
 33. Ball PR, Ryden JC. Nitrogen relationships in intensively managed temperate grasslands. *Plant and Soil* 1984 ; 76 : 23-33.
 34. Jarvis SC, Macduff JH, Williams JR, Hatch DJ. Balances of forms of mineral N in grazed grassland soil. Impact of N losses. In : XVI Intern Grass Congr. Nice, 1989 : 151-2.
 35. Sherwood M, Ryan M. Nitrate leaching under pastures. In : Calvet R, ed. *Nitrates, agriculture, eau. Intern Symp, Paris 7-8 novembre 1990*. Paris : INRA, 1990 : 323-33.
 36. Meer van der HG, Whitehead DC. The fate of nitrogen in animal excreta applied to grassland. In : Proc 13th Gen Meet Europ Grass Fed. Banska Bystrica (Tchécoslovaquie), 1990 : 1-10.
 37. Simon JC, Decau ML. Les cultures fourragères intensives : exemple de la Bretagne. In : Colloque technique ITEB. *L'élevage bovin et l'environnement*. Paris : ITEB, 1990.
 38. Hébert M, Karam A, Parent LE. Mineralization of nitrogen and carbon in soils amended with composted manure. *Biological Agriculture and Horticulture* 1991 ; 7 : 349-61.
 39. Morel JL, Guckert A, Nicolardot B, Benistant D, Catroux G, Germon JC. Étude de l'évolution des caractéristiques physico-chimiques et de la stabilité biologique des ordures ménagères au cours du compostage. *Agronomie* 1986 ; 6 : 693-701.
 40. Mustin M. *Le compost. Gestion de la matière organique*. Paris : Edition François Dubusc, 1987 ; 954 p.

Résumé

Dans les systèmes d'élevage actuels les déjections animales sont épanchées sur terres cultivées en automne ou avant le labour du printemps. Cette pratique augmente les risques d'infiltration d'azote nitrrique en-dessous de la zone racinaire.

Un des facteurs déterminant le devenir de l'azote du fumier est son conditionnement avant épandage, soit par stockage en semi-anaérobiose, soit par décomposition aérobie ou compostage. Ce procédé est une dégradation accélérée par une microflore thermophile conduisant à une réduction de la matière organique, à une augmentation de la concentration en azote et ainsi à une baisse du rapport C/N. Cependant, les conditions de compostage sont propices à la volatilisation de l'azote sous forme d'ammoniac pouvant donner des bilans négatifs de 20 %.

L'azote des substrats organiques peut être séparé en une fraction labile et une autre plus lentement minéralisable. L'évaluation du pouvoir minéralisateur ou inversement de la stabilité de la matière organique est basée sur des démarches biologiques ou chimiques. Les méthodes biologiques s'appuient sur des cultures sous serre ou des incubations à températures fixes. Les tests chimiques permettent l'extraction de l'azote à l'autoclave, par hydrolyse acide ou par digestion enzymatique. Ainsi dans une étude *in vitro*, le paramètre déterminant la cinétique de minéralisation de plusieurs types de fumier est

le rapport C/N. Pourtant, le meilleur indicateur de l'azote disponible à des plantes sous serre, reste la quantité de CO₂ dégagée suite à une incubation. Les composts âgés présentent les taux respirométriques les plus bas suggérant une plus grande stabilité biologique.

Dans les conditions de terrain, la réponse des plantes à un apport continu de fumiers n'est pas linéaire comme pour les engrais minéraux. Cela suggère des effets supplémentaires, en plus de l'« effet-précédent » dû à la fraction lentement minéralisable. Ainsi l'application annuelle de fumier stocké a augmenté le rendement dans une prairie permanente de 15 % la 1^{re} année à 35 % la 11^e année. Il est cependant admis qu'en conditions tempérées, 25 % de l'azote des fumiers peut être disponible dès la 1^{re} année.

Le devenir de l'azote des déjections animales reste pourtant peu précis ; pour les terres arables, un minimum de 25 % de l'azote est « perdu » du système sol-plante. Cela s'explique en partie par une lixiviation dans le profil du sol, phénomène d'autant plus important que le sol reste sans couvert végétal jusqu'au début du printemps. A l'inverse des sols cultivés, les prairies ont jusque-là été considérées comme des systèmes de culture peu sujets à la lixiviation. Des études récentes ont montré que cela n'était plus vrai pour les pâturages intensifs à chargement important.