

Disponibilité en azote des effluents urbains, agro-industriels et issus d'élevage

**Bernard Nicolardot^a, Virginie Parnaudeau^a, Sophie Générumont^b,
Thierry Morvan^c, Catherine Hénault^d, Dominique Flura^b, Philippe Robert^e,
Fabrice Marcovecchio^f, Monique Linères^g, Christian Morel^g**

^a INRA unité d'Agronomie de Laon-Reims-Mons, BP 224, 51686 Reims cedex 2
nicolard@reims.inra.fr

^b UMR INRA -INA PG EGC, BP 01, 78850 Thiverval-Grignon

^c UMR INRA-ENSAR, 65 rue de Saint-Brieuc, 35042 Rennes cedex

^d UMR INRA-univ. Bourgogne, Microbiologie et géochimie des sols, BP 86510, 21065 Dijon cedex

^e Association pour le suivi agronomique des épandages (ASAE), Centre de recherche en environnement et agronomie, BP 235, 51686 Reims cedex 2

^f Laboratoire départemental d'analyse et de recherche (LDAR), rue Fernand-Christ, 02007 Laon cedex

^g UMR INRA-ENITAB TCEM, BP 81, 33883 Villenave-d'Ornon cedex

1. Contexte et objectifs

Les matières organiques épandues sur les sols en agriculture présentent une diversité importante liée à leur origine, à leur nature, ainsi qu'aux procédés de transformation des produits agricoles ou de traitement avant épandage. Hormis le retour des résidus végétaux sur les parcelles, qui constituent le gisement le plus important de matières organiques fraîches, les matières organiques épandues sont des effluents des filières agricoles et agro-alimentaires : effluents d'élevage (brut, traité, composté ou co-composté avec d'autres produits) et effluents provenant des industries agro-alimentaires (féculerie, amidonnerie, sucrerie, conserverie, laiterie, distillerie...). Viennent également s'ajouter les effluents urbains (boues de station issues de l'épuration des eaux urbaines, fraction fermentescible compostée des ordures ménagères, déchets verts compostés ou co-compostés...). Ces divers déchets ou effluents se présentent sous des formes physiques très diverses (liquides, matières en suspension, pâteuses, solides) et sont généralement très hétérogènes. Cette hétérogénéité s'observe non seulement entre les différents effluents, mais aussi en fonction de la période de collecte de l'effluent pour une même filière de production, que ce soit pour les effluents d'élevage, dont la composition est influencée par le stockage ou le changement de régime alimentaire, ou pour les effluents issus des usines agro-alimentaires, des stations d'épuration ou des installations de traitement de déchets, dont la composition est influencée par le type et la nature des produits traités, mais aussi par les procédés de production et de traitement, et par le stockage. Cette hétérogénéité distingue ces produits organiques des matières fertilisantes normalisées ou homologuées, celles-ci étant des produits certifiés homogènes, stables en composition et en production, réputés efficaces et présentant toute garantie d'innocuité. Par ailleurs, cette variabilité explique le manque de références sur le devenir de l'azote après épandage d'un certain nombre de déchets et effluents, et la difficulté de proposer des outils de prédiction ou d'aide à la décision génériques. Ce manque est d'ailleurs confirmé par la demande renouvelée des professionnels agricoles et les producteurs de déchets de pouvoir disposer de données sur la valeur fertilisante, malgré les nombreuses études antérieures. Enfin, les outils nécessaires dans le cadre de l'utilisation rationnelle des déchets et effluents en agriculture doivent permettre de concilier valorisation agricole et limitation des impacts environnementaux. Concernant l'azote, il s'agit d'utiliser au mieux celui apporté par

l'effluent pour la nutrition des cultures et de limiter au maximum les flux sortants, tels que la lixiviation des nitrates, la volatilisation d'ammoniac et la dénitrification.

L'azote des produits organiques épandus sur les sols s'intègre dans les différentes étapes du cycle de l'azote (fig. 1, ci-contre). La valeur fertilisante pour la production agricole dépend de la disponibilité de l'azote pour la nutrition végétale, les plantes non fixatrices prélevant l'azote sous forme minérale, préférentiellement nitrique. Une part plus ou moins importante de

l'azote des déchets épandus peut être présente sous forme ammoniacale rapidement rendue disponible après nitrification, voire sous forme nitrique dans certains composts. L'azote organique contenu dans les effluents est quant à lui rendu disponible après dégradation des produits (minéralisation) selon des dynamiques très variables. La part de l'azote organique qui n'est pas minéralisée est incorporée dans la matière organique du sol et contribue ainsi au stockage de matières organiques dans les sols. Toutefois, il existe des processus de pertes d'azote du sol vers l'atmosphère ou les eaux souterraines qui peuvent réduire la valeur fertilisante des effluents et induire des biais dans les bilans azotés des cultures. Ainsi, une partie de l'azote ammoniacal est susceptible d'être volatilisé, cet ammoniac étant responsable d'une pollution atmosphérique : après dépôt, il est impliqué dans l'acidification des sols, le dépérissement forestier et l'eutrophisation des eaux de surface. Bien que les études sur la volatilisation d'ammoniac à partir d'engrais minéraux soient nombreuses et qu'elles se multiplient sur les déchets animaux liquides, il n'y en a que très peu sur les déchets urbains ou agro-industriels. Les références existantes montrent que les applications de boues résiduaires de station d'épuration ou industrielles ont conduit à des pertes substantielles d'azote par volatilisation (quelques dizaines de kg par hectare) (Ryan et Keeney, 1975 ; Adamsen et Sabey, 1987 ; Générmont *et al.*, 1999) et néanmoins très variables en fonction des conditions de sol et de climat, des caractéristiques des effluents (composition, caractéristiques physiques...) et des techniques culturales (conditions d'épandage, travail du sol...). Les pertes d'azote par dénitrification et au cours de la nitrification sont généralement moins importantes quantitativement (quelques kg par hectare), même si elles ne doivent pas toujours être négligées dans les bilans. Elles peuvent conduire au dégagement de protoxyde d'azote (N_2O) dans l'atmosphère, gaz à effet de serre dont le potentiel de réchauffement atmosphérique est de 210 fois supérieur à celui du CO_2 sur une base massique (IPPC, 1996). Enfin, pendant les périodes de drainage, l'azote nitrique, provenant de la nitrification de l'ammonium présent dans les effluents ou produit par minéralisation de l'azote organique des effluents, peut être entraîné dans les eaux par lixiviation.

L'objectif cognitif des études que nous avons menées, dans le cadre du programme AGREDE, a été de quantifier et caractériser la disponibilité en azote des effluents après épandage au champ, avec en particulier la quantification des pertes d'azote et l'identification des processus à l'origine de ces pertes. L'objectif finalisé de ces études est la production d'outils de prédiction ou d'aide à la décision génériques conciliant valorisation agricole et limitation des impacts environnementaux. Dans ce cadre, les particularités du travail expérimental que nous avons conduit ont été de :

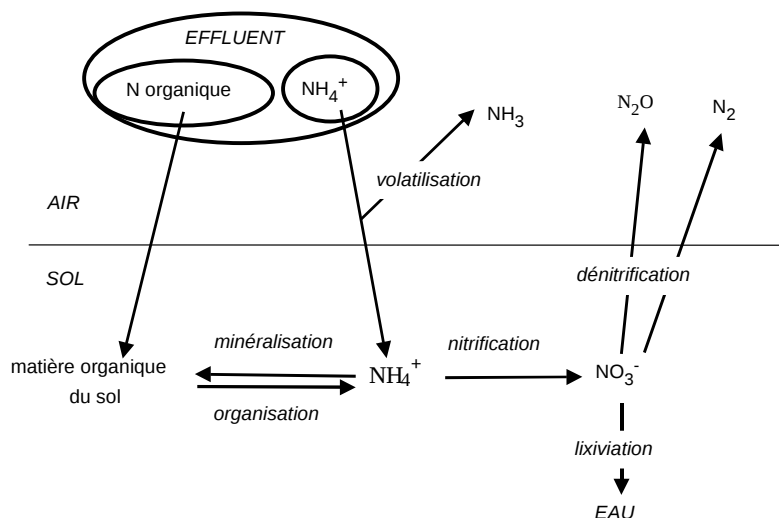


Figure 1. Principaux processus impliqués dans la transformation des formes d'azote contenues dans les effluents et déchets

- prendre en compte une gamme relativement large de produits organiques, incluant des effluents urbains, agro-industriels et des effluents d'élevage ;
- focaliser les études sur l'effet de la nature et des caractéristiques des produits (composition chimique et biochimique, caractéristiques physiques) sur l'intensité et la dynamique des processus impliqués au cours de leur transformation dans le sol.

Dans cet article nous présentons quelques aspects significatifs du travail engagé au cours de ce programme.

2. Approches expérimentales

Le travail a été réalisé suivant une approche intégrée (Nicolardot *et al.*, 1998) reposant sur des études en conditions contrôlées, des essais au champ et la modélisation. Les études en conditions contrôlées permettent d'étudier l'effet des différents facteurs sur les processus de transformation, d'établir les lois d'action de ces facteurs, et de mettre au point et paramétrer des modèles prédictifs. Les études au champ, quant à elles, permettent de quantifier les processus et flux *in situ* et de valider les concepts et les modèles prédictifs basés, le plus souvent, sur des résultats de laboratoire.

Les cinétiques de minéralisation potentielle du carbone et de l'azote de l'ensemble des effluents ont été tout d'abord étudiées au cours d'incubations de sol en conditions contrôlées. Cette approche, qui permet de caractériser et de différencier le comportement de différents produits organiques (Chèneby *et al.*, 1992), est en cours de normalisation pour caractériser les amendements organiques. C'est une méthode dont les résultats peuvent être reliés aux données de minéralisation nette mesurée sur le terrain grâce à l'utilisation d'une échelle de temps exprimée en « jours normalisés » qui prend en compte les lois d'action de la température et de l'humidité sur les processus biologiques (Recous, 1995 ; Rodrigo *et al.*, 1997). Ce calcul permet de transformer les flux de minéralisation observés au champ avec des températures et humidités du sol variables en flux ramenés à une humidité et une température constantes, dites de référence, ou l'inverse. Par ailleurs, les effluents ont été caractérisés au moyen d'analyses chimiques ou biochimiques afin d'expliquer leur dynamique de minéralisation étudiée en conditions contrôlées. La matière organique des effluents a été ainsi caractérisée en utilisant : a) la méthode de fractionnement proposée initialement par Van Soest et Wine (1967) pour obtenir les composants pariétaux des tissus végétaux (solubles, hémicelluloses, cellulose, lignine) et adaptée pour définir l'indice de stabilité biologique (Linères et Djakovitch, 1993) des amendements organiques (méthode en cours de normalisation), b) une méthode utilisée dans le domaine de la caractérisation des engrais organiques de synthèse (AFNOR, 1988) qui définit des fractions solubles à l'eau à différentes températures, enfin c) une adaptation (Madelenat, 1999) de la méthode de fractionnement acide proposée par Bremner (1965) pour caractériser les différentes formes d'azote dans la matière organique du sol.

La dynamique de l'azote a été suivie au champ, en sol de craie (Boult-sur-Suippe, Marne), après l'épandage de 6 effluents choisis d'après leur comportement en conditions contrôlées, leur composition, leur nature et origine : boue liquide de sucrerie-distillerie, boue pâteuse de distillerie, boue pâteuse urbaine, eau d'usine de déshydratation de luzerne, effluent de distillerie et eau terreuse de sucrerie. L'azote minéral a été mesuré périodiquement dans le profil de sol de parcelles maintenues sans culture, la minéralisation de l'azote organique du sol et des effluents et le lessivage de l'azote nitrique étant ensuite calculés au moyen du modèle LIXIM¹ (Mary *et al.*, 1999) qui avait déjà été utilisé pour calculer la minéralisation de l'azote organique d'effluents agro-industriels (Mary *et al.*,

¹ Lixiviation et minéralisation.

1995 ; Robert *et al.*, 1998). Par ailleurs, les émissions d'ammoniac ont été mesurées au moyen de tunnels de ventilation pendant 10 jours après l'apport, les variables climatiques et micro-météorologiques étant suivies à un pas de temps horaire et l'évolution des propriétés chimiques du système sol-effluent caractérisée. Cette méthode (Lockyer, 1984 ; Loubet *et al.*, 1999a ; 1999b) est la mieux adaptée pour la comparaison au champ de plusieurs types d'effluents ou de diverses conditions agro-pédo-climatiques. Par ailleurs, des mesures d'activité de dénitrification ont été effectuées, au laboratoire à 20°C, en utilisant la méthode des cylindres de sol non remanié avec recirculation des gaz (Tiedje *et al.*, 1989), couplée à la technique d'inhibition de la réduction du N_2O en N_2 par l'acétylène (Yoshinari *et al.*, 1976), soit en conditions d'humidité, de teneurs en nitrates et de carbone du terrain (dénitrification réelle), soit en conditions non limitantes en nitrates et de teneur en eau correspondant à la capacité au champ (dénitrification amplifiée). Les émissions de N_2O ont été mesurées *in situ* par la méthode des chambres statiques au sol (Hénault *et al.*, 1998). Enfin, le modèle NEMIS (Hénault *et al.*, 2000) a été utilisé pour évaluer l'effet limitant de différents paramètres du sol sur l'activité de dénitrification du sol.

3. Qualité des effluents, décomposition dans le sol et disponibilité de l'azote

L'étude de l'ensemble des produits met en évidence une composition physico-chimique extrêmement variable : teneurs en carbone et en azote, teneur en azote ammoniacal, pH, matières en suspension pour les liquides (fig. 2, ci-dessous). Par exemple, alors que le rapport C/N varie peu entre composts (11 à 16), il est beaucoup plus variable pour les fumiers (10 à 27), les valeurs les plus élevées étant mesurées pour les fumiers les plus frais. Le fractionnement de la matière organique de ces effluents à l'aide de différentes méthodes montre également une grande diversité de résistance des formes azotées et carbonées à l'attaque chimique ou à la solubilisation. Par exemple, pour les boues de station d'épuration, la majeure partie du carbone et de l'azote est présente dans la fraction soluble obtenue par la méthode Van Soest alors, que pour les fumiers, c'est la fraction équivalent (hémicelluloses +

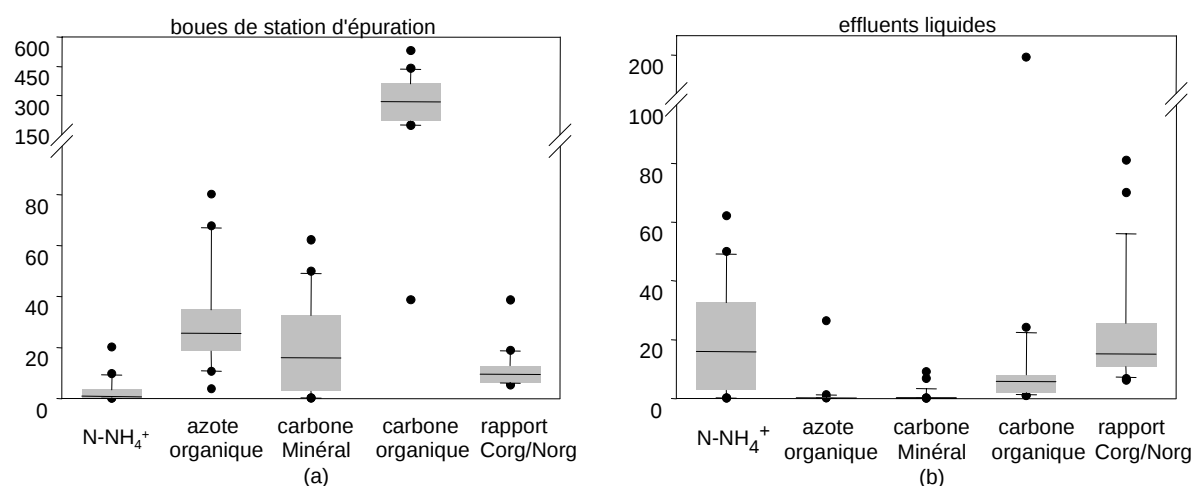


Figure 2. Variabilité des teneurs en carbone et azote des boues de station d'épuration et des effluents agro-industriels

En ordonnée : (a) g/kg de matière sèche ; (b) g/l

Le trait à l'intérieur de la boîte correspond à la médiane, la limite supérieure et inférieure de la boîte au 10^e et 90^e quintiles, les barres d'erreur aux 5^e et 95^e quintiles, les symboles aux données en dehors des 5^e et 95^e quintiles (source INRA Reims).

cellulose) qui est la plus représentée, la fraction soluble étant la moins variable (fig. 3, ci-contre). Cette variabilité sur les critères physico-chimiques et sur la nature des matières organiques contenues dans les effluents résulte en réalité de l'origine des effluents, de leur nature, des traitements subis, des conditions de stockage...

La dégradation dans le sol des effluents mesurée au cours d'incubations en conditions contrôlées est également très variable d'un produit à un autre. La différenciation entre effluents s'effectue généralement dès les premiers jours d'incubation avec des coefficients de minéralisation du carbone qui peuvent varier en fin d'expérience de quelques % à 90% pour les effluents les plus dégradables. Cette variabilité est également observée pour un même type d'effluent (fig. 4, ci-dessous). L'effet de l'apport d'effluent sur la dynamique de l'azote minéral du sol se traduit soit par une organisation nette de l'azote minéral du sol dont la durée varie selon les produits, soit par une minéralisation nette dont l'intensité est plus ou moins variable (fig. 5, ci-après). Ainsi la minéralisation de l'azote organique des composts est généralement faible et varie peu entre produits, alors que la variabilité est plus forte entre fumiers. Cette variabilité de comportement est également mise en évidence pour d'autres types d'effluents (boues, effluents issus de différentes filières agro-industrielles...).

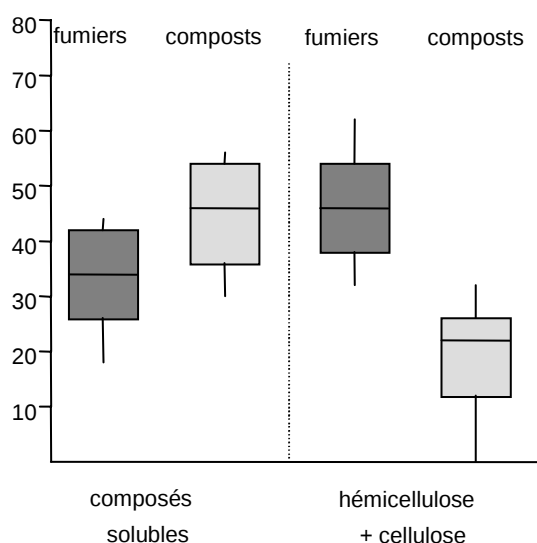


Figure 3. Importance et variabilité des fractions organiques définies par la méthode Van Soest pour les fumiers et les composts de fumier

En ordonnée : % de carbone organique des produits.
(source : INRA Quimper)

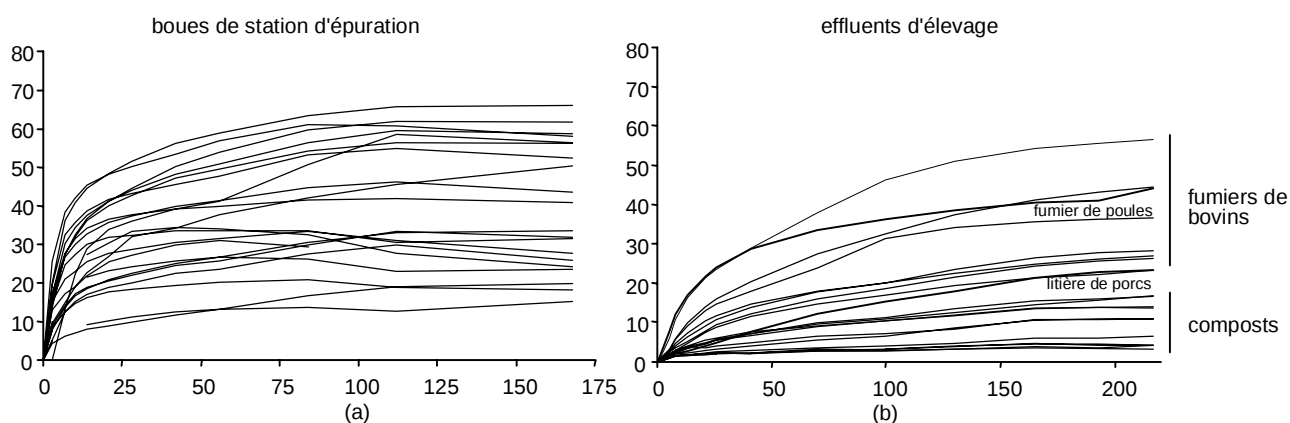
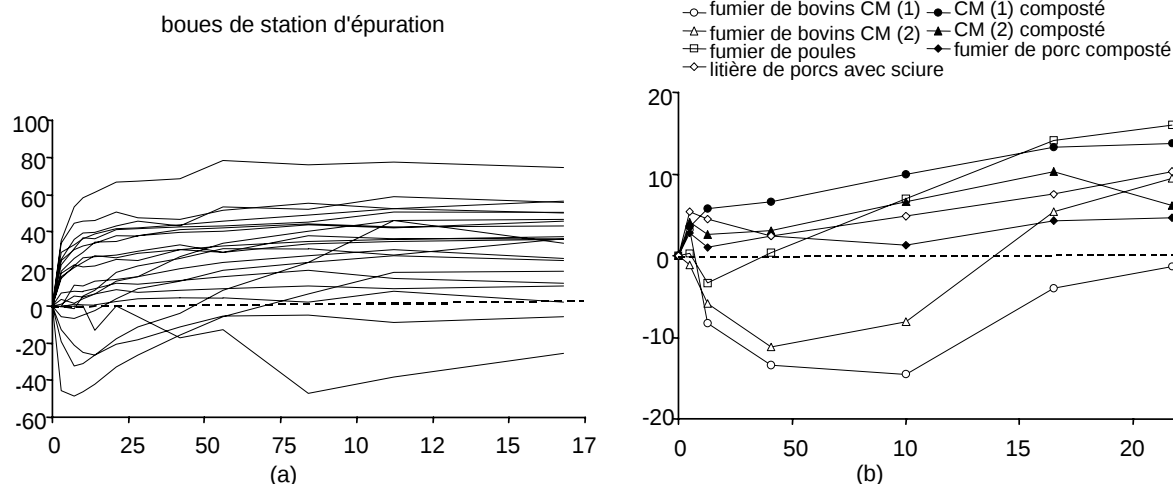
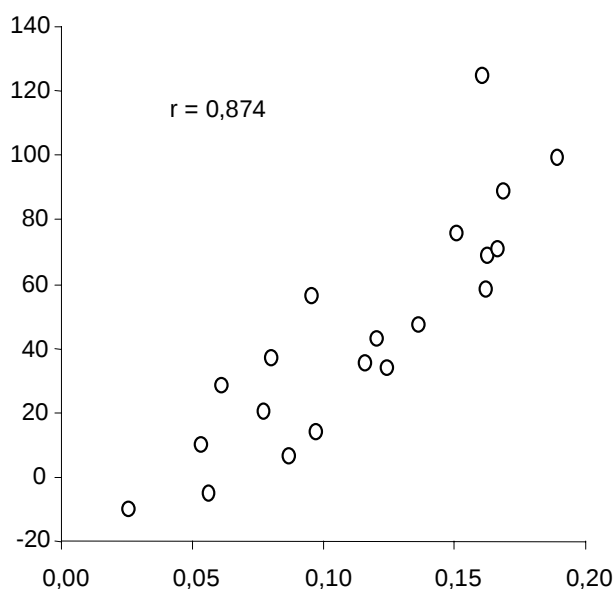


Figure 4. Dégradation du carbone organique des boues de station d'épuration et des effluents d'élevage exprimée en % du carbone organique contenu dans les déchets

En abscisse : nombre de jours d'incubation (à 28°C pour a, à 15°C pour b) ; en ordonnée (a et b) : % de carbone organique.
(source : INRA Reims et INRA Quimper)



L'analyse des relations entre les caractéristiques des effluents et leur comportement au cours d'incubation en conditions contrôlées montre que les caractéristiques ou la nature des matières organiques des effluents déterminent leur évolution dans le sol. Alors que, pour les boues, la minéralisation du carbone est peu corrélée aux formes de carbone mises en évidence par les différentes méthodes utilisées, la dégradation du carbone des effluents liquides est, quant à elle, reliée aux formes solubles de carbone (carbone présent dans la phase liquide, par exemple). Pour les effluents d'élevage, les taux de minéralisation du carbone organique sont fortement corrélés à la teneur de la fraction équivalent (cellulose + hémicelluloses). En effet, les taux de minéralisation du carbone les plus élevés sont mesurés avec les fumiers frais, contenant une forte proportion de paille, tandis que les composts se caractérisent par de faibles taux de minéralisation due à la forte diminution de la fraction équivalent (cellulose + hémicelluloses) liée à la décomposition de ces composés lors du compostage. L'effet de l'apport des effluents sur la dynamique de l'azote minéral du sol (organisation/minéralisation) est, quant à lui, généralement bien relié au rapport azote organique/carbone organique des produits (fig. 6, ci-contre). Toutefois ce critère global n'est souvent pas suffisant pour expliquer la variabilité des comportements et la dynamique de fourniture car la disponibilité de



l'azote est également influencée par la nature des matières organiques contenues dans les effluents. Ainsi pour les boues de station d'épuration et les effluents agro-industriels, la minéralisation de l'azote est également reliée au carbone ou l'azote organique contenus dans des formes solubles définies par les différentes méthodes utilisées (fractionnement acide ou méthode van Soest).

4. Devenir des effluents après épandage et flux d'azote impliqués

Le suivi au champ de la dynamique de l'azote après épandage des effluents montre que les formes d'azote apportées par les effluents sont très rapidement engagées dans des processus de transformation.

Le suivi de la volatilisation de l'ammoniac après épandage des effluents non incorporés dans le sol montre que ce sont les flux des toutes premières heures (excepté pour la boue pâteuse de distillerie) qui contribuent à la majorité des pertes, du fait des conditions climatiques favorables aux émissions (temps sec et chaud) et qui sont à l'origine des différences entre effluents (fig. 7, ci-contre). Sauf dans le cas de l'effluent de distillerie, pour laquelle la quantité d'azote ammoniacal est négligeable, les pertes d'azote par volatilisation d'ammoniac ont été fortes, comprises entre 10 et près de 40 kg/ha d'azote, ce qui correspond à 20-80% de l'azote ammoniacal apporté pour la totalité de la période étudiée. Ces différences semblent essentiellement dues au pH initial de l'effluent, avec des pertes d'autant plus élevées que le pH est élevé. Dans le cas de la boue pâteuse de distillerie, la dynamique très progressive de volatilisation d'ammoniac est à mettre en parallèle avec son fort potentiel de minéralisation mis en évidence lors des incubations en conditions contrôlées, la volatilisation n'étant pas terminée lorsque le suivi a été arrêté. Ce résultat est original car aucune dynamique comparable n'a jamais été observée pour les autres types d'effluents. Par ailleurs, le sol n'ayant pas eu d'apport d'effluent et n'ayant pas subi de travail du sol (sol de craie, pH 8,0) a également émis de l'ammoniac, de manière non négligeable, les émissions ayant atteint ponctuellement un ou plusieurs kg/ha/j d'azote. Pour les parcelles expérimentales destinées au suivi de la dynamique de l'azote minéral du sol, les effluents ont été enfouis moins d'une demi-journée après l'épandage ; si on fait l'hypothèse que les émissions ont été complètement arrêtées par l'enfouissement, ce qui n'est généralement pas le cas, les pertes restent loin d'être négligeables : 5 à 60% de l'azote ammoniacal apporté selon les effluents.

Les vitesses de dénitrification mesurées au laboratoire sur des échantillons de sol maintenus dans les conditions de structure, d'humidité et de teneurs en azote minéral du champ ont varié entre 0 et 100 g/ha/j d'azote et ont été supérieures sur les sols ayant reçu des effluents par rapport à celui sans apport (fig. 8, ci-après). L'apport d'eau et de nitrates sur ces échantillons permet d'augmenter leur vitesse de dénitrification (dénitrification amplifiée), celle-ci restant significativement plus importante sur les échantillons de sol issus des traitements avec épandage par rapport au témoin. L'analyse de la

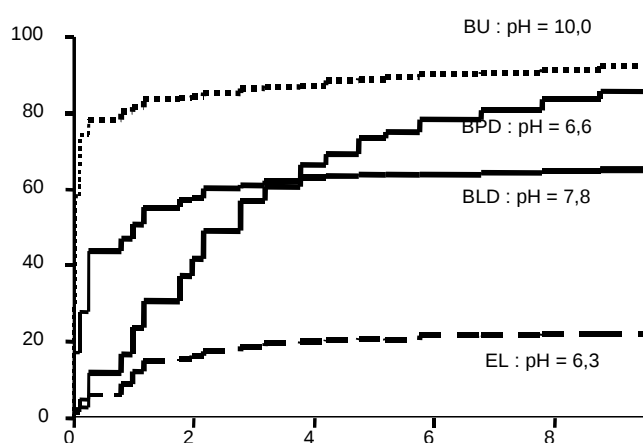


Figure 7. Volatilisation d'ammoniac pour les effluents épandus sur la parcelle de Boulton-sur-Suippe en août 2000, les effluents étant non enfouis

BPD : boue pâteuse de distillerie ; BU : boue pâteuse urbaine ; BLD : boue liquide de sucrerie/distillerie ; EL : eau d'usine de déshydratation de luzerne.

En abscisse : nombre de jours après apport ; en ordonnée : % d'N-NH₃ apporté.

(source : Farrugia, 2001)

régulation du fonctionnement de la dénitrification par les facteurs du milieu à l'aide du modèle NEMIS suggère qu'au champ, l'humidité ainsi que la teneur en nitrates du sol, relativement faibles, ont largement limité le fonctionnement de la dénitrification dans le sol au cours de la période expérimentale. De même, les émissions de N_2O mesurées *in situ* sont restées faibles, les flux étant inférieurs à 5 g/ha/j de $N-N_2O$, limitées par l'humidité, la teneur en nitrates et la température du sol, peu favorables au fonctionnement du processus de dénitrification les jours de mesure. Ces mesures n'ont, par ailleurs, pas permis de mettre en évidence des différences significatives sur l'intensité des émissions de N_2O entre les différents traitements étudiés (fig. 9, ci-dessous).

Le suivi des stocks d'azote minéral du sol a mis en évidence des différences d'évolution relativement importantes entre les différents effluents. Le calcul de l'effet de l'apport d'effluent sur la dynamique de l'azote minéral du sol avec le modèle LIXIM (fig. 10, ci-après) montre que l'épandage des 2 effluents bruts entraîne une organisation nette d'azote : l'effluent de distillerie induit une organisation nette initiale puis une reminéralisation au bout de quelques mois, et fournit donc de l'azote minéral au sol ; l'eau d'usine de déshydratation de luzerne induit quant à elle une organisation nette de l'azote minéral du sol tout au long de l'essai mais cela représente des quantités très faibles car cet effluent est très peu chargé. L'eau terreuse de sucrerie libère très peu d'azote minéral, ce qui confirme de précédentes études (5% de l'azote organique apporté). Pour les autres effluents, la minéralisation nette de l'azote représente 40 à 70% de l'azote organique apporté selon le produit, cette minéralisation s'effectuant sur plusieurs mois. Par ailleurs, la comparaison des cinétiques de minéralisation mesurées en conditions contrôlées et calculées au champ avec LIXIM montre des écarts pour tous les traitements (fig. 11, ci-après). Cela est d'autant plus vrai pour les effluents qui induisent une immobilisation nette en incubation alors qu'au champ une minéralisation nette est observée. La correction des résultats obtenus au champ par le seul facteur climatique (température et humidité du sol) ne semble donc pas suffisante pour transposer ces résultats

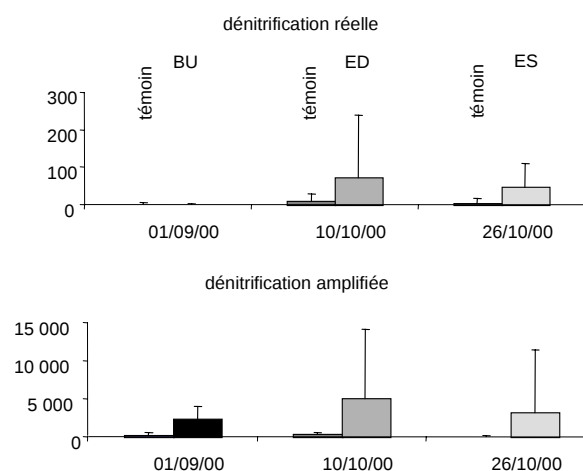


Figure 8. Vitesses moyennes de dénitrification réelle et amplifiée (après apport d'eau et de nitrates) mesurées au laboratoire à 20°C sur des échantillons non remaniés prélevés au champ

Témoin : sol sans apport ; BU : boue pâteuse urbaine ; ED : effluent de distillerie ; ES : eau terreuse de sucrerie.
En abscisse : dates de prélèvement après apport en août 2000 ; en ordonnée : $g(N_2O + N_2) - N/ha/jour$.
(source : Prétet, 2001)

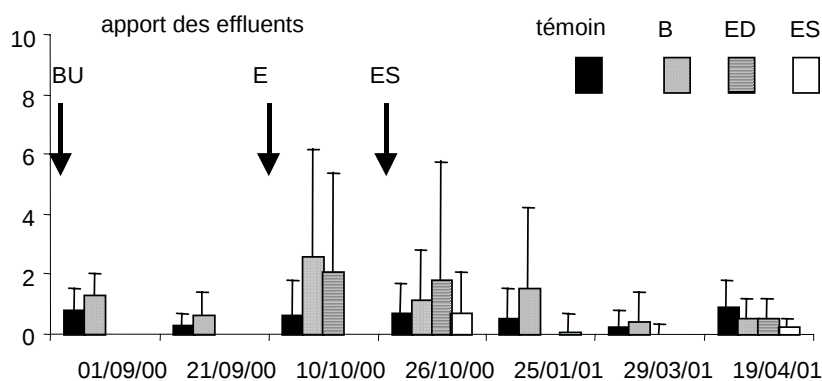


Figure 9. Vitesses moyennes d'émission de N_2O mesurées *in situ*

Témoin : sol sans apport ; BU : boue pâteuse urbaine ; ED : effluent de distillerie ; ES : eau terreuse de sucrerie ; les flèches indiquent les épandages.
En abscisse : dates de prélèvement après apport en août 2000 ; en ordonnée : $g(N_2O + N_2) - N/ha/jour$.
(source : Prétet, 2001)

en conditions contrôlées et inversement. En réalité, les conditions de décomposition au champ et en conditions contrôlées sont très différentes et peuvent expliquer cette absence de correspondance : état de siccité des produits, hétérogénéité, répartition dans le sol, granulométrie, disponibilité en azote minéral du sol... Une autre hypothèse plausible est la variabilité des effets de la température et de l'humidité sur la décomposition de matières organiques de natures différentes, l'utilisation d'un facteur de correction climatique unique n'étant alors pas suffisant.

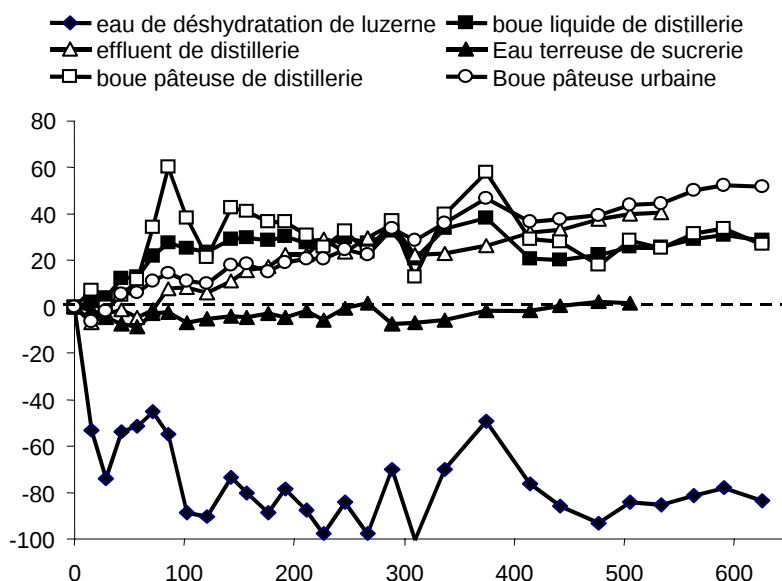


Figure 10. Minéralisation cumulée calculée par le modèle LIXIM de l'azote organique des effluents étudiés sur la plateforme de Boult-sur-Suippe (Marne)

Une valeur positive indique une minéralisation nette de l'azote organique des effluents, une valeur négative traduit une organisation nette de l'azote minéral du sol.

En abscisse : nombre de jours à 15°C ;
en ordonnée : % d'azote organique apporté.
(source : INRA Reims)

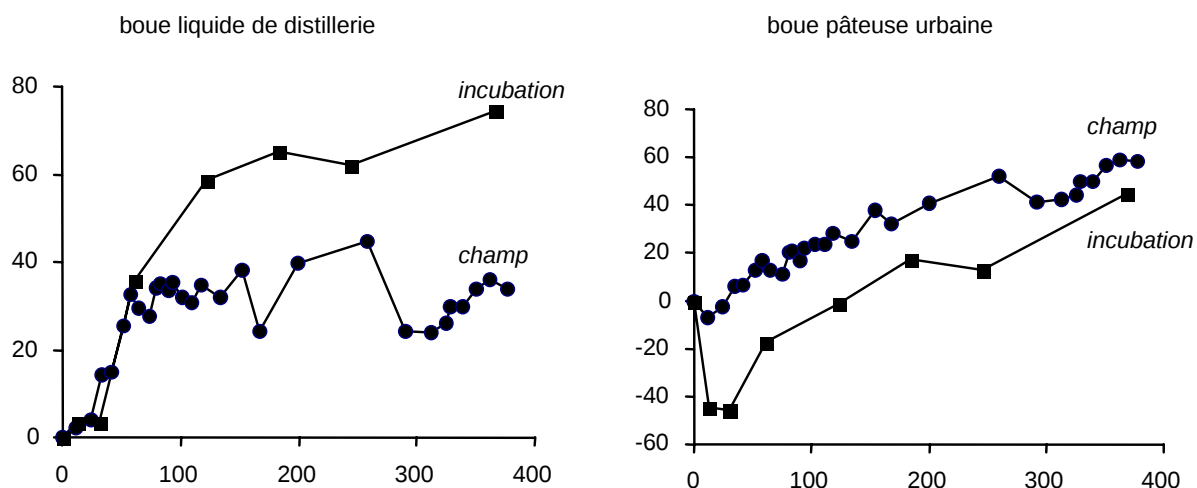


Figure 11. Comparaison des cinétiques de minéralisation de l'azote organique de 2 des effluents en utilisant une même base de temps exprimée en jours normalisés à 15°C

Incubation : cinétique obtenue en conditions contrôlées ; champ : minéralisation cumulée obtenue par calcul après simulation par le modèle LIXIM de l'évolution des profils d'azote minéral mesurés au champ.

En abscisse : nombre de jours d'incubation ; en ordonnée : kg d'azote par hectare.
(source INRA Reims)

5. Conclusions et perspectives

L'étude d'un large échantillonnage d'effluents d'élevage, agro-industriels et urbains a mis en évidence une variabilité très importante de leurs caractéristiques physico-chimiques et biochimiques, de leur biodégradation dans le sol et de la fourniture d'azote qui en résulte. Cette étude montre qu'il est difficile d'établir des relations générales reliant les caractéristiques des produits et leur comportement. Ce travail devrait en fait permettre d'élaborer une typologie des produits fondée à la fois sur les caractéristiques chimiques et biochimiques des produits ainsi que sur leur comportement étudié au cours d'incubation, par exemple. Il sera alors plus facile d'établir des relations entre la biodisponibilité de l'azote et des critères analytiques facilement mesurables (rapport C/N, par exemple) et, par conséquent, de paramétrer des outils de simulation tels que STICS² (Nicolardot *et al.*, 2001) ou des outils d'aide à la décision (AZOFERT³, Machet *et al.*, 2001). Notre étude montre également l'intérêt de mettre en œuvre des méthodes de caractérisation biochimique afin d'explicitier la dynamique de décomposition de ces produits dans le sol. Ces caractéristiques biochimiques peuvent ensuite être utilisées dans des modèles dynamiques pour décrire les biotransformations du carbone et de l'azote dans le sol tel que CANTIS⁴ (Garnier *et al.*, 2001). Toutefois, certaines méthodes de fractionnement utilisées dans notre étude sont inadaptées pour rendre compte des relations entre nature des matières organiques et décomposition pour certains types d'effluents (extraction à l'eau à différentes températures pour l'ensemble des produits organiques, méthode Van Soest pour les boues de station d'épuration). Il est donc nécessaire de poursuivre le travail de caractérisation déjà engagé, notamment pour mieux appréhender la fraction dite « soluble », définie par rapport aux différentes méthodes utilisées, et qui représente une grande partie du carbone et de l'azote organique des effluents. Cette fraction, qui est fortement en relation avec la décomposition, recouvre des composés organiques plus ou moins biodégradables, dont l'importance et la nature varient selon les produits et les procédés de traitement appliqués.

La mise en place d'une plate-forme expérimentale au champ a permis de comparer dans les mêmes conditions pédoclimatiques les flux d'azote impliqués lors de la décomposition de divers effluents choisis pour leur comportement type. Les émissions d'ammoniac sont importantes après épandage d'effluents agro-industriels choisis pour leur forte teneur en azote ammoniacal ; elles peuvent représenter des quantités élevées que l'on ne peut négliger ni dans le cadre de la fertilisation raisonnée, ni dans celui de l'estimation de la pollution atmosphérique et de sa réduction. Nous avons, en outre, mis en évidence le lien entre la minéralisation rapide de l'azote organique pour certains effluents agro-industriels et la volatilisation de l'ammonium au fur et à mesure de sa production. La volatilisation totale est alors comparable à la volatilisation d'un effluent initialement riche en azote ammoniacal. Les épandages ont également stimulé les capacités de dénitrification du sol, de façon plus ou moins intense selon les effluents. Toutefois les émissions de protoxyde d'azote sont restées faibles tout au long de l'expérimentation sur tous les traitements (avec ou sans épandage) et ont été probablement limitées par les conditions de teneurs en nitrates, température et humidité du sol peu élevées pendant la période expérimentale malgré les épandages qui auraient pu induire des conditions d'anaérobiose dans le sol, favorables au fonctionnement du processus de dénitrification. Le suivi au champ de la minéralisation de l'azote organique de ces effluents a par ailleurs confirmé leur diversité de minéralisation mesurée au laboratoire. L'ensemble de ces résultats va permettre d'améliorer et/ou de valider aussi bien les modèles qui décrivent un processus particulier tel que la volatilisation d'ammoniac (Générmont et Cellier, 1997), la dénitrification (Hénault *et al.*, 2000) ou encore la fourniture d'azote (Nicolardot *et*

² Simulateur multidisciplinaire pour les cultures standard.

³ Fertilisation azotée.

⁴ Carbon and nitrogen transformation in soils.

al., 2001), mais également des outils de simulation beaucoup plus complexes qui prennent en compte tous ces processus et leurs interactions (par exemple, STICS, Brisson *et al.*, 1998).

Enfin, l'écart entre les cinétiques de minéralisation obtenues au champ et au laboratoire montre que le passage laboratoire/champ est complexe et qu'il faut pour l'instant rester prudent pour fournir un conseil opérationnel en extrapolant en conditions réelles des données acquises en conditions contrôlées. En effet, cette extrapolation nécessite la prise en compte des lois d'action de tous les facteurs qui agissent sur la décomposition des matières organiques (climat, disponibilité en azote, localisation, contact sol/matière organique...), et, donc, l'emploi d'outils de simulation. Le travail à venir porte donc sur le paramétrage et la validation de modèles adaptés pour une large gamme de matières organiques et qui seront capables de simuler de façon dynamique la décomposition et la fourniture d'azote de ces matières organiques dans les sols ■

Ce travail a bénéficié du soutien et de la collaboration scientifique, technique et financière de l'ADEME, l'Agence de l'eau Seine-Normandie, de l'Association pour le suivi agronomique des épandages (ASAE), du Laboratoire départemental d'analyses et de recherches (LDAR), de la société Béghin Say, de divers autres partenaires agro-industriels et du personnel technique des différentes équipes INRA impliquées dans ce travail.

Références bibliographiques

- ADAMSEN F.J., SABEY B.R., 1987. Ammonia volatilization from liquid digested sewage sludge as affected by placement in soil. *Soil Science Society of America Journal*, 51, 1080-1082.
- AFNOR, 1988. Norme française NFU 42-191. *Détermination des formes d'azote dans un engrais azoté contenant de l'azote de synthèse organique*. AFNOR, Paris, 12 p.
- BREMNER J.M., 1965. Organic nitrogen in soils. In W.V. BARTHOLOMEW & F.E. CLARK : *Soil nitrogen*. Agronomy, 10, ASA, Madison, WI, USA, 93-149.
- BRISSEN N., MARY B., RIPOCHE D., JEUFFROY M.H., RUGET F., GATE P., DEVIENNE F., ANTONIOLETTI R., DURR C., NICOLLAUD B., RICHARD G., BEAUDOIN N., RECOUS S., TAYOT X., PLÉNÉT D., CELLIER P., MACHET J.M., MEYNARD J.M., DELECOLLE R., 1998. STICS : a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balance. I. Theory and parameterisation applied to wheat and corn. *Agronomie*, 18, 311-346.
- CHÈNEBY D., NICOLARDOT B., 1992. Use of mineralization kinetics to estimate the agricultural value of organic fertilizers. In D.V. JACKSON, J.M. MERILLOT & P. L'HERMITE : *Composting and compost quality assurance criteria*. Commission of the European Communities, Luxembourg, 188-196.
- FARRUGIA A., 2001. *Détermination de la valeur azotée d'effluents agro-industriels et urbains. Conditions de l'expression de la minéralisation de l'azote organique dans les émissions d'ammoniac gazeux*. Mémoire d'ingénieur, ESA, Purpan, 81 p. + ann.
- GARNIER P., NÉEL C., MARY B., LAFOLIE F., 2001. Evaluation of a nitrogen transport and transformation model in a bare soil. *European Journal of Soil Science*, 52, 253-268.
- GÉNERMONT S., CELLIER P., 1997. A mechanistic model for estimating ammonia volatilization from slurry applied to bare soil. *Agricultural and Forest Meteorology*, 88, 145-167.
- GÉNERMONT S., FLURA D., CELLIER P., 1999. Comparison of ammonia losses under various conditions after organic fertilization. In RAMIRAN'98/FAO : *Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture*, 8th International Conference, Rennes, France, 26-29 mai 1998, (2), 225-234.
- HÉNAULT C., DEVIS X., PAGE S., JUSTES E., REAU R., GERMON J.C., 1998. Nitrous oxide emissions under different soil and land management conditions. *Biology and Fertility of Soils*, 26, 199-207.
- HÉNAULT C., GERMON J.C., 2000. NEMIS, a predictive model of denitrification on the field scale. *European Journal of Soil Science*, 51, 257-270.
- IPCC, 1996. *Climate change 1995*. In J.T. HOUGHTON, L.G. MEIRO FILHO, B.A. CALLANDER, N. HARRIS, A. KATTENBERG & K. Maskell : *The Science of climate change*. Cambridge University Press.
- LINÈRES M., DJAKOVITCH J.L., 1993. Caractérisation de la stabilité biologique des apports organiques par l'analyse biochimique. In J. DECROUX & J.C. IGNAZI : *Matières organiques et agricultures*. COMIFER-GEMAS, Blois, 159-168.
- LOCKYER D.R., 1984. A system for the measurement in the field of losses of ammonia through volatilisation. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 35, 837-848.
- LOUBET B., CELLIER P., FLURA D., GÉNERMONT S., 1999a. An evaluation of the wind-tunnel technique for estimating ammonia volatilization from land: Part 1. Analysis and improvement of accuracy. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 72, 71-81.

- LOUBET B., CELLIER P., FLURA D., GÉNERMONT S., 1999b. An evaluation of the wind-tunnel technique for estimating ammonia volatilization from land: Part 2. Influence of the tunnel on transfer processes. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 72, 83-92.
- MACHET J.M., DUBRULLE P., DAMAY N., RECOUS S., 2001. Azofert : a decision support tool for fertilizer N recommendations based on a new version of the predictive balance sheet method. In *Proceedings of 11th Nitrogen Workshop*, 9-12 September 2001, Reims, France.
- MADELENAT S., 1999. *Caractérisation des effluents par fractionnement chimique des formes azotées*. Mémoire de fin d'études, DUT Mesures physiques, IUT Léonard de Vinci, université de Reims-Champagne-Ardenne, 52 p. + ann.
- MARY B., BEAUDOIN N., JUSTES E., MACHET J.M., 1999. Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soils using a simple dynamic model. *European Journal of Soil Science*, 50, 549-566.
- MARY B., JUSTES E., CHIESI F., FOURNIER L., KOHUT N., 1995. *Minéralisation d'effluents agro-industriels. Etude réalisée en condition de plein champ*. Rapport d'étude confidentiel INRA - CAVISA, 77 p. + ann.
- NICOLARDOT B., MACHET J.M., PARNAUDEAU V., MARCOVECCHIO F., 1998. Proposal of an integrated approach to characterize the "nitrogen value" of organic products spread in agriculture. In *8th International Conference on management strategies for organic waste use in agriculture*, 26-29 mai, Rennes, 305-316.
- NICOLARDOT B., RECOUS S., MARY B., 2001. Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition: a simple dynamic model based on the C:N ratio of the residues. *Plant and Soil*, 228, 83-103.
- PRÉTET J., 2001. *Effets de l'épandage d'effluents agro-industriels et urbains sur le processus de dénitrification des sols et les émissions de protoxyde d'azote N₂O*. Mémoire de DEA Géosystèmes – Evolution – Environnement, université de Bourgogne, 38 p.
- RECOUS S., 1995. Réponse des matières organiques de sols aux changements globaux. II. Effet de la température sur la minéralisation d'un résidu végétal (maïs) et de la matière organique des sols. Actes du séminaire « Ecosystèmes naturels et cultivés et changements globaux », *Les Dossiers de l'Environnement de l'INRA*, 8, 12-18.
- ROBERT P., JUSTES E., LEDAIN C., COUVREUR C., SIMEONOV B., MARY B., NICOLARDOT B., 1998. *Effluents de féculerie épandus sur les terres agricoles : disponibilité de l'azote et intérêt de l'implantation de cultures intermédiaires pour gérer l'azote minéralisé*. Rapport de suivi agronomique, ASAE, 71 p.
- RODRIGO A., RECOUS S., NÉEL C., MARY B., 1997. Modelling temperature and moisture effects on C-N transformations in soils: comparison of nine models. *Ecological Modelling*, 102, 325-339.
- RYAN J.A., KEENEY D.R., 1975. Ammonia volatilization from surface-applied wastewater sludge. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 47, 386-393.
- TIEDJE J.M., SIMKINS S., GROFFMAN P.M., 1989. Perspectives on measurement of denitrification in the field included recommended protocols for acetylene based methods. *Plant Soil*, 115, 261-284.
- VAN SOEST P.J., WINE R., 1967. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. IV. Determination of plant cell wall constituents. *Journal of the Association of Official Analytical Chemists*, 50, 50-55.
- YOSHINARI T., KNOWLES R., 1976. Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction by denitrification bacteria. *Biochemical and Biophysical Research Communications*, 69, 705-710.

