

Devenir de l'azote des eaux résiduaires de féculerie après épandage sur un sol cultivé

S. Page, C. Hénault, D. Chèneby, B. Lagacherie et J.C. Germon

INRA, Centre de Microbiologie du Sol et de l'Environnement, 17 rue Sully, BP 1540, 21034 DIJON Cedex, France

RÉSUMÉ

Une étude sur le devenir de l'azote d'eaux résiduaires de féculerie épandues sur des sols agricoles du Nord de la France a été réalisée afin d'en évaluer la disponibilité et les éventuelles pertes par lessivage ou par dénitrification. Des incubations en laboratoire à 20 °C ont confirmé que 62 % de l'azote organique apporté sont minéralisés en quelques mois et que la matière organique des effluents qui contient 80 % de carbone facilement biotransformable est biodégradée quasi complètement après les 37 semaines de l'étude. Le suivi in situ de l'azote minéral après un épandage d'eaux résiduaires à l'automne sur la base de 420 kg N ha⁻¹ a confirmé la minéralisation rapide des effluents avec un excédent d'azote minéral dans la parcelle épandue de 90 kg N ha⁻¹ 4 jours après l'apport. Au printemps, cet excédent a atteint 58 % de l'azote total apporté ; il s'est estompé ensuite au cours de l'été simultanément au développement de la végétation. Une évaluation du transfert de l'azote nitrique vers les nappes a montré que celui-ci n'aurait pas dépassé, au cours de cette étude, quelques kg N ha⁻¹. L'activité dénitrifiante du sol a été mesurée à l'aide d'un système de cylindres de sol non remanié incubant à 20 °C. Des pertes d'azote de l'ordre 10 kg N ha⁻¹ ont été évaluées sur une semaine après l'épandage. Le potentiel de dénitrification relativement élevé dans ce type de sol est accru par l'apport des eaux résiduaires. Néanmoins l'activité de dénitrification dans le profil de la parcelle épandue est demeurée peu importante au cours de cette étude, limitée par les conditions de faible humidité du sol.

Mots clés

Féculerie, azote, eaux résiduaires, minéralisation, dénitrification, lessivage.

SUMMARY

Nitrogen transformations from potato processing waste water in a land spreading in North of France was studied in order to evaluate N availability and possible losses by leaching and denitrification. Laboratory incubations at 20 °C confirmed that 62 % of organic nitrogen are mineralised in a few months and that waste organic matter containing 80 % of easily biotransformable carbon is quasi completely biodegraded after 37 weeks. The in situ rapid mineralisation of organic nitrogen after a land spreading of 420 kg N ha⁻¹ in autumn was confirmed. The mineral nitrogen surplus attained 90 kg N ha⁻¹ 4 days following spreading and 58 % of total spreaded nitrogen in spring : it decreases during summer simultaneously with the vegetation development. Nitrogen leaching into groundwater was evaluated at a few kg N ha⁻¹ only during the study. Soil denitrifying activity was measured with an undisturbed soil core system at 20 °C, and nitrogen losses were evaluated at 10 kg N ha⁻¹ during a week after spreading. Potential denitrification activity was relatively high in this soil and increased with waste water addition. However denitrifying activity in the profil of the spreaded parcel was maintained relatively low during the study because the low soil humidity in this period.

Key-words

Potato processing, nitrogen, waste water, mineralisation, denitrification, leaching.

RESUMEN

EVOLUCIÓN DEL NITRÓGENO DE LAS AGUAS RESIDUALES DE FECULERÍA DESPUÉS DEL ESPARCIMIENTO EN SUELO CULTIVADO

Se ha realizado un estudio sobre la evolución del nitrógeno de las aguas residuales de feculería esparcidas en suelos agrícolas del Norte de Francia con el fin de evaluar la disponibilidad y las eventuales pérdidas por lavado o desnitrificación. Incubaciones de laboratorio a 20 °C confirmaron que el 32 % del nitrógeno orgánico aportado se mineraliza al cabo de algunos meses y que la materia orgánica de los efluentes que contiene un 80 % de carbono fácilmente biotransformable se biodegrada casi por completo al cabo de las 37 semanas del estudio. El seguimiento in situ del nitrógeno mineral después de un esparcimiento de aguas residuales en otoño sobre la base de 420 kg N ha⁻¹ confirmó la mineralización rápida de los efluentes con un excedente de nitrógeno mineral en la parcela esparcida de 90 kg N ha⁻¹ 4 días después del aporte. En la primavera este excedente alcanzó el 58 % del nitrógeno total aportado : a continuación se difuminó en el curso del verano simultáneamente con el desarrollo de la vegetación. La evaluación de la transferencia del nitrógeno nítrico hacia las capas mostró que en el curso de este estudio ésta no había superado algunos kg de N ha⁻¹. La actividad desnitrificante del suelo se midió con la ayuda de un sistema de cilindros de suelo sin modificar incubando a 20 °C. Se evaluaron pérdidas de nitrógeno del orden de los 10 kg N ha⁻¹ a lo largo de una semana después del esparcimiento. El potencial de desnitrificación relativamente elevado en este tipo de suelo se ve aumentado por el aporte de las aguas residuales. No obstante, la actividad de desnitrificación en el perfil de la parcela esparcida siguió siendo poco importante en el curso de este estudio, limitado por las condiciones de baja humedad del suelo.

Palabras claves

Feculería, nitrógeno, aguas residuales, mineralización, desnitrificación, lavado.

Le devenir des déchets des industries agro-alimentaires constitue un enjeu important pour l'environnement. La valorisation agricole par épandage des eaux résiduaires de féculerie est une voie économiquement et techniquement intéressante au vu des quantités importantes d'éléments minéraux et organiques qu'elles contiennent et qui peuvent ainsi être restituées au sol (Lefèvre, 1974; Muller, 1974; Smith, 1976). Cependant, il apparaît indispensable de définir avec justesse les doses d'épandage afin de concilier une bonne gestion agronomique et la nécessaire protection de l'environnement. Les propositions de directives administratives visant à limiter les quantités épandues sur la base de la couverture des besoins de la végétation incitent les industriels à s'interroger sur la biodisponibilité des éléments apportés et sur la fraction qui doit en être prise en compte dans la définition des doses. Ainsi pour les apports d'azote, il importe de définir la fraction minéralisable, de préciser ce que devient celle qui est non minéralisée et d'évaluer les éventuelles pertes par voie gazeuse.

Cette question a été abondamment traitée par Muller (1974, 1977) dans les sols de Champagne. Des expérimentations en laboratoire, conduites en sol de craie recevant une eau résiduaire de féculerie normalement chargée en azote (660 mg N l^{-1}) et faiblement chargée en carbone (2200 mg C l^{-1}), ont montré que la minéralisation est très intense dans les mois qui suivent l'épandage et que deux tiers de l'azote apporté sont transformés en nitrates; le devenir de la fraction organique non nitrifiée n'a pas été clairement abordé dans cette étude. A partir de ces travaux, Dutil et Muller (1979) ont montré que les cinétiques de minéralisation pouvaient être ajustées à un modèle à deux compartiments dont chacun évolue selon une cinétique de premier ordre. Ils ont ainsi déterminé que 63 % de l'azote des eaux résiduaires de féculerie sont minéralisables et récupérables au cours du cycle cultural qui suit l'épandage.

Différents travaux de terrain ont été menés en parallèle. Lefèvre (1974) a suivi pendant 2 ans la composition des eaux de percolation après un épandage, grâce à des cases lysimétriques. Sur des sols présentant un déficit hydrique au départ, aucun lessivage n'a été mis en évidence, mais par contre une augmentation sensible de la Demande Chimique en Oxygène (DCO) a été notée dans les percolats après épandage sur sols humides. Muller a utilisé un système original de lysimètres en sol non remanié qui fait toujours référence pour les épandages des eaux résiduaires des industries agricoles et alimentaires (Muller et Ledain, 1992). Aux Etats-Unis, dans l'Idaho, Smith et al (1976) ont étudié l'épandage d'eaux résiduaires fortement diluées et faiblement chargées en azote (teneur inférieure à 80 mg N l^{-1}) sur culture de maïs. Ces eaux sont apparues comme un très bon fertilisant azoté l'année qui suit l'épandage, sans effet appréciable au delà d'un an (Smith, 1986; Smith et Hayden, 1984). D'une façon générale, les travaux sur le lessivage des nitrates, basés très souvent sur des dispositifs au

champ, ont montré la dépendance de celui-ci avec les transferts d'eau, et ont été le support de travaux de modélisation (Burns, 1975, 1976; Addiscott et Wagenet, 1985).

Enfin, la dénitrification a été mise en avant par Smith et al (1976) pour expliquer les faibles teneurs en nitrates de la solution du sol et le très faible lessivage (fuites de l'ordre de 10 à $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) observés sur des sols recevant des apports annuels très importants de ce type d'eaux résiduaires (2 m et $2,6 \text{ m}$) avec des quantités d'azote largement excédentaires (plus de $1 \text{ tonne ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$); ces auteurs ont observé dans leurs parcelles expérimentales, l'existence de conditions anoxiques en dessous de 60 cm de profondeur.

Le présent travail essaie d'apporter des éléments sur trois séries de questions concernant l'épandage des eaux résiduaires de féculerie :

ζ La définition de la fraction d'azote facilement utilisable, en précisant les paramètres cinétiques de la minéralisation dans le sol de l'azote et du carbone à partir d'incubations en laboratoire (Catroux et al., 1987; Chêneby et Nicolardot, 1992), et en les comparant avec les paramètres définis par Dutil et Muller (1979), en utilisant une eau résiduaire jugée plus représentative des eaux épandues actuellement en ce qui concerne la charge organique.

ζ La caractérisation in situ de la fourniture en nitrates par les eaux résiduaires, de leur évolution et des risques de lessivage liés à leur déplacement éventuel dans et hors du profil, et une approche par bilan des autres transformations auxquelles ils sont soumis (immobilisation ou perte par voie gazeuse) à partir d'un suivi des profils d'humidité et des teneurs en azote minéral sous les champs d'épandage au cours de l'année.

ζ La mise en évidence d'une éventuelle dénitrification biologique, qui devrait être en théorie favorisée par les conditions d'épandage - sol initialement riche en azote nitrique, lame d'eau importante, à température élevée, et chargée de matière organique très facilement biodégradable - et qui pourrait ainsi modifier de façon significative les bilans azotés des cultures suivant l'épandage et protéger la qualité des eaux qui percolent.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

La parcelle d'essai

La parcelle choisie ($25,50 \text{ ha}$) se situe dans le périmètre d'épandage des Établissements Roquette Frères (80800, Vecquemont) et est représentative des sols de limon situés dans cette zone. Elle est localisée sur un plateau crayeux recouvert de limon, avec une nappe phréatique à 15 mètres de profondeur. Il s'agit d'un sol de limon typique décarbonaté dans l'horizon de surface (tableau 1), enrichi en argile entre 30 et 90 cm , reposant sur un sous-sol crayeux. La teneur en carbone

Tableau 1 - Propriétés physico-chimiques d'un profil de sol représentatif des situations étudiées

Table 1 - Physical and chemical properties for the soil type of the studied situations.

Profondeur cm	Granulométrie %					C Anne %	MO %	N Kjeldhal %	C/N	pH eau	CaCO ₃ total %	P ₂ O ₅ ‰	Complexe adsorbant cmol/kg				
	A	LF	LG	SF	SG								CEC	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺
0-30	20,7	23,4	45,9	9,1	0,9	1,21	2,08	0,14	8,83	7,5	0,2	0,138	11,7	12,9	0,81	0,201	0,866
30-60	25,5	23,5	42,7	7,7	0,6	0,50	0,86	0,07	7,35	7,5	<0,1	0,022	11,2	13,4	0,72	0,105	0,399
60-90	25,8	24,3	40,9	8,2	0,8	0,31	0,53	0,05	6,46	8,3	2,1	0,020	10,7	40,6	0,72	0,124	0,255
90-120	21,7	26,6	40,3	8,3	3,1	0,36	0,62	0,03	10,59	8,5	14,3	0,018	8,2	41,8	0,56	0,114	0,170
120-150	18,4	25,7	42,3	9,4	4,2	0,49	0,84	0,03	18,85	8,7	25,5	0,015	5,9	40,8	0,50	0,109	0,110
150-180	17,4	24,7	42,0	8,8	7,1	0,47	0,81	0,01	36,15	8,7	27,2	0,012	5,7	40,2	0,55	0,123	0,117
180-210	16,7	23,1	41,5	10,4	8,3	0,55	0,95	0,02	26,19	8,8	27,0	0,011	5,6	39,9	0,60	0,125	0,115

organique décroît rapidement sur 0-60 cm puis demeure stable et relativement élevée (0,5 %), tandis que la teneur en azote total décroît sur tout le profil. On note la richesse des horizons superficiels en matière organique, potassium, phosphore et à un degré moindre, en magnésium et sodium.

La parcelle a été successivement cultivée en blé (1992, 90 q/ha), en pommes de terre (1993, 40 t/ha), en blé (1994, 90 q/ha), en betteraves (1995, 70 t/ha) et en blé (1996, 100 q/ha). Un épandage de 60 mm d'eaux résiduaires a été appliqué en novembre 1992 et du seigle a été implanté en engrais vert après déchaumage en août 1996. Deux sous-parcelles de (40x50) mètres ont été délimitées, l'une ne recevant aucune fertilisation au cours de l'année d'étude (témoin), et l'autre recevant 45 mm d'eau résiduaire. L'engrais vert a été enfoui lors du labour de décembre 1996, la culture de pommes de terre mise en place le 2 avril suivant. L'itinéraire technique classique a été suivi, sans aucun apport supplémentaire de fertilisant, selon les pratiques adoptées par les agriculteurs l'année qui suit l'épandage.

Les conditions climatiques

Les données agroclimatiques (figure 1) sont issues de la station météorologique de l'INRA d'Estrées-Mons (80200), située à 30 km à l'Est du site expérimental et sont jugées représentatives de la région.

La faiblesse des précipitations de l'année 1996 (329 mm) a conduit à effectuer l'épandage sur un sol desséché, avec un niveau d'humidité pondérale de 15,5 % en surface et de 11 % en moyenne en profondeur. Les précipitations totales sur la période allant d'octobre 1996 à fin juillet 1997 sont de 483 mm. L'automne a été modérément pluvieux (149 mm) et les pluies de printemps ont représenté 176,5 mm. Le sol est resté gelé sur 10 cm de fin décembre à fin janvier, les températures restant toujours positives à une profondeur de 50 cm.

Les eaux résiduaires et la gestion de leur épandage

Les eaux résiduaires utilisées sont celles valorisées en épandage agricole par les Établissements Roquette Frères au

cours de la campagne 1996-1997. Ce sont essentiellement des eaux de fabrication (purification de la fécule) et des eaux végétales extraites des pommes de terre. Ces eaux résiduaires (tableau 2) sont riches en matières organiques dont la fraction facilement biodégradable est supérieure à 50 % (8,5 g l⁻¹ de DBO₅₍₁₎ pour 15,8 g l⁻¹ de DCO₍₂₎). Leur valeur fertilisante est caractérisée par une grande richesse en potassium (1914 mg l⁻¹) et en azote total (1033 mg l⁻¹) et une richesse moindre en phosphates (317 mg l⁻¹ de PO₄³⁻) et en sulfates (184 mg l⁻¹ de SO₄²⁻). La teneur en chlorures est de 677 mg l⁻¹ et le pH est légèrement acide (5,6).

L'épandage a été réalisé le 1^{er} novembre 1996 à l'aide de rampes d'aspersion équipées de buses miroirs à jets brisés basse pression (rampe d'épandage SEDE, Beaurain, 62) à une dose moyenne de 45 mm d'une eau résiduaire dont la concentration en azote était de 934 mg N l⁻¹ provoquant un apport de 420 kg N ha⁻¹.

La minéralisation de l'azote et du carbone au laboratoire

Le protocole utilisé pour les études d'incubation en laboratoire est celui de Chèneby et Nicolardot (1992). Les minéralisations de l'azote et du carbone fournis par les effluents ont été suivies en parallèle, à 20 °C, sur des échantillons de sol maintenus proches de l'humidité équivalente (20,6 %), durant 37 semaines. Le sol a été prélevé en octobre 1996 dans l'horizon 0-30 cm de la parcelle témoin, tamisé à 3 mm et conservé quelques jours à 4 °C avant utilisation. La composition de l'eau résiduaire utilisée diffère légèrement de la composition moyenne (tableau 2), avec une DCO de 13,9 g l⁻¹ et une teneur en azote total de 1105 mg l⁻¹. La dose apportée correspond à 45 mm pour 4000 tonnes de terre, soit des ajouts de 124,3 mg N kg⁻¹ de sol et de 587 mg C kg⁻¹ de sol₍₃₎. Une série d'échantillons de sol témoin a reçu de l'eau distillée. Pour

(1) : Demande Biochimique en Oxygène en 5 jours

(2) : Demande Chimique en Oxygène

(3) : Valeur estimée d'après le ratio calculé pour un sucre : C/DCO = 0,375

Figure 1 - Données agro-climatiques de la période expérimentale. Source : station météorologique INRA d'Estrées-Mons (80).

Figure 1 - Agro-climatic conditions during the field experimentation. Source : meteorological station of INRA Estrées-Mons (80).

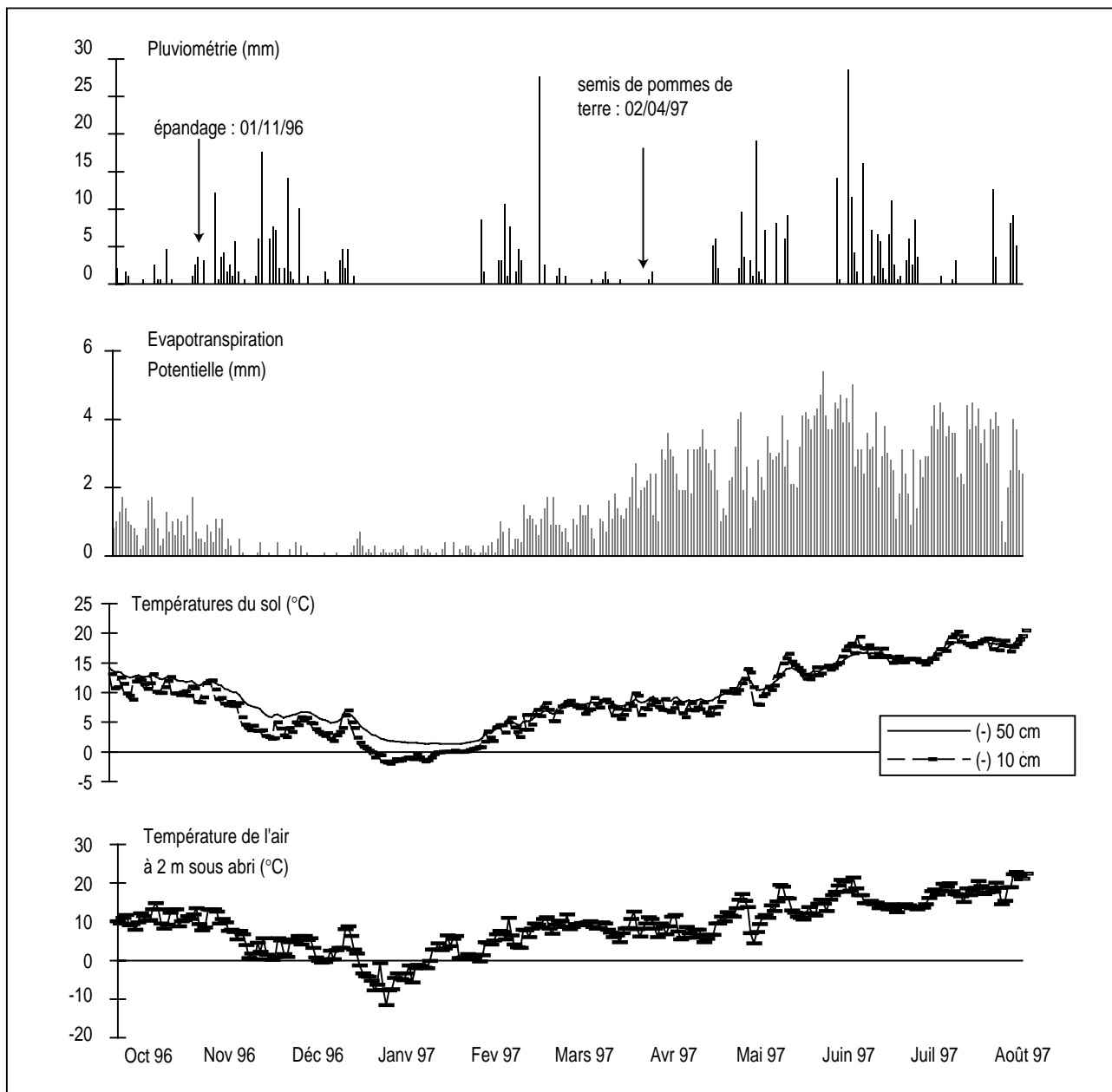


Tableau 2 - Composition moyenne des eaux résiduaires de la féculerie au cours de la campagne 1996.

Table 2 - The average composition of the potato processing waste water for the 1996 campaign.

MD	MES	pH	DCO	DBO ₅	PO ₄ ⁻⁻⁻	SO ₄ ⁻⁻	Cl ⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	NO ₃ ⁻	N Kjeldhal
mg/l ⁻¹	mg/l ⁻¹		mg/l ⁻¹	mg/l ⁻¹	mg/l ⁻¹	mg/l ⁻¹	mg/l ⁻¹	mg/l ⁻¹	mg/l ⁻¹	mg/l ⁻¹	mg/l ⁻¹	mg/l ⁻¹	mg/l ⁻¹
125	8812	5,6	15848	8475	317	184	677	183	1914	135	94	<0.01	1033

MD : Matières Décantables

MES : Matières En Suspension

chaque traitement, 4 répétitions ont été effectuées. La minéralisation de l'azote a été suivie sur des échantillons correspondant à 400 g de terre sèche placés dans des bocaux de 2 litres fermés hermétiquement. Après apport d'eau résiduaire (ou d'eau distillée pour les témoins) et mélange homogène, ces échantillons ont été portés à l'humidité équivalente avec de l'eau déminéralisée. Chaque bocal contenait de plus un flacon ouvert avec 30 ml de NaOH 1M, renouvelés périodiquement et au moins deux fois par mois, de façon à réaliser les incubations sous atmosphère privée de CO₂. La minéralisation du carbone organique a été suivie sur des échantillons correspondant à 50 g de terre sèche additionnés d'eau résiduaire (ou d'eau pure pour les témoins), placés dans des fioles à plasma de 565 ml fermées hermétiquement et contenant un flacon ouvert avec 30 ml de NaOH 1M. L'humidité du sol et la pression partielle en CO₂ sont donc identiques lors des cinétiques de minéralisation de l'azote et du carbone. Une série ne contenant pas de sol a également été mise en place pour mesurer le piégeage du CO₂ de l'air emprisonné.

Les prélèvements de sol pour extraction et dosage de l'azote minéral et de soude carbonatée pour dosage du carbone minéralisé, ont été effectués aux jours 0, 3, 7, 14, 21, 28, 42, 55, 68, 84, 112, 140, 173, 203, 231 et 258. Pour l'étude de la minéralisation de l'azote, 20 g de terre ont été prélevés par bocal, après homogénéisation à chaque date. L'azote minéral a été extrait par agitation des échantillons (une heure à 20 °C) dans 100 ml de KCl 1 M, puis recueilli dans la solution filtrée sur papier Whatman n° 40. Pour l'étude de la minéralisation du carbone, les flacons de soude carbonatée ont été prélevés à chaque date d'échantillonnage, remplacés dans les fioles d'incubation et conservés fermés sous cloche, à l'abri du CO₂ atmosphérique jusqu'à l'analyse.

Les dosages d'azote et de carbone minéral ont été effectués par colorimétrie en flux continu sur un autoanalyseur Perstorp pour les formes azotées (méthode de Griess-Ilosvay (Dorich et Nelson, 1984) et lecture à 520 nm pour les nitrates et nitrites; réaction de Berthelot (Nicolardot, 1988) et lecture à 660 nm pour l'azote ammoniacal), et sur un autoanalyseur Technicon pour le CO₂, par acidification de la soude carbonatée par H₂SO₄, réaction avec la phénolphtaléine et lecture à 570 nm (Chaussod et al., 1986).

L'ajustement des cinétiques de minéralisation a été réalisé sous environnement Windows avec un logiciel d'interprétation graphique des données, Sigmaplot (version 4.0, Jandel) (figure 2).

Le suivi de l'azote minéral in situ

Des prélèvements de terre ont été effectués de 30 en 30 cm, jusqu'à 2,10 m sur les parcelles expérimentales en octobre avant l'épandage puis, 4, 38, 101, 159, 221 et 279 jours après épandage à raison de 8 profils dans chacune des parcelles épandue et témoin. Les échantillons de terre,

conservés à 4 °C, ont été tamisés à 5 mm; l'azote minéral a été extrait et dosé selon le protocole précédent.

La dénitrification

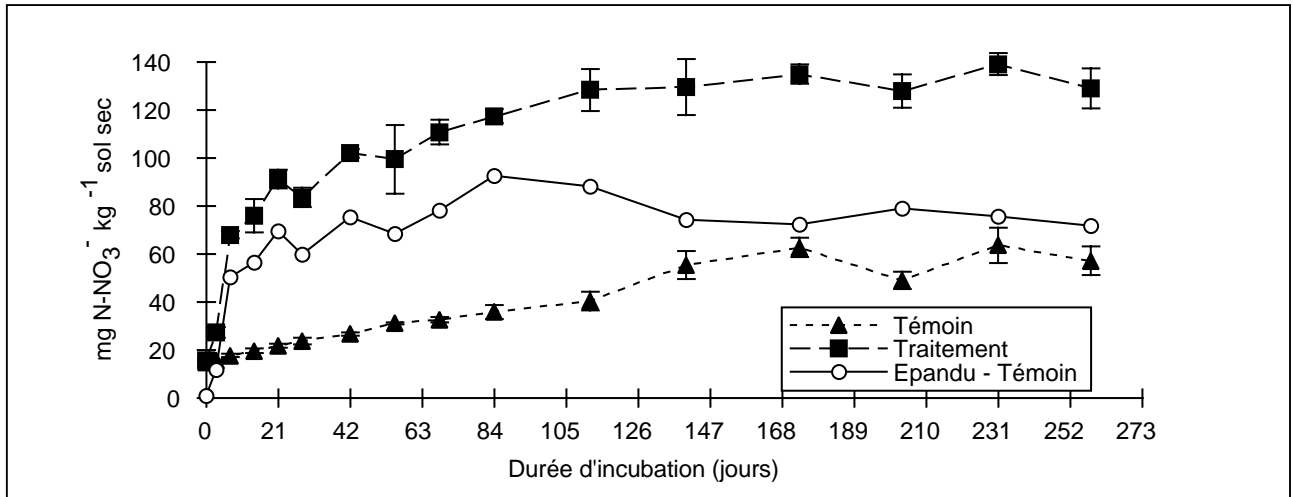
Les mesures d'activité dénitrifiante ont été effectuées au laboratoire, en chambres climatisées à 20 °C, en utilisant un système de « cylindres de sol non remanié, avec recirculation des gaz », couplé à la méthode d'inhibition de la réduction de N₂O en N₂ par l'acétylène (Tiedje et al, 1989). Les échantillons de sol ont été prélevés dans des cylindres en acier inox de 10 cm de diamètre et 25 cm de hauteur, enfoncés sur 20 cm dans le sol et recueillis en évitant au maximum les perturbations de la structure initiale. Lors des mesures de dénitrification, ces cylindres ont été fermés de façon étanche. Leur atmosphère gazeuse a été enrichie en acétylène (2.5 %) et en krypton servant d'étalon interne (0,3 %). Des échantillons gazeux ont été prélevés dans des tubes Vénoject (Leuven, Belgique) sous vide, toutes les heures pendant 3 heures après homogénéisation de l'atmosphère gazeuse des cylindres à l'aide de pompes d'aquarium étanchéifiées ayant un débit de 300 ml min⁻¹. Ces échantillons gazeux ont été ensuite analysés par Chromatographie en Phase Gazeuse, soit en catharométrie (Girdel 3000 : détecteur à 50°C, gaz vecteur Hélium, seuil de détection de 500 ppmv₍₄₎ pour N₂O et 100 ppmv pour les autres gaz), soit en capture d'électrons (Varian 3400Cx, détecteur à 350°C, gaz vecteur Argon-Méthane (90-10), seuil de détection de 0,1 ppmv).

L'activité de dénitrification a été déterminée dans différentes conditions : (1) avec conservation des conditions d'humidité et de teneur en azote minéral du terrain pour déterminer l'activité réelle de dénitrification du sol et (2) avec apport d'eau et de nitrates pour déterminer l'activité dénitrifiante potentielle du sol. L'activité réelle de dénitrification du sol a été déterminée 4 jours (05/11/96), 102 jours (11/02/97), 160 jours (10/04/97) et 222 jours (11/06/97) après épandage, sur différents horizons des parcelles témoin et épandue. Les mesures ont été réalisées le lendemain de la date de prélèvement des cylindres de sol; des mesures complémentaires ont été effectuées pendant une semaine sur les échantillons prélevés 4 jours après l'épandage. L'activité dénitrifiante potentielle a été déterminée à partir de cylindres de sol (2 x 12) prélevés le 10/06/97 dans la parcelle témoin et la parcelle épandue, la moitié sur 0-20 cm et l'autre sur 20-40 cm. Chacun des cylindres a été saturé avec une solution de KNO₃ à 750 mg N l⁻¹ de façon à être en conditions non limitantes en nitrates et à combler par de l'eau la majeure partie de la porosité du sol : les cylindres ont été immergés dans une solution nitratée pendant 24 heures puis ont ressuyé pendant 12 heures. Les cinétiques de production de gaz ont été établies 2 jours de suite permettant de calculer une vitesse potentielle moyenne. L'état hydrique de ces échan-

(4) : ppmvx : partie par million en volume

Figure 2 - Minéralisation de l'azote dans le sol témoin et dans le sol enrichi en eaux résiduaires. Cinétiques d'évolution en laboratoire des teneurs en nitrates, à 20 °C, durant 258 jours.

Figure 2 - N mineralization in control and in treated soils. Kinetics of NO_3^- contents, in laboratory experiments at 20 °C, during 258 days.



tillons de sol a été caractérisé par la détermination de leur taux de saturation en eau ou PPOE (Part de la Porosité Occupée par de l'Eau), basée sur la mesure de l'humidité massique (Hm) et de la densité apparente (da) selon la formule : $\text{PPOE} = (\text{Hm} \times \text{da}) / ((2,6 - \text{da})/2,6)$, (Linn et Doran, 1984). La densité apparente du sol a été estimée à partir de la masse (m) des cylindres de sol lors du prélèvement, de leur humidité et du volume théorique (V) de ces échantillons, selon la formule :

$$da = m (1 - (\text{Hm} / (1 + \text{Hm}))) / V.$$

RESULTATS - DISCUSSION

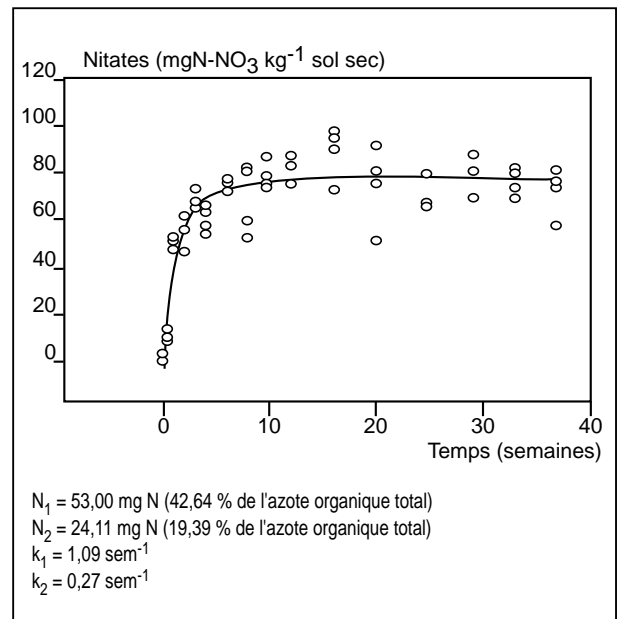
Minéralisation de l'azote

Les quantités d'azote ammoniacal sont restées faibles au cours de la cinétique de minéralisation et la forme prépondérante est l'azote nitrique. L'azote minéral formé à partir de l'azote organique du déchet est estimé par différence entre les quantités d'azote nitrique dosées dans l'essai et celles dosées dans le témoin (figure 2), ce qui suppose l'additivité des minéralisations de l'azote organique du sol et de l'azote organique des eaux résiduaires (Dutil et Muller, 1979) et l'absence d'effet de l'apport organique sur la minéralisation de l'azote du sol.

Le meilleur ajustement avec les données expérimentales (figure 3; $r^2 = 0.92$) est obtenu à l'aide du modèle bicompartimental proposé par Dutil et Muller (1979) et repris par Inubushi et al (1985) et Yadvinder-Singh et al (1988), à savoir :

Figure 3 - Ajustement en régression non linéaire de la cinétique de minéralisation de l'azote des eaux résiduaires selon le modèle : $N = N_1 (1 - \exp(-k_1 t)) + N_2 (1 - \exp(-k_2 t))$

Figure 3 - Simulated curve of nitrogen mineralization by the mathematic model : $N = N_1 (1 - \exp(-k_1 t)) + N_2 (1 - \exp(-k_2 t))$



$$N = N_1 (1 - \exp(-k_1 t)) + N_2 (1 - \exp(-k_2 t))$$

où N_1 représente la fraction de l'azote organique rapidement minéralisable et N_2 la fraction lentement minéralisable, k_1 et k_2 étant les constantes de vitesse de chacun des compartiments exprimées en semaine⁻¹. Les valeurs suivantes ont été obtenues :

$$N_1 = 53,00 \text{ mg N-NO}_3^-; N_2 = 24,11 \text{ mg N-NO}_3^-;$$

$$k_1 = 1,098 \text{ sem}^{-1}; k_2 = 0,276 \text{ sem}^{-1}$$

Le surplus d'azote minéral produit au cours de l'incubation dans le sol traité avec l'eau résiduaire correspondant aux deux compartiments N_1 et N_2 recouvre 62,03 % de l'azote apporté : ce résultat est conforme à la fraction d'azote minéralisable de 63 % calculée par Dutil et Muller (1979). Cependant dans les travaux de ces derniers, les compartiments rapidement et lentement minéralisables sont équivalents, alors qu'ils sont respectivement de 42,64 et 19,39 % dans le cas présent. La constante de vitesse k_1 est sensiblement inférieure à celle obtenue à partir des cinétiques de ces auteurs, alors que k_2 est du même ordre de grandeur. Nos valeurs sont par ailleurs comparables à celles calculées par Inubushi et al (1985) sur des sols japonais immergés et incubés à 30°C. Dans l'absolu, ces coefficients de vitesse sont élevés et traduisent la haute biodégradabilité des 2/3 des composés azotés organiques épandus : après 4 semaines d'incubation le premier compartiment est minéralisé à près de 99 % et le second à 67 %. Les différences avec les résultats de Dutil et Muller concernant la taille des compartiments et les constantes de vitesse n'ont qu'un effet limité sur le résultat global de la minéralisation, tant au niveau

de l'évaluation de la fraction minéralisable que de la rapidité des transformations, puisque selon ces auteurs, la quasi-totalité de l'azote minéralisable est nitrifiée en 16 semaines alors que, dans notre cas, cela est atteint dès 12 semaines en conditions comparables de température.

Par ailleurs, l'évolution parallèle à partir de la 20^{ème} semaine d'incubation des cinétiques dans les sols traités et non traités, et la stabilité du surplus d'azote minéral produit à partir de l'effluent conduisent à penser que la part de l'azote non minéralisée issue de l'eau résiduaire évolue par la suite de façon similaire à celle de la matière organique du sol. On ne sait pas si l'azote non nitrifié est sous forme d'azote organique résiduel du déchet, ou d'azote organique du sol néoformé lors de la transformation de l'effluent ; cependant, la très forte minéralisation des produits carbonés (paragraphe suivant) et l'identité de comportement du sol traité et du sol témoin sont des indices en faveur de la seconde hypothèse et d'une transformation quasi complète de l'azote apporté.

La rapidité de minéralisation et de nitrification des deux compartiments minéralisables font que l'apport d'effluent de féculerie apparaît comme une véritable fertilisation pour la fraction d'azote ainsi définie. Cependant les épandages répétés devraient entraîner une accumulation d'azote organique dans le sol en accord avec les quantités apportées et la fraction non minéralisée, à moins que des mécanismes de pertes ne les compensent.

Minéralisation du carbone

La figure 4 présente les courbes cumulatives du C-CO₂ dégagé au cours des 37 semaines d'incubation.

Figure 4 - Minéralisation du carbone organique dans le sol témoin et dans le sol enrichi en eaux résiduaires. Courbes cumulatives du C-CO₂ produit, à 20°C, durant 258 jours.

Figure 4 - C mineralization in control and in treated soils. Cumulative C-CO₂ production at 20 °C, during 258 days.

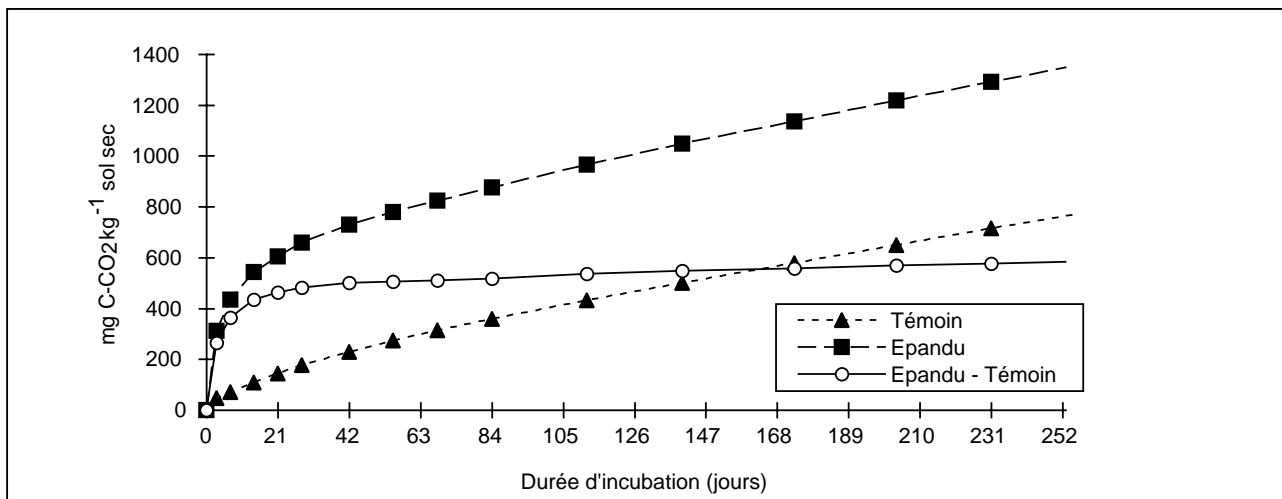
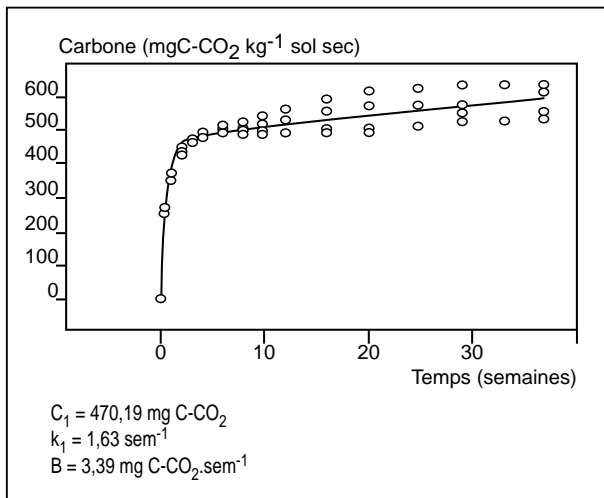


Figure 5 - Ajustement en régression non linéaire de la cinétique de minéralisation du carbone des eaux résiduaires selon le modèle : $C_m = C_1 (1 - \exp(-k_1 t)) + Bt$

Figure 5 - Simulated curve of carbone mineralization by the mathematical model : $C_m = C_1 (1 - \exp(-k_1 t)) + Bt$



L'enrichissement du sol avec l'eau résiduaire de féculerie a induit une forte stimulation de l'activité respiratoire du sol par rapport à la respiration endogène mesurée sur le sol témoin. Le supplément de C-CO₂ dans le sol traité permet d'appréhender globalement l'effet de l'apport de l'effluent, sans présumer pour autant de l'effet éventuel de celui-ci sur la minéralisation de la matière organique endogène.

Différentes études sur la minéralisation du carbone issu de produits organiques divers ont conduit à proposer des modèles d'ajustement non linéaires basés sur des cinétiques du premier ordre. Ces modèles comportent soit un seul compartiment (Reddy et al, 1982; Levi-Minzi et al, 1990; Hébert et al, 1991) soit deux compartiments (Nicolardot, 1988; Chêneby et al, 1994). Le meilleur ajustement de nos données (figure 5; $r^2 = 0,98$) a été obtenu avec un modèle qui prend en compte un compartiment facilement minéralisable qui se dégrade selon une cinétique du 1^{er} ordre et un second compartiment difficilement minéralisable qui se décompose selon une cinétique d'ordre 0. Ce modèle est de la forme :

$$C_m = C_1 (1 - \exp(-k_1 t)) + Bt$$

dans lequel C_m est la quantité cumulée de C-CO₂ dégagé au temps t , C_1 représente la fraction du carbone facilement minéralisable, k_1 la constante de vitesse de cette fraction, exprimée en semaine⁻¹, et B la constante de minéralisation de la fraction plus difficilement minéralisable exprimée en quantité de carbone par semaine;

$$C_1 = 470,19 \text{ mg C-CO}_2; k_1 = 1,63 \text{ sem}^{-1}; B = 3,39 \text{ mg C-CO}_2 \text{ sem}^{-1}.$$

Cet ajustement permet d'estimer à 80,1 % la fraction de carbone facilement minéralisable; celle-ci est dégradée à plus de 80 % en une semaine et quasi totalement en 4 semaines. Ensuite la cinétique de minéralisation est ajustée par une droite; le suivi des valeurs indique cependant que la progression ralentit avec le temps et un ajustement sur une plus longue période aurait vraisemblablement tendu vers une limite qui n'a pu être mise en évidence ici. Le surplus de carbone minéralisé à la fin des 37 semaines d'incubation correspond à la totalité du carbone apporté initialement, estimée à partir de la DCO, et la progression de la cinétique laisse penser qu'au delà l'activité respiratoire s'effectue aux dépens du stock organique du sol.

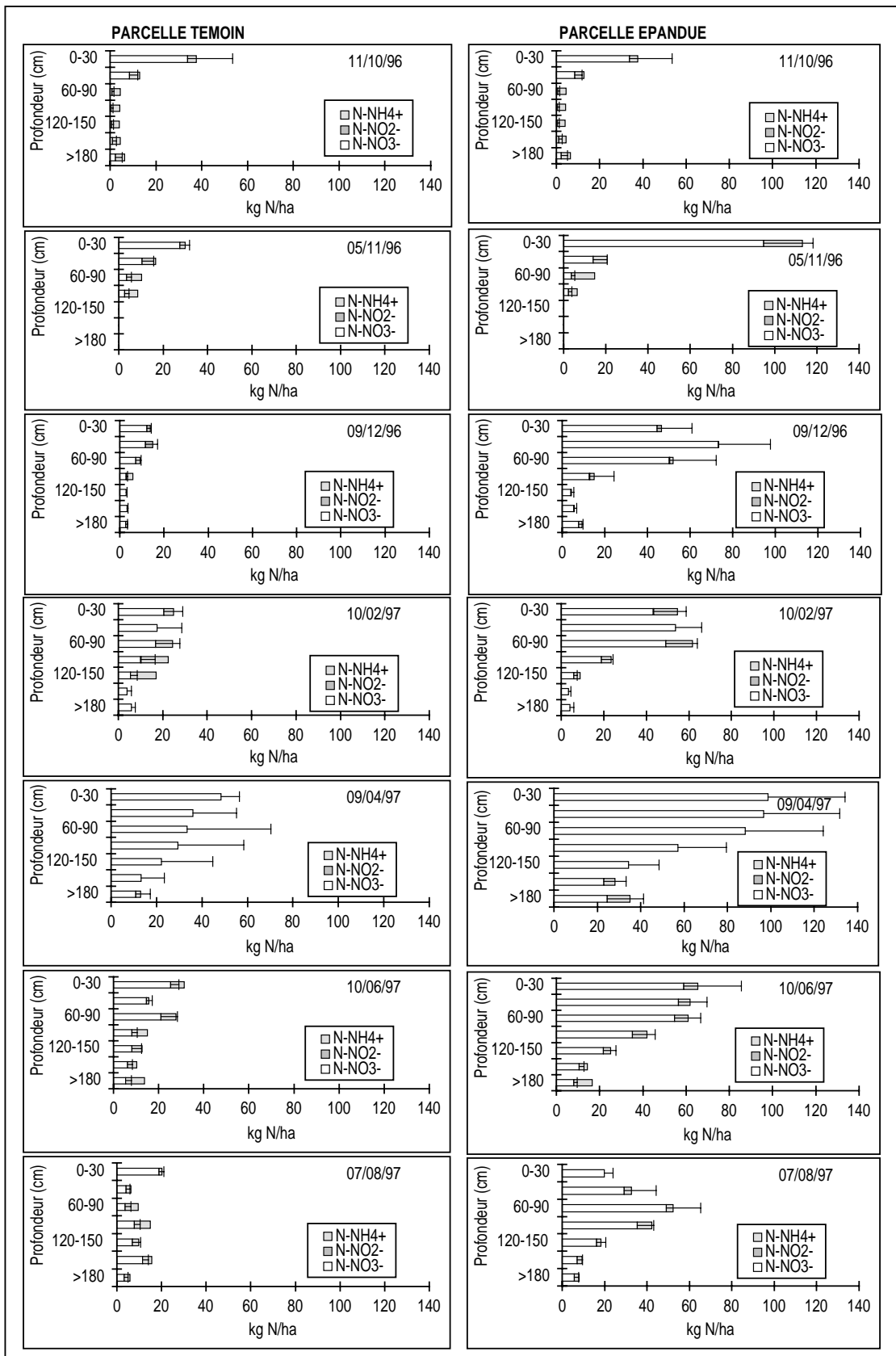
Ces chiffres soulignent en fait la grande biodégradabilité de la matière organique des effluents de féculerie, avec une minéralisation massive et très rapide d'une partie importante du carbone, dont près des 2/3 en une semaine (valeur observée : 62,1 %; valeur calculée : 65 %). Ce taux de biodégradabilité très élevé, probablement un peu surestimé par son mode de détermination qui repose sur un degré d'oxydation moyen de la matière organique, est en accord avec d'autres observations et notamment celles de Smith (1986) qui avait rapporté un taux de 63 % en une semaine à 26 °C pour la seule fraction solide des résidus de féculerie. A titre de comparaison ces valeurs sont nettement plus élevées que celles obtenues pour d'autres résidus utilisés en agriculture; 2,8 fois la valeur calculée par Hsieh et al (1981) pour des boues de station d'épuration incubées à 22 °C pendant 6 semaines et 1,6 fois celle obtenue par Chêneby et Nicolardot (1992) après 140 jours pour des fientes de volailles apportées sur sol limoneux à 28 °C.

Cette cinétique fait aussi ressortir que cet apport de produit organique et d'éléments fertilisants entraîne vraisemblablement une surminéralisation de la matière organique du sol, qui ne peut être quantifiée précisément ici en absence de marquage de la matière organique apportée, mais qui apparaît explicitement en fin d'incubation. Ceci caractérise le « priming effect » mis en évidence par de nombreux auteurs (Jenkinson, 1966; Bagnat, 1989) et qui est encore perceptible après plusieurs mois d'incubation.

Cette cinétique confirme que les constituants organiques de ces effluents sont très facilement épurés; en terme de bilan, ils ne laissent pas de matière organique résiduelle dans le sol et ainsi ne contribuent pas au renouvellement du stock des matières humiques. L'intensité de la biodégradation montre que ces matières organiques sont un substrat efficace pour la microflore du sol et qu'elles peuvent être de ce fait un support pour la dénitrification biologique, transformation étudiée dans la quatrième partie de ce travail.

Figure 6 - Profils d'azote minéral au cours de l'année suivant l'épandage

Figure 6 - N mineral contents in soil during the year after spreading.



Dynamique de l'azote n situ

Le stock total d'azote minéral (figure 6 et tableau 3) a évolué qualitativement de manière similaire sous la parcelle témoin et sous la parcelle épandue, avec une minéralisation et une nitrification importantes au printemps que l'on retrouve dans tout le profil. La forme ammoniacale est restée très minoritaire. D'un point de vue quantitatif, le profil de sol contenait peu d'azote minéral lors de l'épandage : 47,6 kg d'azote nitrique, dont 34 kg localisés dans l'horizon de surface et 26,6 kg d'azote ammoniacal répartis sur l'ensemble du profil. Ce faible stock était certainement la conséquence du rendement élevé de la culture de blé implantée l'année précédente, des exportations d'azote qui en ont découlé et de la déshydratation très forte du profil qui a ralenti la minéralisation de l'azote organique du sol après la récolte. Une importante libération d'azote minéral a été observée dans les jours qui suivent l'épandage. Alors que le stock a peu évolué dans le sol témoin et a même diminué courant novembre, la minéralisation sous le champ d'épandage a entraîné un supplément d'azote minéral de 89,7 kg. ha⁻¹ 4 jours après l'apport d'eau résiduaire et de 143,2 kg ha⁻¹ un mois plus tard. Ceci est en accord avec la rapidité de la minéralisation mise en évidence dans les expérimentations de laboratoire. Cette minéralisation a été ralentie pendant l'hiver et n'a redémarré de façon conséquente qu'après le 10 février, conduisant à un stock dont le niveau était maximum au début

avril, 23 semaines après épandage, avec des valeurs de 195 kg N ha⁻¹ dans la parcelle témoin et 438 kg N ha⁻¹ dans la parcelle traitée. La différence entre les deux parcelles a atteint 243 kg N ha⁻¹ soit 58 % des 420 kg d'azote épandus. Ces stocks d'azote minéral ont diminué ensuite du mois d'avril au mois d'août, en grande partie sous l'effet de la végétation, les niveaux revenant alors à des valeurs inférieures à celles observées en février. Il faut souligner que cette diminution a été plus importante sous la parcelle épandue que sous la parcelle témoin, avec en conséquence une réduction de l'excédent entre les deux sols qui n'était plus que de 100 kg ha⁻¹ en août, soit le niveau observé au début de l'hiver. L'ensemble de ces résultats confirme la forte biodisponibilité d'une fraction importante de l'azote des eaux résiduaires et souligne le bon accord entre les données de terrain et les incubations de laboratoire. En effet, le surplus d'azote minéral dans la parcelle épandue au printemps, correspondant à 58 % de l'apport, est très proche des 62 % du coefficient de minéralisation.

Une migration des nitrates a été observée au sein du profil, entre novembre et décembre, du premier horizon jusqu'à 90 cm de profondeur. Au mois d'avril, de l'azote nitrique a été dosé à des concentrations significatives sur toute la profondeur, y compris dans les horizons les plus profonds, alors que dans les mois suivants il a surtout été localisé sur 150 cm, sa concentration diminuant fortement en profondeur. L'évolution

Tableau 3 - Stocks d'azote minéral (kg N/ha) dans les parcelles témoin et épandue, sur 0-120 cm et sur 0-210 cm à différentes dates dans l'année suivant l'épandage; (densité apparente de 1,13 pour l'horizon de surface et 1,40 pour le reste du profil).

Table 3 - N mineral contents in control and in treated soil at 0-120 cm depth and 0-210 cm depth, at different dates in the year after spreading; (bulk density is 1.13 for the 0-20 cm depth and 1.40 for the other depths).

	PARCELLE TEMOIN				PARCELLE EPANDUE				Δ(N min. total)
	N-NO ₃ ⁻	N-NO ₂ ⁻	N-NH ₄ ⁺	N min. total	N-NO ₃ ⁻	N-NO ₂ ⁻	N-NH ₄ ⁺	N min. total	
0-120 cm									
11/10/96	43,62	0	15,83	59,46					
5/11/96	44,09	0	21,11	65,2	114,67	0	40,25	154,92	89,72
9/12/96	33,99	4,89	4,99	43,87	180,61	2,69	3,74	187,04	143,17
10/02/97	64,73	0,25	24,25	89,23	165,00	0,11	28,33	193,44	104,21
9/04/97	147,28	0	0	147,28	340,61	0	0	340,61	193,33
10/06/97	69,16	0	22,19	91,35	205,17	0	20,75	225,92	134,57
7/08/97	34,46	0	16,68	51,14	133,72	0	13,27	146,99	95,85
0-210 cm									
11/10/96	47,57	0	26,63	74,2					
9/12/96	42,72	4,93	5,84	54,49	198,16	2,77	5,50	206,43	151,94
10/02/97	80,02	0,25	35,76	116,03	178,36	0,11	31,31	209,78	93,75
9/04/97	193,39	0	2,23	195,62	422,51	0	15,80	438,31	242,69
10/06/97	88,94	0,08	37,35	126,37	245,40	0,04	40,32	285,76	159,39
7/08/97	56,22	0	26,13	82,35	162,49	0	20,20	182,69	100,34

de ces profils d'azote a été utilisée pour tenter de caractériser les transferts de nitrates. En la couplant à l'évolution des profils hydriques et aux données agroclimatiques, les éventuelles fuites par lessivage hors des profils étudiés au cours de l'année ont été évaluées. A cette fin on a calculé le flux net d'eau vers le sous sol (tableau 4) en appliquant l'équation du bilan hydrique :

Flux Net = Précipitations - Variation de stock - Evapotranspiration Réelle

Deux périodes ont été distinguées, l'une allant d'octobre à début avril, date à laquelle les stocks d'azote minéral sont les plus importants, et qui correspond à la date de plantation des pommes de terre, et la seconde allant de cette date au mois d'août. Les flux d'eau à 2,10 m de profondeur, utilisés pour calculer les flux de nitrates, ont été estimés en prenant en compte deux scénarios possibles pour l'Evapotranspiration Réelle (ETR) :

ζ une ETR moyenne équivalente à l'ETP (EvapoTranspiration Potentielle) : c'est une estimation acceptable pour la période automnale pendant laquelle le sol a été couvert par du seigle utilisé comme engrais vert, et pour la période estivale de pleine végétation. Dans ce cas, le sol est en déficit hydrique permanent : aucun flux d'eau ne se produit au-delà de 2,10 m et il n'y a pas de transfert de nitrates.

ζ une ETR moyenne équivalente à 0,75 ETP, qui intègre globalement les périodes où la végétation est peu couvrante, au début de l'automne et en hiver après l'enfouissement du seigle. Un flux d'eau aurait pu alors se produire seulement entre le 11 octobre et le 9 avril d'une valeur de 27,7 mm sous

la parcelle témoin et de 9,6 mm sous la parcelle épandue (tableau 4). Si l'on considère que la concentration en nitrates de la solution du sol dans l'horizon 180-210 cm est celle de la solution du sol qui percole, soit 21,2 et 46,2 mg N-NO₃⁻. l⁻¹ sous les parcelles témoin et épandue, les transferts en azote nitrique vers les horizons plus profonds auraient été respectivement de 5,9 et 4,5 kg N ha⁻¹ pour la période d'étude considérée.

Il apparaît donc qu'au cours de cette période de 10 mois, les transferts de nitrates vers la nappe ont été très faibles, conséquence du faible niveau d'humidité du sol au départ de l'étude, et de la pluviométrie inférieure à la moyenne pendant cette même période.

Dénitrification

Le tableau 5 regroupe les résultats des mesures effectuées sur les cylindres de sols prélevés en juin, 7 mois après l'épandage, et placés en conditions contrôlées d'humidité et de teneur en nitrates. Ces Vitesses Potentielles de Dénitrification (VPD), établies en conditions d'humidité favorable⁽⁵⁾ et de teneurs en nitrates non limitantes, sont dans l'horizon 0 - 20 cm, de 13,5 kg N ha⁻¹ j⁻¹ dans le sol témoin et de 20,5 kg N ha⁻¹ j⁻¹ dans le sol issu de la parcelle épandue. Ces valeurs ont été obtenues sur des cylindres de sol dont l'indice de saturation en eau, exprimé par la PPOE, était égal en moyenne à 71,8 et 73,5 % respectivement. Ces valeurs de PPOE mesurées après une immersion complète du sol et 12 heures de ressuyage, sont toutefois éloignées de la saturation complète et soulignent la capacité de ressuyage élevée de ce type de sol. Elles per-

Tableau 4 - Simulation des flux d'eau vers le sous-sol des parcelles témoin et traitée.

Table 4 - Water flux simulation through the control soil and the treated soil.

Période	Pluviométrie (mm)	ETR estimée (mm)	Var. Stock d'eau P. témoin	sur 2,10 m (mm) P. traitée	Flux Net d'eau (mm)	
					P. témoin	P. traitée
Cas n° 1 : ETR = ETP						
11/10 - 09/04	227,5	112,8	(+) 115,17	(+) 133,25	-0,47	-18,55
10/04 - 31/07	243,5	346,8	(-) 14,81	(-) 6,82	-88,49	-96,48
11/10 - 31/07	471,0	459,6	(+) 100,36	(+) 126,40	-88,96	-115
Cas n° 2 : ETR = 0.75 ETP						
11/10 - 09/04	227,5	84,6	(+) 115,17	(+) 133,25	27,73	9,65
10/04 - 31/07	243,5	260,1	(-) 14,81	(-) 6,82	-1,79	-9,78
11/10 - 31/07	471,0	344,7	(+) 100,36	(+) 126,40	25,94	-0,1

ETR : EvapoTranspiration Réelle

ETP : Evapo Transpiration Potentielle

(5) l'activité ainsi mesurée demeure dépendante du niveau d'humidité atteint par le sol ; cette valeur sert cependant de base d'estimation de la dénitrification dans des modèles de prévision (Hénault et Germon, à paraître) et peut être comparée à une activité théorique estimée pour un sol à saturation complète en eau.

mettent cependant d'affirmer que les mesures de VPD ont été effectuées en conditions favorables au fonctionnement de la dénitrification qui se manifeste en général pour des PPOE supérieures à 60 % et croît alors de façon exponentielle jusqu'à une PPOE de 100 % (Grundmann et Rolston, 1987).

Ces valeurs d'activité potentielle sont des valeurs intermédiaires dans la gamme de celles observées par notre laboratoire sur d'autres sols placés dans des conditions similaires d'apports d'eau et de nitrates. Hénault (1993) a mesuré une VPD moyenne de $4,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ sur un sol limoneux dont la PPOE était supérieure à 80 %. Avec Trolard et al, (à paraître) nous avons observé des valeurs de VPD dépassant $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ dans des sols riches en matière organique et dont l'humidification avait permis d'atteindre des taux de saturation proches de 100 %. Dans le cas présent, le niveau des valeurs obtenues indique que, même en absence d'épandage, l'horizon de surface de ce sol présente une aptitude élevée à la dénitrification, qui doit s'exprimer dès que les conditions favorables de température, d'humidité et de teneurs en nitrates sont rassemblées. Par ailleurs, l'activité potentielle plus élevée dans la parcelle d'épandage laisse penser que l'apport d'eaux résiduaires peut exercer encore un effet stimulant plus de 7 mois après l'épandage.

Les vitesses potentielles mesurées sur les horizons 20-40 cm (tableau 5) sont bien inférieures à celles obtenues sur le premier horizon, représentant environ 7 % de celles-ci, pour les parcelles témoin et épandue. Ces valeurs ne sont cependant pas nulles et pourraient se traduire par des pertes en azote significatives au cours de l'année dans la mesure où cet horizon est souvent plus humide que l'horizon de surface et a une porosité plus faible. Les mesures ont aussi souligné la difficulté de saturer ces horizons dont la PPOE pendant la mesure n'était que de 70,4 % pour la parcelle témoin et 63,5 % pour la parcelle épandue, illustrant également la forte capacité de ressuyage de ces horizons.

Une forte activité dénitrifiante réelle - mesurée sur des cylindres de sol non remanié incubant à 20 °C au laboratoire, dans les conditions d'humidité et de teneurs en nitrates du terrain lors du prélèvement - a été détectée dans les jours qui ont suivi l'épandage. Sur ces cylindres prélevés le 05/11/96 (4 jours après l'apport d'eau résiduaire, délai nécessaire pour permettre d'entrer sur le terrain après ressuyage du sol), des mesures ont été effectuées à 5 dates dans la semaine qui a suivi, soit 5, 6, 7, 8 et 11 jours après épandage. L'activité dénitrifiante maximum a été observée le premier jour des mesures et s'élevait à $3136 \text{ g N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. Elle a ensuite diminué progressivement jusqu'à $442 \text{ g N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$, 11 jours après épandage (figure 7). Une interpolation linéaire sur ces 7 jours de mesure a permis d'estimer sur cette période une perte d'azote par dénitrification de $10,3 \text{ kg N ha}^{-1}$ dans les conditions de température du laboratoire. Cependant, l'allure de la cinétique obtenue conduit à s'interroger sur la date et le niveau du pic d'activité maximale qui peut être le pic mesuré ou se situer entre la date d'épandage et le premier jour de mesure. La manifestation rapide du phénomène de dénitrification après un événement pluvieux, généralement entre 24 et 48 heures, laisse penser que cette seconde hypothèse est plausible et que par conséquent l'estimation fournie sous-estime les pertes réelles.

Les mesures effectuées à différentes dates après épandage (tableau 6) montrent que dans l'ensemble l'activité dénitrifiante est supérieure dans la parcelle traitée avec l'eau résiduaire, sauf à la date du 10 avril où le sol était particulièrement sec et la dénitrification très faible. Cette augmentation d'activité peut être la conséquence de l'excédent d'azote minéral dans la parcelle d'épandage ou d'un effet résiduel de l'apport de matière organique, influençant la vitesse potentielle de dénitrification par le biais du carbone disponible ou la taille de la biomasse dénitrifiante.

Les activités dénitrifiantes réelles sont toujours apparues très inférieures aux activités potentielles du sol, même 4 jours

Tableau 5 - Vitesses Potentielles de Dénitrification (V.P.D.), Part de la Porosité Occupée par de l'Eau (P.P.O.E.) et concentrations en nitrates après apport d'une solution de KNO_3 à 600 mg N l^{-1}

Table 5 - Potential denitrification rates, Water Filled Pore Space, and nitrate concentrations after applying of a nitrate solution (KNO_3 at 600 mg N l^{-1})

	PARCELLE TEMOIN		PARCELLE TRAITEE	
	0-20 cm	20-40 cm	0-20 cm	20-40 cm
V.P.D. ($\text{kg N/ha}^{-1}/\text{j}^{-1}$)	13,5 (0,80)	0,91 (1,06)	20,5 (1,09)	1,4 (1,01)
P.P.O.E. (%)	71,8	70,4	73,5	63,5
NO_3^- (mg N/kg^{-1} sol sec)	44,34	52,92	63,43	73,62

(...) : Coefficient de variation

après épandage, alors que le premier horizon de sol avait été humidifié par les eaux résiduaires. Néanmoins, sur la parcelle expérimentale, le taux de saturation en eau du sol est toujours resté relativement faible, (figure 8) et la concentration en nitrates bien inférieure à celle utilisée lors de la mesure de la vitesse potentielle de dénitrification (10 mg N kg⁻¹ de sol et environ 60 mg N kg⁻¹ de sol respectivement).

Les mesures effectuées sur les cylindres de sol prélevés en profondeur et incubés en l'état ont permis de détecter des activités réelles de dénitrification dans l'horizon 20-40 cm de 56 g N ha⁻¹ j⁻¹ quelques jours après l'épandage et dans ce cas très inférieures (< 2 %) à l'activité réelle mesurée sur l'horizon 0 - 20 cm, et de 145 g N ha⁻¹ j⁻¹, 102 jours après l'épandage se rapprochant alors de l'activité réelle mesurée sur l'horizon

0 - 20 cm (> 30 %). Ces résultats suggèrent que la tranche 20 - 40 cm de sol pourrait avoir une activité de dénitrification significative par rapport à celle observée sur 0 - 20 cm, sans doute moins intense mais aussi moins ponctuelle, l'humidité y étant moins fluctuante. Dans les horizons plus profonds, l'activité réelle de dénitrification est apparue très faible, avec une valeur maximale observée de quelques dizaines de grammes, et ceci sur l'horizon 60 - 80 cm 160 jours après épandage.

CONCLUSIONS

Ces travaux sur le devenir de l'azote dans le sol des eaux

Figure 7 - Evolution de l'activité dénitrifiante (g N-N₂O/ha⁻¹/j⁻¹) les jours suivant l'épandage, mesurée en laboratoire à 20 °C sur cylindres de sol non remaniés prélevés sur 0-20 cm.

Figure 7 - Denitrification rates evolution (g N-N₂O/ha⁻¹/j⁻¹) measured the days following the spreading, at 20 °C, on undisturbed soil cores sampled from the 0-20 cm depth.

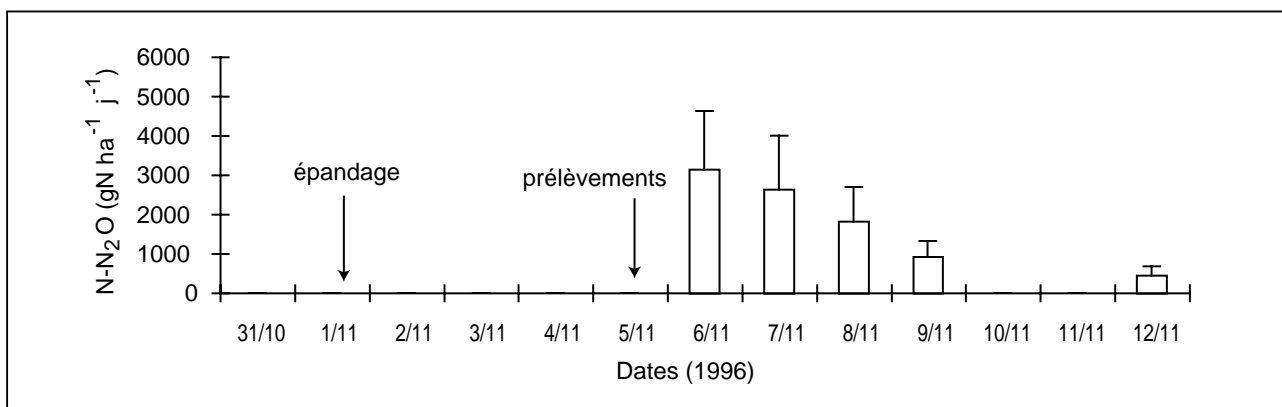


Tableau 6 -
Activités dénitrifiantes
(g N ha⁻¹ j⁻¹) mesurées sur
cylindres de sol non remaniés, à
20 °C.

Table 6 - Denitrification rates
(g N ha⁻¹ j⁻¹) measured on
undisturbed soil cores at 20°C.

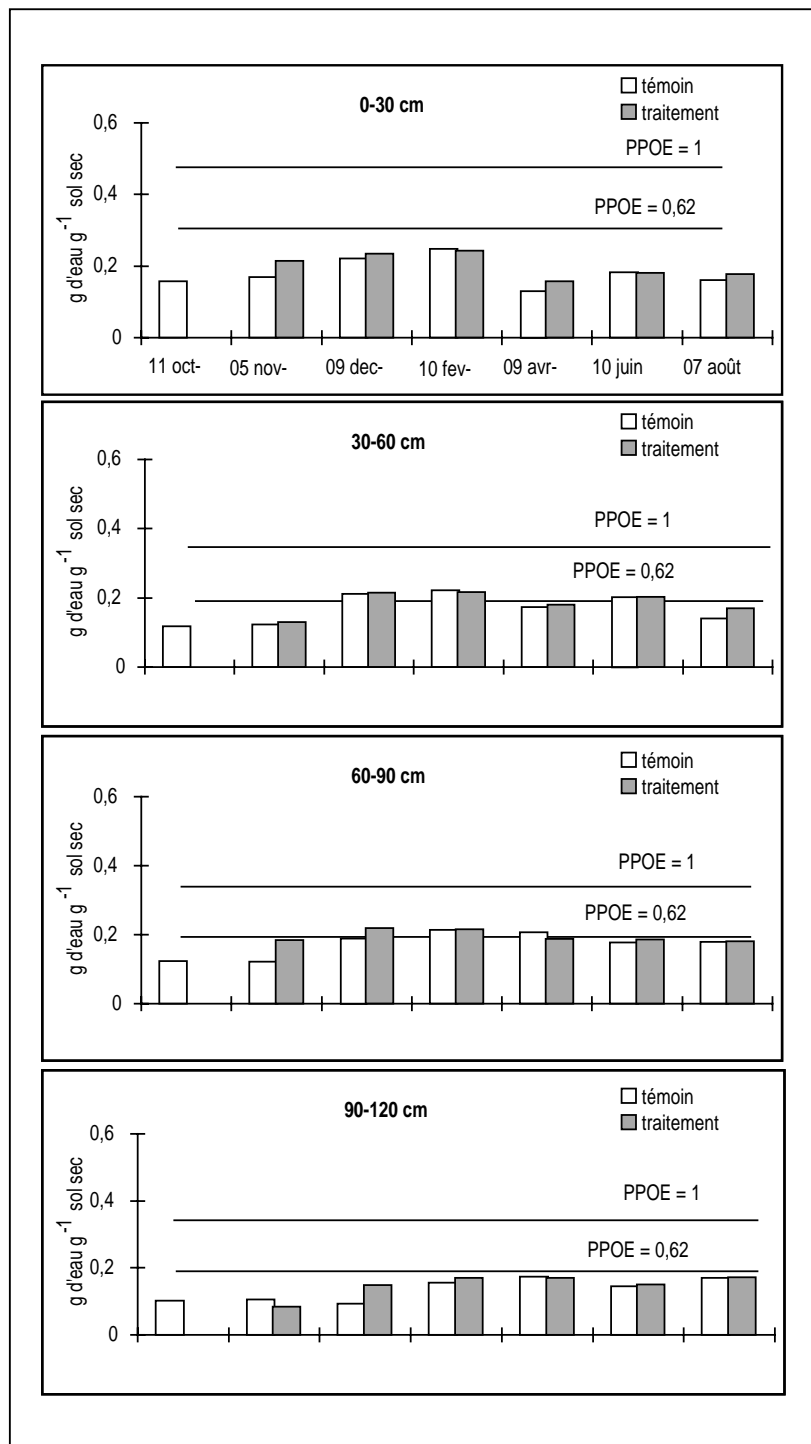
		PARCELLE TEMOIN	PARCELLE TRAITEE
05/11/1996 (+ 4 jours)	0-20 cm	n. d. ⁽¹⁾	3136,0 ^(0,69) ⁽²⁾
	20-40 cm	n. d.	56,0 ^(0,33)
11/02/97 (+ 102 jours)	0-20 cm	239,0 ^(0,86)	445,0 ^(0,15)
	20-40 cm	56,0 ^(0,30)	143,5 ^(0,29)
10/04/97 (+160 jours)	0-20 cm	16,5 ^(0,06)	9,0 ^(0,39)
	20-40 cm	4,9 ^(0,59)	6,5 ^(0,05)
	40-60 cm	7,6 ^(0,18)	6,0 ^(0,11)
	60-80 cm	4,9 ^(0,16)	57,1 ^(0,50)
11/06/97 (+222 jours)	0-20 cm	153,7 ^(0,59)	234,1 ^(0,78)
	20-40 cm	5,1 ^(0,08)	23,0 ^(0,21)

(1) : valeur non déterminée

(2) : coefficient de variation.

Figure 8 - Humidités moyennes des quatre premiers horizons de sol dans les parcelles témoin et traitée au cours de l'année suivant l'épandage comparées aux deux niveaux de PPOE correspondant aux limites d'activité de dénitrification.

Figure 8 - Average moistures at four depths in a control soil and a treated soil during the year after spreading in comparison with the levels of WFPS corresponding to limits for denitrifying activity.



résiduaires de féculerie permettent de conclure sur plusieurs points importants pour la gestion de ces effluents :

L'étude en laboratoire des cinétiques de minéralisation de l'azote et du carbone confirme la haute biodégradabilité de la matière organique de ces effluents et le niveau d'assimilabilité de l'azote épandu; le taux de minéralisation de 62 % de l'azote organique transformé en nitrates à 20 °C en quelques mois est en parfait accord avec les données établies par Dutil et Muller (1979) et suggère fortement que ce taux peut être généralisé à ce type d'effluent. Le choix du modèle de minéralisation à deux compartiments est aussi confirmé : le premier compartiment minéralise et nitrifie très rapidement, en un temps de l'ordre de la semaine à 20 °C, et le second un peu plus lentement, l'ensemble des deux compartiments étant totalement nitrifiés en 3 mois à cette même température. La cinétique de minéralisation du carbone confirme que ces effluents ne laissent pratiquement pas de matière organique résiduelle dans le sol et qu'ils sont un substrat très facilement utilisable par la microflore du sol et vraisemblablement par la microflore dénitrifiante.

Le suivi in situ de la dynamique de l'azote est en accord avec les observations de laboratoire sur la grande rapidité de la minéralisation des eaux résiduaires; un supplément d'azote minéral de 90 kg ha⁻¹ a été observé dans la parcelle traitée 4 jours après épandage et de 240 kg Nmin ha⁻¹ au mois d'avril correspondant alors à 58 % de l'azote total apporté. Dans les conditions climatiques de l'année 1996-97, et sur la base d'une ETR variant entre 75 et 100 % de l'ETP, le transfert de cet azote minéral en profondeur est apparu faible, les fuites en dessous du profil étudié ne devant pas excéder quelques kg ha⁻¹. Ce stock d'azote minéral diminue très fortement au cours du développement de la végétation, et de manière plus prononcée sous le champ d'épandage que sous le sol non traité. Au milieu de l'été, il n'est plus que de 100 kg ha⁻¹ alors que la parcelle témoin n'a reçu aucune fertilisation minérale. L'explication de cette

diminution du stock d'azote minéral est à rechercher dans la mobilisation par la culture et dans la caractérisation d'autres éventuelles transformations au sein du sol, de type réorganisation ou dénitrification.

Au cours de cette étude la dénitrification s'est manifestée surtout dans l'horizon de sol directement influencé par l'apport d'eaux résiduaires, dans les jours qui ont suivi l'épandage. Il est vraisemblable que la non prise en compte des tout premiers jours a entraîné une sous estimation de ces pertes qui ont été évaluées à une dizaine de kg N ha⁻¹ sur une semaine. Par la suite elles sont apparues peu importantes et ont été limitées par la faible humidité du sol et le bas niveau du taux de saturation en eau tout au long de l'année : les différents horizons du sol ont donc été rarement placés en conditions d'anaérobiose favorables à la dénitrification biologique. Cependant les sols étudiés ont une capacité de dénitrification potentielle élevée dans l'horizon de surface, et encore importante dans l'horizon sous-jacent immédiat. Cela est vraisemblablement une caractéristique propre de ces sols qui peut être aussi la conséquence d'apports réguliers, une fois tous les trois ou quatre ans, de matière organique facilement biodégradable et de la création toute aussi régulière de conditions favorables au développement de la microflore dénitrifiante. Si la pluviométrie peut amener le niveau de la PPOE au delà de la valeur seuil de 60 %, l'activité dénitrifiante devrait alors être sensiblement plus importante au moins dans ces deux premiers horizons. La pluviométrie au cours de l'année 1996 et du premier semestre 1997 ayant été particulièrement faible, il est difficile de tirer des conclusions quantitatives de portée générale sur l'importance de la dénitrification dans le bilan azoté sous ce type d'épandage. Le niveau élevé de la capacité dénitrifiante potentielle, au moins dans les deux horizons de surface, conduit cependant à penser qu'il n'est pas illogique de rechercher dans ce mécanisme une explication aux relativement faibles teneurs en nitrates des eaux profondes sous ces zones d'épandage

REMERCIEMENTS

Ce travail a été supporté financièrement par les Établissements Roquette Frères, 62136 Lestrem. Les auteurs remercient Mr Xavier Devis (CMSE) et le personnel des Établissements Roquette pour leur aide technique lors de la

réalisation de ce travail.

BIBLIOGRAPHIE

- Addiscott T.M., Wagenet T.M., 1985 - Concepts of solute leaching in soils : a review of modeling approaches. *J. Soil Sci.*, 36, 411-424.
- Baugnet M., 1989 - Suivi à l'aide de traceurs isotopiques des évolutions du carbone et de l'azote dans deux sols après incorporation de résidus végétaux. ENITA, Dijon, 32 pp.
- Burns I.G., 1975 - An equation to predict the leaching of surface-applied nitrate. *J. Agric. Sci.*, 85, 443-454.
- Burns I.G., 1976 - Equations to predict the leaching of nitrate uniformly incorporated to a known depth or uniformly distributed throughout a soil profile. *J. Agric. Sci.*, 86, 305-313.
- Catroux G., Chaussod R., Nicolardot B., 1987 - Appréciation de la fourniture d'azote par le sol. *C.R. Séances Acad. Agric. Fr.*, 73, 71-79.
- Chaussod R., Nicolardot B., Catroux G., 1986 - Mesure en routine de la biomasse microbienne des sols par la méthode de fumigation au chloroforme. *Sci. Sol*, 2, 201-211.
- 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 (ed.) - Composting and compost quality assurance criteria. Commission of the european communities, EUR 14254, Bruxelles, pp 188-196.
- Chèneby D., Nicolardot B., Godden B., Penninckx M., 1994 - Mineralization of composted 15N-labelled farmyard manure during soil incubations. *Biol. Agric. Hortic.*, 10, 255-264.
- Dorich R.A., Nelson D.W., 1984 - Evaluation of manual cadmium reduction methods for determination of nitrate in potassium chloride extracts of soil. *Soil Sc. Soc. Am. J.*, 48, 72-75.
- Dutil P., Muller J.C., 1979 - L'épandage des eaux résiduaires des industries agricoles en champagne crayeuse. *C.R. Séances Acad. Agric. Fr.*, 989-1005.
- Grundmann G.L., Rolston D.E., 1987 - A water function approximation to degree of anaerobiosis associated with denitrification. *Soil Sci.*, 144, 437-441.
- Hébert M., Karam A., Parent L.E., 1991 - Mineralization of nitrogen and carbon in soils amended with composted manure. *Biol. Agric. Hortic.*, 7, 349-361.
- Hénault C., 1993 - Quantification de la dénitrification dans les sols à l'échelle de la parcelle cultivée, à l'aide d'un modèle prévisionnel. Thèse, ENSA Montpellier, 108 p.
- Hsieh Y.P., Douglas L.A., Motto H.L., 1981 - Modeling sewage sludge decomposition in soil. I. Organic carbon transformation. *J. Environ. Qual.*, 10, 54-59.
- Inubushi K., Wada H., Takai Y., 1985 - Easily decomposable organic matter in paddy soil. VI. Kinetics of nitrogen mineralization in submerged soils. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 31, 563-572.
- Jenkinson D.S., 1966 - The priming action. The use of isotopes in soil organic matter studies. Pergamon Oxford, 199-208.
- Lefèvre G., 1974 - Deux années d'observations sur l'épandage par aspersion d'eaux résiduaires de féculerie sur sol de limon. *Ann., Agron.*, 25, 267-287.
- Levi-Minzi R., Riffaldi R., Saviozzi A., 1990 - Carbon mineralization in soil amended with different organic materials. *Agric. Ecosystems Environ.*, 31, 325-335.
- Linn D.M., Doran J.W., 1984 - Aerobic and anaerobic microbial activity in no-till and plowed soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 45, 794-799.
- Muller J., 1974 - Epandage des eaux de féculerie par aéroaspersion, étude de leur composition, incidences sur le sol et sur les eaux de la nappe.

- Ann. Agron., 25, 289-306.
- Muller J.C., 1977 - Minéralisation en sol de craie de l'azote organique des eaux résiduaires de féculerie. Ann. Agron., 28, 95-111.
- Muller J., Ledain Ch., 1992 - Epandage des eaux résiduaires des industries alimentaires et agricoles et valorisation agronomique en Champagne-Ardenne : évolution des idées et solutions techniques. Ind. aliment. agric., 109, 531-536.
- Nicolardot B., 1988 - Evolution du niveau de biomasse microbienne du sol au cours d'une incubation de longue durée : relation avec la minéralisation du carbone et de l'azote organique. Rev. Ecol. Biol. Sol., 25, 287-304.
- Reddy K.R., Rao P.S.C., Jessup R.E., 1982 - The effect of carbon mineralization on denitrification kinetics in mineral and organic soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 46, 62-68.
- Smith J.H., 1976 - Treatment of potato processing waste water on agricultural land. J. Environ. Qual., 5, 113-116.
- Smith J.H., 1986 - Decomposition of potato wastes in soil. J. Environ. Qual., 15, 13-16.
- Smith J.H., Gilbert R.G. and Miller J.B., 1976 - Redox potentials and denitrification in a cropped potato processing waste water disposal field. J. Environ. Qual., 5, 397-399.
- Smith J.H., Hayden C.W., 1984 - Nitrogen availability from potato-processing wastewater for growing corn. J. Environ. Qual., 13, 151-156.
- 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.
- Trolard F., Hénault C., Bidois J., Bourrié G., Germon J.C., Durand P., Rismondo L., 199..., Pouvoir dénitrifiant de sols sous agriculture intensive en Bretagne ; à paraître.
- Yadvinder-Singh, Bijay-Singh, Maskina M.S., Meelu O.P., 1988 - Effect of organic manures, crop residues and green manure (*Sesbania aculeata*) on

PUBLICATIONS ET DOCUMENTS PUBLIÉS PAR L'AFES

REVUES

SCIENCE DU SOL

Revue scientifique publiée de 1952 à 1993.

Elle comporte 300 à 400 pages par an. Un index est présenté tous les ans dans le quatrième numéro.

A cessé de paraître fin 1993. Certains numéros disponibles.

LA LETTRE DE L'ASSOCIATION

Publiée quatre fois par an, ce journal annonce les nouvelles de l'association, les réunions nationales et internationales; il donne des critiques d'ouvrages, de thèses, de la documentation, etc.

La Lettre est envoyée à chaque adhérent de l'association : elle accompagne l'adhésion.

Rédacteur en chef : J.P. Rossignol, ENITH, Angers.

ÉTUDE ET GESTION DES SOLS

Nouvelle revue trimestrielle, francophone traitant de la connaissance et de l'usage des sols; création en juillet 1994.

Rédacteur en chef : M. Jamagne.

Secrétariat de rédaction : Micheline Eimberck et J.P. Rossignol.

Le Comité Éditorial est composé de trente membres de France et de pays francophones.

OUVRAGES

LE LIVRE JUBILAIRE (1984)

point sur les acquis récents en matière de science du sol et de pédologie.

FONCTIONNEMENT HYDRIQUE ET COMPORTEMENT DU SOL (1984)

PODZOLS ET PODZOLISATION

par D. Righi et A. Chauvel : ouvrage publié en coédition par l'AFES et l'INRA, avec le concours du CNRS, de l'ORSTOM, et de la région Poitou-Charentes.

MICROMORPHOLOGIE DES SOLS/SOIL MICROMORPHOLOGY

par N. Fédoroff, L.M. Bresson, Marie Agnès Courty, publié par l'AFES avec le concours du CNRS, de l'INAPG, de l'INRA, du Ministère de l'Environnement et de l'ORSTOM.

CARTE MONDIALE DES SOLS ET SA LÉGENDE présentée sous forme de deux diapositives.

LE RÉFÉRENTIEL PÉDOLOGIQUE

principaux sols d'Europe, deuxième édition 1995. Ouvrage collectif publié par l'AFES et l'INRA.

SYNTHÈSE NATIONALE DES ANALYSES DE TERRE : PÉRIODE 1990-1994

par C. Walter, C. Schvartz, B. Claudot, P. Arousseau et T. Bouedo, avec le concours du Ministère de l'Agriculture et de la Pêche.