



HAL
open science

Contribution à l'étude de la biomasse microbienne des sols à l'aide de micro-organismes marqués au carbone 14 et à l'azote 15

Bernard Nicolardot

► **To cite this version:**

Bernard Nicolardot. Contribution à l'étude de la biomasse microbienne des sols à l'aide de micro-organismes marqués au carbone 14 et à l'azote 15. Science des sols. Université Claude Bernard Lyon 1, 1983. Français. NNT: . tel-02924067

HAL Id: tel-02924067

<https://hal.science/tel-02924067v1>

Submitted on 27 Aug 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THÈSE

présentée devant

I'UNIVERSITE CLAUDE BERNARD-LYON I
et
I'ECOLE NATIONALE VETERINAIRE DE LYON

pour obtenir

le Diplôme de Docteur-Ingénieur en Microbiologie

par

Bernard Nicolardot

**Contribution à l'étude de la
biomasse microbienne des sols
à l'aide de micro-organismes marqués
au carbone 14 et à l'azote 15**

Soutenue le 19 décembre 1983
devant la Commission d'Examen

JURY

MM.	R. BARDIN	Président
	P. BOTTNER] Examineurs
	R. CALVET	
	G. CATROUX	
	G. GUIRAUD	



UNIVERSITE CLAUDE BERNARD - LYON I

Président honoraire : M. le Professeur J. BOIDIN

Administrateur Provisoire : M. le Professeur C. DUPUY

Administrateur Provisoire Adjoint : M. le Professeur J. CHANEL

Administrateur Provisoire Adjoint : M. le Professeur R. MORNEX

Secrétaire Général de l'Université : M. F. MARIANI

U.E.R. de Médecine GRANGE-BLANCHE : M. le Pr. Paul ZECH
U.E.R. de Médecine ALEXIS CARREL : M. le Pr. René MORNEX
U.E.R. de Médecine LYON NORD : Mme le Pr. PINET
U.E.R. de Médecine LYON SUD : M. le Pr. Jean NORMAND
U.E.R. Faculté de Pharmacie : M. le Pr. C.A. BIZOLLON
U.E.R. des Techniques de Réadaptation : M. le Pr. EYSETTE
U.E.R. de Biologie Humaine : M. J.P. REVILLARD, MCA
U.E.R. E.P.S. : M. Albert MILLON, Pr. d'E.P.S.
U.E.R. Faculté d'Odontologie : M. le Pr. Jean LABE
U.E.R. de Mathématiques : M. René REDON, M.A.
U.E.R. de Physique : M. le Pr. Robert UZAN
U.E.R. de Chimie et Biochimie : Mme Annick VARAGNAT, M.A.
U.E.R. des Sciences de la Nature : M. le Pr. ELMI
U.E.R. des Sciences Physiologiques ... : Mme le Pr. J.F. WORBE
U.E.R. de Physique Nucléaire : M. le Pr. E. ELBAZ
I.U.T. I : M. le Pr. J. GIELLY
I.U.T. II : M. le Pr. P. MICHEL
Observatoire de Lyon : M. le Pr. BERGEAT
U.E.R. de Mécanique : M. le Pr. BATAILLE



" Though much methodical work has still to be done, the principle of tagging the working soil microflora and treating it as a unit will probably be of great value in applied soil microbiology and biochemistry. "

S.L. JANSSON (1960)



R E S U M E

La minéralisation de matériel microbien (cellules d'*Aspergillus flavus*) marqué au carbone 14 et à l'azote 15 et de quatre rapports carbone/azote (5,1 à 12,7) a été suivie dans trois types de sols au cours d'une incubation de 28 jours à 28°C. Cette décomposition a été enregistrée dans les sols traités ou non par des vapeurs de chloroforme selon une technique voisine de celle décrite par JENKINSON et POWLSON, en vue de déterminer les coefficients de minéralisation (matériel microbien minéralisé / matériel microbien apporté) du carbone (coefficient K_C) et de l'azote (coefficient K_N).

Quel que soit le traitement, la minéralisation du carbone microbien s'effectue très rapidement, 80 % en moyenne du $^{14}\text{C-CO}_2$ produit pendant l'incubation étant dégagés pendant la première semaine. Si le rapport C/N des matériaux microbiens semble peu influencer la valeur des coefficients de minéralisation dans les sols fumigés, l'influence du type de sol est relativement complexe. Quant à la fumigation au chloroforme, elle entraîne systématiquement une baisse des coefficients de minéralisation par rapport à ceux obtenus dans les sols non traités. Globalement, les valeurs de K_C calculées à 7 jours pour les sols fumigés sont comprises entre 0,36 et 0,43. Par ailleurs, l'apport de carbone microbien dans les sols semble peu modifier la dynamique de minéralisation du carbone natif du sol dans l'ensemble des traitements.

La plus grande partie de l'azote microbien introduit est également minéralisée pendant les 7 premiers jours, toutefois les vitesses relatives de minéralisation sont largement influencées par le type de matériel et le traitement au chloroforme. D'un autre côté, la fumigation du sol au chloroforme entraîne un blocage complet de la nitrification.

Les coefficients de minéralisation de l'azote microbien, s'ils sont fonctions du type de sol, varient notamment avec le contenu en azote des matériaux apportés. Les valeurs obtenues sont systématiquement supérieures dans les sols fumigés par rapport aux sols non traités. En définitive, les valeurs de K_N calculées à 7 jours pour les sols fumigés sont comprises entre 0,22 et 0,47. Enfin, l'apport de matériel microbien modifie la dynamique de minéralisation de l'azote organique natif en provoquant un " priming effect " essentiellement fonction de la composition du matériel introduit.

Les valeurs de K_C et K_N calculées ici, permettent d'estimer la biomasse microbienne des trois sols à l'aide de la méthode proposée par JENKINSON et POWLSON : ainsi, le C-biomasse et N-biomasse des sols étudiés représentent respectivement 1 à 3 % du carbone organique et 2 à 6 % de l'azote organique total.

MOTS CLES (1) : Biomasse microbienne - Sol cultivé - *Aspergillus flavus* - marquage isotopique - carbone - azote - minéralisation - fumigation.

(1) Lexique Pascal 1982 (Sciences exactes et technologie - Science de la vie).



AVANT-PROPOS

Avant d'exposer ici les résultats acquis au cours de ces deux dernières années, je souhaiterais exprimer toute ma gratitude à tous ceux qui durant cette période, par leurs conseils ou par leur aide matérielle ou morale, ont permis la réalisation de cette thèse.

Je tiens tout d'abord à remercier les membres du jury qui ont accepté de consacrer une partie de leur temps au jugement de mon travail et qui m'ont apporté leurs critiques et suggestions lors de la rédaction de ce document :

- René BARDIN, Professeur à l'Université Claude Bernard de Lyon (Laboratoire de Biologie du Sol)
- Pierre BOTTNER, Maître de Recherches au Centre d'Etudes Phytosociologiques et Ecologiques (C.N.R.S., Montpellier)
- Raoul CALVET, Directeur du Laboratoire de Recherche de Physico-chimie et Science du Sol (INA-PG, Thiverval-Grignon)
- Gérard CATROUX, Directeur du Laboratoire de Microbiologie des Sols (I.N.R.A., Dijon)
- Gérard GUIRAUD, Chercheur au Service de Radioagronomie (C.E.N., Cadarache).

L'occasion m'est également donnée de remercier ici tous ceux, dont la collaboration étroite et précieuse a permis l'aboutissement de ce travail :

- Mes collègues du Laboratoire de Microbiologie des Sols (I.N.R.A., Dijon) et en particulier, Gérard CATROUX, Rémi CHAUSSOD, Marie-Christine BREUIL, Catherine SANCHEZ, Monique ANDRE, Lucienne RIVIERE.
- Mes collègues du Service de Radioagronomie (C.E.N., Cadarache) où la majeure partie de ce travail a été effectuée, et en particulier, Louis SAINT LEBE, Gérard GUIRAUD, Christine MAROL, Jean-Claude FARDEAU, Jean-Marie HETIER, toute la sympathique équipe de la table ronde.

Enfin, que ceux, qui de façon très discrète m'ont apporté conseils ou encouragements, trouvent ici l'expression de mon amitié la plus sincère.

SOMMAIRE

	Page
INTRODUCTION	1
<u>Première Partie : MATERIELS ET METHODES</u>	
1. LES SOLS	10
2. MATERIEL MICROBIEN MARQUE AU CARBONE 14 ET A L'AZOTE 15	10
2.1. Objectifs	10
2.2. Production de matériel microbien marqué au carbone 14 et à l'azote 15	12
2.3. Analyse chimique et isotopique des matériaux microbiens	14
- Teneur en carbone	14
- Teneur en azote	14
* Azote total	
* Azote minéral	
3. PREINCUBATION DES SOLS	18
4. TRAITEMENTS	18
5. INCUBATIONS	20
6. PRELEVEMENTS	22
7. ANALYSES CHIMIQUES ET ISOTOPIQUES	23
7.1. Mesure de carbone	23
- C-CO ₂ total	23
- Activité spécifique du CO ₂ total dégagé	23
- Mesure de la radioactivité résiduelle contenu dans le sol	23
7.2. Dosage d'azote	23
- Dosage des formes minérales NH ₄ ⁺ et NO ₃ ⁻	23
- Dosage de l'azote total du sol	24
- Mesure de l'enrichissement isotopique	24



Deuxième Partie : RESULTATS EXPERIMENTAUX - DISCUSSION

1.	EVOLUTION DU CARBONE	26
1.1.	Evolution globale du carbone des sols	26
	- Dégagement total de C-CO ₂	28
	- Biomasse microbienne des sols	28
	- Activité respiratoire de la microflore des sols	30
1.2.	Evolution du carbone marqué	30
1.2.1.	Dégagement de C-CO ₂ marqué	30
	- Coefficients de minéralisation	34
	- Cinétiques de minéralisation	36
	- Activités spécifiques	38
1.2.2.	Bilan Carbone-14	38
1.3.	Evolution du carbone organique natif des sols	40
	- Dégagement de C-CO ₂ non marqué	40
	- " Priming effect "	43
1.4.	Discussion - Conclusion	44
	- Evolution globale du carbone	44
	- " Priming effect "	45
	- " Cinétiques d'évolution du carbone microbien introduit	45
	- Coefficients de minéralisation du carbone microbien introduit	46
	- Valeurs des coefficients K _C	48
2.	EVOLUTION DE L'AZOTE	52
2.1.	Minéralisation globale de l'azote	52
	- Quantités totales d'azote minéral	52
	- Activité minéralisatrice de la microflore des sols	58
2.2.	Evolution de l'azote microbien introduit	58
2.2.1.	Minéralisation de l'azote organique marqué	58
	- Excès isotopiques	58
	- coefficients de minéralisation	59
	- Cinétiques de minéralisation	68
2.2.2.	Bilan Azote 15	72



III

	Page
2.3. Evolution de l'azote organique natif des sols	72
2.4. Discussion - Conclusion	78
- Minéralisation globale de l'azote	78
- " Priming effect "	79
- Cinétique d'évolution de l'azote microbien introduit	82
- Coefficients de minéralisation de l'azote microbien introduit	82
- Valeurs du coefficient K_N	84
- Calcul du N-biomasse des sols étudiés	86
 RESUME - CONCLUSIONS	 89
 ANNEXES (RESULTATS EXPERIMENTAUX)	
1. Evolution du carbone dans le sol de Dijon	97
2. Evolution du carbone dans le sol de Bressey	97
3. Evolution du carbone dans le sol de Saulieu	98
4. Evolution de l'azote dans le sol de Dijon	99
5. Evolution de l'azote dans le sol de Bressey	100
6. Evolution de l'azote dans le sol de Saulieu	102
7. Minéralisation du matériel microbien à C/N de 5,1 dans le sol de Dijon fumigé	103
 BIBLIOGRAPHIE	 104
 GLOSSAIRE	 116



I N T R O D U C T I O N

L'étude des flux d'énergie et d'éléments dans le sol (*cycles biogéochimiques*) répond à des préoccupations liées à la production agricole (importance de la matière organique, fertilisation ...) ou liées à l'environnement (conservation des sols, " pollutions " ...). La connaissance des cycles biogéochimiques des éléments majeurs (C, N, P, S) du sol a permis l'élaboration de *modèles mathématiques* de connaissance ou prévisionnels. Ceux-ci tentent de décrire soit le devenir global d'un ou de plusieurs de ces éléments (FRISSEL et VAN VEEN, 1978 ; SMITH, 1979 ; VAN VEEN et FRISSEL, 1980), soit des processus de transformation plus restreints : cycle interne de l'azote (JANSSON, 1958) ou minéralisation-réorganisation de l'azote (PARNAS, 1975) par exemple. Toutes ces représentations mettent l'accent sur la *nature biologique* de la plus grande partie des transformations qui affectent l'évolution des éléments majeurs dans le sol. Ainsi, la majorité des processus intervenant dans les cycles du carbone et de l'azote est sous contrôle microbien.

En réalité, la microflore du sol intervient dans ces cycles de deux façons :

- Elle joue tout d'abord le rôle de *transformateur* (CAMPBELL et LEES, 1967 ; FENCHEL et BLACKBURN, 1979). Capable d'élaborer des substances organiques à partir d'éléments minéraux (immobilisation) (WEBLEY et JONES, 1971), elle participe à la synthèse de la matière organique du sol (MARTIN et HAIDER, 1977 ; HAIDER et al, 1975). A l'inverse, la dégradation de substances organiques (minéralisation) permet la libération d'éléments sous forme minérale (CHICHESTER et al, 1975 ; LADD et al, 1977 ; YONEYAMA et YOSHIDA, 1977) qui peuvent contribuer à la nutrition minérale de la plante (VERSTRAETE et VOETS, 1976 ; MARY, 1978).

- La microflore peut ensuite être considérée comme un *compartiment ou réservoir d'éléments*. En effet, la microflore représente

en moyenne 1 à 4 % du carbone organique et 4 à 10 % de l'azote organique du sol (WEBLEY et JONES, 1971 ; WOLDENDORP, 1981). Ce compartiment est soumis à des variations (CAMPBELL et BIEDERBECK, 1976) dont l'origine peut être due à des modifications physiques du milieu (AHMAD et al, 1973 ; HAYASHI et HARADA, 1969) ou nutritionnelles (SHIELDS et al, 1974 ; ADAMS et LAUGHLIN, 1981) ou même aux effets provoqués par les systèmes et pratiques culturales (AYANABA et al, 1976 ; ANDERSON et DOMSCH, 1980 ; LYNCH et PANTING, 1980a, 1980b ; CARTER et RENNIE, 1982). Ce compartiment peut donc libérer des éléments minéraux dans le milieu (*fonction source d'éléments*) et contribuer à l'approvisionnement minéral des plantes (HECK, 1929 ; AMBROZOVA, 1979 ; MARUMOTO et al, 1982b ; LETHBRIDGE et DAVIDSON, 1983) ou au contraire réorganiser ces éléments dans les corps microbiens (*fonction puits d'éléments*) pendant une durée plus ou moins longue (DEBOSZ, 1980 ; KASSIM, 1980 ; CERRI et JENKINSON, 1981).

Cette approche compartimentale qui permet la mise en relation des processus tel que la minéralisation de l'azote avec les variations quantitatives de la microflore du sol (LAUDELOUT et LAMBERT, 1982) a aboutit à la notion de *biomasse microbienne*. Pondéralement peu importante, la biomasse microbienne du sol est un " pool organique " très actif où transite une grande partie des *flux d'énergie et d'éléments* (PAUL et VORONEY, 1980) et dont la vitesse de renouvellement (turn-over) est un élément essentiel à prendre en compte lors de l'étude de l'évolution de la matière organique ou la dynamique des éléments minéraux du sol (SHIELDS et al, 1973 ; Mc GILL et al, 1973 ; WAGNER, 1975 ; Mc GILL et al, 1975 ; JENKINSON, 1976a ; PAUL et Mc GILL, 1977 ; JENKINSON et RAYNER, 1977).

Le problème méthodologique majeur posé par l'analyse compartimentale des cycles biogéochimiques est l'évaluation de la taille du *compartiment microbien du sol* (Mc LAREN, 1973). Question posée à la

microbiologie des sols depuis une vingtaine d'années, l'estimation de la biomasse microbienne du sol a fait l'objet de nombreuses recherches qui ont été compilées récemment (PAUL et VAN VEEN, 1978 ; PAUL et VORONEY, 1980 ; JENKINSON et LADD, 1981 ; NICOLARDOT et al, 1982).

Quatre approches peuvent être envisagées pour quantifier le compartiment microbien :

- utilisation de *techniques de dénombrement* par voie directe (dénombrements par microscopie et estimation du biovolume puis calcul de biomasse) ou par voie indirecte (dénombrements sur milieux nutritifs).

- *dosage de composés spécifiques* de la matière vivante tels que les constituants des parois et des membranes cellulaires (acide muramique, lipopolysaccharides bactériens, hexosamines), les composés nucléiques (A.D.N., bases nucléiques) ou encore l'A.T.P.

- *mesure des activités de la microflore*, qu'elles soient enzymatiques (hydrolases, oxydoréductases, hydrolyse du diacétate de fluorescéine) ou respiratoires (tests de consommation de substrat en temps court).

- enfin, utilisation de *techniques biocidales* qui consistent à tuer la plus grande partie des micro-organismes du sol à l'aide de traitements xénobiotiques (produits chimiques, rayonnements) : Cette biomasse morte sert alors de substrat aux germes survivants ou à ceux apportés par ensemencement et, au cours de la minéralisation qui suit le traitement, des quantités de gaz carbonique et d'éléments minéraux proportionnelles à l'importance de la biomasse tuée sont libérées.

En définitive, certaines voies permettent l'accès plus ou moins direct à une biomasse pondérale (observations microscopiques, méthodes biocidales) alors que les autres mesurent une activité de tout ou partie de la microflore et sont difficilement traduisibles en termes de biomasse. Il apparaît donc que seule la dernière approche citée permet un accès relativement direct et aisé au compartiment microbien du sol (NICOLARDOT

et CHAUSSOD, 1982), de plus elle peut être couplée à l'utilisation de traceurs isotopiques rendue quasiment indispensable lors d'études dynamiques des flux d'éléments dans le sol (JANSSON, 1971 ; PAUL et VAN VEEN, 1978 ; BOTTNER et al, (1984).

La technique biocidale la plus couramment utilisée pour estimer la taille du compartiment microbien du sol est la méthode de fumigation au chloroforme (JENKINSON, 1966 ; JENKINSON et POWLSON, 1976b).

Cette méthode consiste à tuer les micro-organismes par exposition du sol à des vapeurs de chloroforme pendant une durée de 24 heures puis à incuber l'échantillon ainsi traité après l'avoir préalablement débarrassé de toute trace de ce produit et réensemencé. Par rapport à un témoin non traité, la fumigation provoque une phase de minéralisation très rapide (flush) de carbone et d'éléments minéraux (N, P, S) qui proviennent de la décomposition des cadavres microbiens. Dans le cas du carbone, par exemple, le flush de gaz carbonique produit est calculé en effectuant la différence entre le CO₂ libéré pendant les 10 premiers jours d'incubation par le sol fumigé et le CO₂ libéré entre 10 et 20 jours dans le sol témoin, la respiration de ce témoin étant plus ou moins perturbée pendant les 10 premiers jours d'incubation (JENKINSON et POWLSON, 1976b) ; ce flush serait proportionnel à la biomasse à un coefficient K_C près :

$$C - \text{Biomasse} = \frac{\text{Flush } C - \text{CO}_2}{K_C}$$

En réalité, cinq hypothèses sont à la base de cette technique (JENKINSON et LADD, 1981) :

- Le flush de décomposition provient de la minéralisation des corps microbiens tués lors de la fumigation et dont les matériaux sont utilisés par la microflore néoformée.

- la minéralisation des corps microbiens dans le sol témoin est négligeable par rapport à celle qui se produit dans le sol fumigé.

- la microflore du sol traité au chloroforme est pratiquement totalement tuée par la fumigation.

- la fumigation du sol au chloroforme ne modifie pas l'évolution de la matière organique non vivante du sol.

- les coefficients de proportionnalité K_C (K_N , K_P , K_S), entre les flushes de gaz carbonique ou d'éléments minéraux et la biomasse sont les mêmes pour tous les sols.

Si en première approximation, ces hypothèses de travail peuvent être acceptées telles quelles, elles méritent néanmoins d'être vérifiées et étudiées de façon plus fine. Ainsi la valeur du coefficient de proportionnalité K_C (K_N , K_P , K_S) ou coefficient de minéralisation de la biomasse, qui détermine l'accès à la biomasse microbienne, doit être incontestablement connue avec précision. C'est pourquoi il est nécessaire de connaître l'amplitude de ses variations éventuelles et les facteurs à l'origine de celles-ci.

Le calcul de la valeur du coefficient K_C a été réalisé par deux approches très différentes mais tout à fait complémentaires :

- l'une consiste à introduire dans le sol une quantité connue de micro-organismes et à suivre leur décomposition après fumigation du sol au chloroforme, le coefficient K_C étant égal au rapport carbone microbien minéralisé / carbone microbien apporté. JENKINSON (1966) utilisant une suspension de *Nitrosomonas europae* marquée au carbone 14 obtient pour K_C une valeur égale à 0,3. Introduisant 11 espèces microbiennes non marquées JENKINSON (1976b) propose alors 0,5. ANDERSON et DOMSCH (1978) à l'aide de 15 champignons et 12 bactéries marquées au carbone 14 calculent une valeur moyenne de 0,41 à 22° C, à partir de laquelle JENKINSON et LADD (1981) proposent finalement 0,45 à 25° C. De leur côté, NICOLARDOT et al (1984) montrent que le coefficient K_C s'il varie avec le type de micro-organisme est également différent d'un type de sol à un autre et ce, dans une fourchette de valeurs comprises entre 0,35 et 0,50.

De façon similaire, MARUMOTO et al (1982a) ont calculé le coefficient de proportionnalité (K_N) entre le flush d'azote minéral obtenu après fumigation et l'azote contenu dans la biomasse, après incorporation de micro-organismes marqués à l'azote 15. Ces techniques ont également été utilisées dans le cas du phosphore (K_P) (BROOKES et al, 1982 ; HEDLEY et STEWART, 1982) ou du soufre (K_S), (SAGGAR et al, 1981).

- l'autre approche utilise les traceurs (^{14}C et/ou ^{15}N) pour effectuer un marquage *in situ* (JANSSON, 1960), soit par apport de substrats simples tel que le glucose (BOTTNER, 1976), soit de matière organique d'origine végétale (SHIELDS et al, 1973 ; MNEIMNE, 1981 ; LADD et al, 1981). Les coefficients de proportionnalité sont ensuite estimés à partir de la proportion de traceur qui est minéralisée au cours de l'incubation qui suit une fumigation. PAUL et VORONEY (1980) ont ainsi proposé une valeur de 0,41 pour K_C . VORONEY (1979), MARUMOTO et al (1982), LADD et al (1981) ont estimé le coefficient K_N en rapport avec leurs conditions expérimentales.

Cette deuxième approche permet de produire des micro-organismes *in situ* dont les caractéristiques sont vraisemblablement assez proches des micro-organismes du sol. Il est toutefois probable qu'une partie seulement de la microflore, plus ou moins représentative, est marquée. De plus, une fraction plus ou moins importante du traceur peut être incorporée dans la matière organique non vivante (métabolites...). A l'inverse, lors de l'apport de micro-organismes dans le sol, les conditions expérimentales restent assez artificielles (obtention de cellules sur milieu nutritif, répartition dans le sol différente des corps microbiens natifs) et les souches introduites ne sont pas obligatoirement représentatives de celles qui existent dans le sol.

L'expérience acquise depuis la mise au point de la méthode de fumigation au chloroforme permet l'accession relativement facile au compartiment carbone microbien du sol et ce, avec une précision acceptable.

Nos propres travaux expérimentaux nous ont permis d'adapter la méthode proposée par JENKINSON et POWLSON (1976b) à nos conditions expérimentales (CHAUSSOD et NICOLARDOT, 1982). Le calcul du coefficient K_C à l'aide de micro-organismes marqués au carbone 14 (NICOLARDOT, 1981) a mis en évidence la variabilité de ce coefficient en fonction du type de micro-organisme et également du type de sol .

Le calcul systématique de ce coefficient K_C sur un nombre relativement élevé de sols cultivés (CHAUSSOD et NICOLARDOT, 1983) a conduit à mettre en relation cette variable avec les caractéristiques physiques et chimiques des sols. Il a été ainsi possible de définir des classes de sols où l'utilisation d'une valeur de K_C permet d'approcher la valeur de la biomasse microbienne obtenue par la méthode de fumigation au chloroforme à plus ou moins 10 % près.

Par contre, l'accès au compartiment azote microbien du sol pose indubitablement des problèmes qui ne sont pas résolus, compte tenu de la complexité des échanges qui existent entre formes minérales et organiques de l'azote dans le sol et comme en témoignent les résultats relevés dans la littérature.

Aussi, les objectifs essentiels de ce travail sont-ils doubles :

- Il s'agit d'une part d'étudier la *possibilité d'utiliser la technique de fumigation au chloroforme*, pour estimer la taille du compartiment Azote-biomasse du sol,

- et d'autre part, de *déterminer la valeur du coefficient de minéralisation de l'azote de la biomasse (K_N)*, pour nos conditions expérimentales et d'étudier l'amplitude de ses éventuelles variations ainsi que leurs origines.

L'approche choisie est de type mécaniste. Nous utiliserons comme modèle de biomasse, du matériel microbien doublement marqué au carbone 14 et à l'azote 15 qui sera introduit dans le sol. Malgré les limitations fondamentales exposées précédemment, nous ferons l'hypothèse que ce matériel apporté a un comportement similaire à celui des cellules microbiennes propres du sol tuées lors de la fumigation au chloroforme.

La décomposition du carbone et de l'azote des corps microbiens natifs du sol et du matériel microbien introduit sera donc suivie simultanément dans le sol préalablement soumis à des vapeurs de chloroforme. L'entraînement des traceurs (^{14}C et ^{15}N) dans les fractions minérales (C-CO_2 et N-NH_4^+ , N-NO_3^-) dont l'évolution sera enregistrée, permettra de connaître le coefficient de minéralisation du carbone et de l'azote du matériel microbien et d'accéder ainsi aux valeurs des coefficients K_C et K_N .

L'amplitude de variation du coefficient K_N sera appréhendée lors de l'étude de deux facteurs qui sont susceptibles d'affecter la décomposition du matériel microbien :

- Le type de sol. Nos travaux antérieurs (NICOLARDOT, 1981) ayant montré la variabilité du coefficient K_C en fonction du type de sol, il est permis de penser qu'il en est probablement de même pour le coefficient K_N , aussi la minéralisation du matériel microbien marqué sera-t-elle suivie dans les sols de caractéristiques (physico-chimiques, microbiologiques) très différentes.

- La composition des micro-organismes. La minéralisation de l'azote de matériaux organiques introduits dans le sol est sous l'influence de différents facteurs, et en particulier du rapport carbone / azote du matériel introduit. Aussi, il paraît intéressant d'étudier l'influence du rapport C/N du matériel microbien apporté dans le sol sur les coefficients de minéralisation et par conséquent sur la valeur du coefficient K_N .

Enfin, la fumigation du sol au chloroforme semblerait modifier de façon importante la microflore du sol tant sur le plan quantitatif que qualitatif. Dans le but d'étudier les effets éventuels de ce traitement sur les mécanismes de minéralisation du carbone et de l'azote, et sur les valeurs des coefficients de minéralisation, *la décomposition des matériaux marqués sera suivie simultanément dans les sols soumis ou non à des vapeurs de chloroforme.*



PREMIERE PARTIE

MATERIELS ET METHODES

1. LES SOLS

Le choix des sols de cette étude a répondu à trois préoccupations :

- les sols étudiés devaient offrir des comportements différents tant au point de vue minéralisation du carbone qu'évolution de l'azote,
- ils devaient également être représentatifs de quelques grands types de sols français,
- enfin, ces sols devaient correspondre à des sols agricoles cultivés, relativement proches du laboratoire, pouvant être prélevés avec le minimum de perturbation.

Compte-tenu de nos travaux antérieurs (NICOLARDOT, 1981 ; CHAUSSOD et NICOLARDOT, 1983) le choix s'est porté sur trois types de sol définis pédologiquement de façon très précise (CHRETIEN, 1976).

- un sol brun calcique (Dijon)
- un sol sableux sur arène granitique (Saulieu).
- un sol alluvial humifère calcaire (Bressey).

Les prélèvements ont été réalisés en sortie d'hiver (mars 1982) à proximité des profils ayant servi à la détermination pédologique et dans l'horizon de surface (0-15 cm). Les sols ont été ensuite tamisés (maille carrée de 4 mm) et stockés pendant une durée maximum d'un mois, à l'état frais à 8° C, avant leur utilisation. Le tableau 1 donne les caractéristiques physico-chimiques des sols utilisés.

2. MATERIEL MICROBIEN MARQUE AU CARBONE 14 ET A L'AZOTE 15

2.1. OBJECTIFS

La production de matériel microbien marqué de différents rapports C/N a répondu à plusieurs préoccupations :

Sols	Granulométrie %					*C Anne %	N organique %	C/N	pH eau	*CaCO ₃ %	*H.E. à 1 000 g %
	A	LF	LG	SF	SG						
DIJON	39,4	28,4	17,4	12,6	2,2	11,5	1,42	8,1	7,4	1,5	25,8
BRESSEY	40,9	41,4	4,7	6,0	7,0	47,3	6,03	7,8	7,9	30,5	36,9
SAULIEU	14,8	11,0	4,2	10,7	59,3	15,6	1,31	11,9	5,3	0	14,2

*Analyses effectuées par le laboratoire d'Analyses de sols de l'I.N.R.A. (Arras).

Tableau 1: Caractéristiques physico-chimiques des sols étudiés.

- la gamme de variation du rapport C/N des matériaux microbiens devait être comprise entre 5 et 15 dans la mesure où cette fourchette correspond à celle couramment observée pour des micro-organismes isolés du sol et cultivés en milieu de culture (WAKSMAN, 1924 ; PINCK et ALLISON, 1944).

- la variation du rapport C/N devait également être obtenue sur une seule espèce microbienne afin d'éviter d'introduire dans cette expérimentation la variable supplémentaire que représente l'effet espèce microbienne,

- enfin, pour des raisons pratiques, il était nécessaire de choisir une espèce microbienne croissant en présence de sources de carbone et d'azote simples avec un rendement d'assimilation le plus élevé possible.

Compte tenu de ces éléments, notre choix s'est porté sur les champignons dans la mesure où leur rendement de croissance est élevé (WAKSMAN, 1924 ; WHITE, 1981) et où leur composition carbonée et azotée est largement dépendante des conditions de l'environnement comme la composition du milieu ou la durée de culture (HECK, 1929 ; KIHBERG, 1982). En effet, leur adaptation se traduit par l'élaboration de produits condensés (STEINBRENNER et MATSCHKE, 1971) ou produits de réserve riches en carbone (SPARLING et al, 1981). Après des essais réalisés avec différentes espèces appartenant aux genres *Penicillium*, *Trichoderma* et *Aspergillus*, il s'est avéré que les variations des conditions de culture affectaient de façon très nette le rapport C/N de l'espèce *Aspergillus flavus* (souche isolée par F. ROUXEL, Station de Flore Pathogène, INRA, Dijon). C'est donc celle-ci qui a été retenue pour la suite de ce travail.

2.2. PRODUCTION DE MATERIEL MICROBIEN MARQUE AU CARBONE 14 ET A

L'AZOTE 15

La production en masse de matériel microbien de rapports C/N différents a été obtenue par variation du rapport C/N des milieux de culture et de la durée de culture.

Traitement	(NH ₄) ₂ SO ₄ en mg.l ⁻¹ (excès isotopique en %)	C/N milieu	Durée de culture (heures)
A	1,56 (14,8)	33	24
B	3,14 (14,4)	15	48
C	1,56 (14,3)	33	48
D	1,56 (29,6)	33	96

Les chiffres entre parenthèses indiquent les excès isotopiques (% ¹⁵N en excès)

Tableau 2: Caractéristiques des milieux utilisés et durées de culture correspondantes.

La composition commune des milieux de culture était la suivante :

- glucose : 25 g.l^{-1} (activité spécifique : $122,0 \pm 7,0 \text{ KBq. g}^{-1}\text{C}$)
- K_2HPO_4 : $11,1 \text{ g.l}^{-1}$,
- KH_2PO_4 : $6,8 \text{ g.l}^{-1}$,
- extrait de levure : $0,1 \text{ g.l}^{-1}$,
- oligo-éléments (composition donnée par NICOLARDOT, 1981).

Les concentrations en azote et les excès isotopiques correspondants à chaque milieu sont donnés dans le tableau 2. Seul le milieu D a été très fortement marqué à l'azote 15, dans la mesure où le matériel microbien issu de celui-ci est supposé se minéraliser faiblement lors des incubations.

Le glucose et l'extrait de levure ont été stérilisés séparément, le pH du milieu final obtenu étant de 6,5.

Les cultures microbiennes ont été effectuées en milieu liquide en fioles coniques agitées à 28°C pendant les durées indiquées par le tableau 2, les fioles ayant été préalablement toutes inoculées par une même suspension de spores d'*Aspergillus flavus* dans de l'eau stérile, réalisée par grattage de tubes de culture en milieu gélosé.

Le mycélium a été récolté durant la phase exponentielle de croissance par filtration sur verre fritté (diamètre des pores 40 à 90μ) et rincé plusieurs fois à l'eau permutée afin d'éliminer toute trace du milieu de culture et la présence éventuelle de spores fongiques. Le matériel microbien a été ensuite lyophilisé puis broyé à l'aide d'un broyeur rotatif à couteaux.

2.3. ANALYSE CHIMIQUE ET ISOTOPIQUE DES MATERIAUX MICROBIENS

- Teneur en carbone

Le carbone a été dosé à l'aide d'un autoanalyseur (Carlo-Erba ANA 1400) ; l'échantillon subit une combustion sèche en présence d'oxygène, le carbone organique étant alors entièrement transformé en gaz

Traitements	Carbone %	Activité spécifique (en KBq.g ⁻¹ carbone)	Azote total %	Azote minéral ‰		¹⁵ N minéral en % ¹⁵ N total	C/N
				N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻		
A	44,79	119,2	8,68 (14,76)	0,66 (10,19)	0,27 (7,34)	0,68	5,1
B	43,86	105,4	5,54 (14,36)	0,49 (9,94)	0,21 (6,60)	0,78	7,9
C	44,21	113,8	4,33 (14,27)	0,36 (11,79)	0,29 (-)	< 1 %	10,2
D	41,72	125,6	3,28 (29,63)	0,18 (21,61)	0,16 (16,92)	0,68	12,7

Remarques : Analyses exprimées en % de la matière sèche sauf teneurs en azote minéral (%).

Les chiffres entre parenthèses indiquent les excès isotopiques (% ¹⁵N)

(-) : valeur non déterminée

Tableau 3: Composition chimique et isotopique des matériaux microbiens.

carbonique qui est dosé par chromatographie en phase gazeuse. L'activité spécifique des échantillons a été obtenue par comptage en scintillation liquide (Tricarb 460 C de Packard) du CO₂ piégé en sortie de l'analyseur par 10 ml de mélange volume à volume d'éthanolamine et de 2-éthoxyéthanol (BROWN, 1979).

- Teneur en azote :

* azote total : L'azote total des matériaux microbiens a été déterminé par la méthode Kjeldahl qui consiste en une attaque à chaud par H₂SO₄ concentré en présence du catalyseur de Wieninger (Na₂SO₄, CuSO₄, Se, dans la proportion 100/1,6/1,6). La distillation et le dosage de l'ammonium a été effectuée selon les méthodes décrites au paragraphe 72.

* Azote minéral (N-NH₄⁺ / N-NO₃⁻) : Les formes minérales de l'azote ont été extraites par agitation des corps microbiens avec 100 ml de KCl N, les cellules ayant été éclatées par traitement aux ultra-sons. Les quantités de matériel microbien utilisées dans cette extraction ont été calculées de façon à obtenir au minimum 50 µg d'azote minéral rendant ainsi possible l'analyse isotopique. Le dosage chimique des formes ammoniacale et nitrique et la détermination des excès isotopiques correspondants sont décrits au paragraphe 72.

Le tableau 3 présente les caractéristiques chimiques et isotopiques des différents matériaux microbiens. L'hétérogénéité apparente du marquage isotopique des fractions azotées minérales ammoniacale et nitrique des différents matériaux microbiens s'explique par la faiblesse des quantités pouvant être analysées et la présence d'impuretés apportées lors de l'extraction par KCl. Compte-tenu de ces éléments et de la part négligeable que représente la fraction minérale dans l'azote total des matériaux microbiens, il est permis de considérer que le marquage isotopique de ceux-ci est homogène.

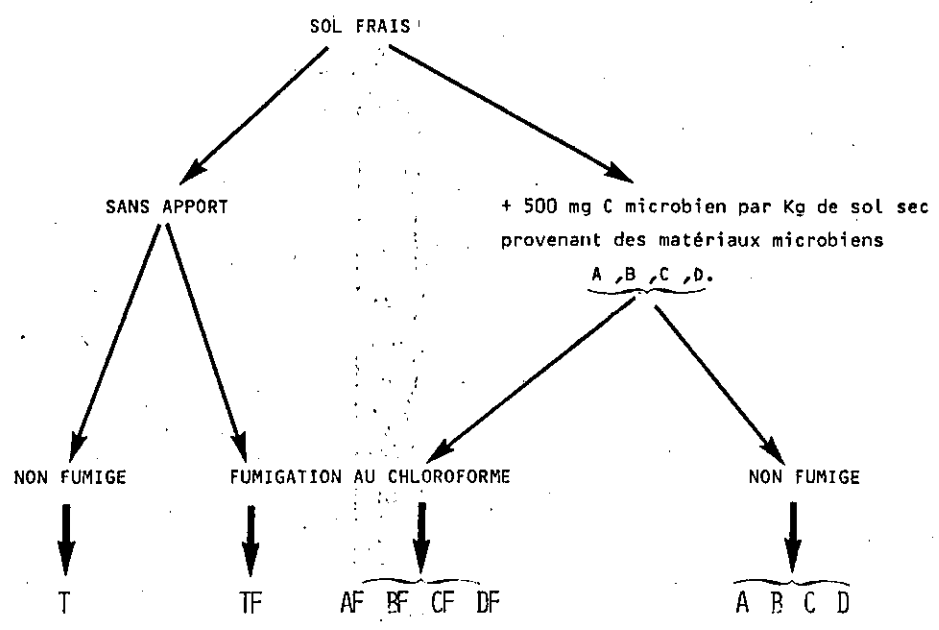


Figure 1: Schéma récapitulatif des traitements utilisés.

3. PREINCUBATION DES SOLS

Les trois sols ont été préincubés dans des vases de végétation, à leur humidité de prélèvement, à 20° C pendant 4 semaines. Le rôle de ce prétraitement était d'une part, de stabiliser biologiquement les sols afin d'éviter les phénomènes parasites enregistrés parfois lors des incubations (JENKINSON et POWLSON, 1976b), d'autre part de relever le niveau d'azote minéral, afin de pouvoir effectuer les dosages chimiques et isotopiques avec le maximum de précision. Cette préincubation a permis ainsi d'augmenter le stock d'azote minéral des sols Dijon, Bresse et Saulieu respectivement de 7,8 à 13,0 , 11,7 à 21,3 et 10,5 à 17,5 mg N.Kg⁻¹ de sol sec.

4. TRAITEMENTS

Les deux groupes principaux de traitements mis en place font appel à la fumigation ou non des sols frais par des vapeurs de chloroforme. A l'intérieur de chaque groupe, les trois sols frais ont reçu des apports de corps microbiens. Un témoin sans apport a également été mis en place.

Par convention, on notera dans la suite de ce travail T, A, B, C, D, les traitements correspondant aux sols non traités au chloroforme sans apport (T) ou recevant les corps microbiens issus des milieux A, B, C, D. Pour les sols traités au chloroforme, les traitements correspondants seront notés TF, AF, BF, CF et DF sans apport ou avec apport de corps microbiens, la figure 1 résumant de façon simplifiée ces différents traitements.

Les ajouts de corps microbiens dans les sols frais ont été effectués sur la base d'un apport de carbone correspondant à 500 mg C.Kg⁻¹ de sol sec. Les apports correspondants d'azote ont été respectivement de 96,9 ; 63,1 ; 49,0 et 39,3 mg N.Kg⁻¹ de sol sec pour les traitements constitués

par les micro-organismes issus des milieux A, B, C et D. L'apport de la même quantité carbone pour tous les sols permet, d'une part, d'apporter une même quantité d'énergie dans chaque sol, d'autre part, d'effectuer un apport qui correspond aux quantités moyennes de carbone microbien des sols cultivés, teneurs qui sont connues avec moins d'incertitude que les quantités d'azote microbien. En définitive, les rapports carbone apporté /C microbien natif des sols Dijon, Bresse et Saulieu ont été respectivement de 1,36, 0,64 et 2,51.

Les expérimentations ont mis en oeuvre les échantillons de sol préincubés à 20° C : chacune des 4 répétitions de chaque traitement était constituée par l'équivalent de 40 g de sol sec. Les mélanges sol-matériau microbien des traitements destinés à être fumigés ont été effectués individuellement et placés dans des béchers de 125 ml.

Les traitements TF, AF, BF, CF, et DF des trois sols ont été fumigés selon la technique proposée par JENKINSON et POWLSON (1976b) et adaptée par CHAUSSOD et NICOLARDOT (1982). Les échantillons contenus dans les béchers sont placés dans une étuve à vide dont l'atmosphère est remplacée par des vapeurs de chloroforme préalablement débarrassé de l'éthanol qu'il contient par lavages répétés à l'eau permutée. Après 16 heures d'exposition, les vapeurs sont retirées par 4 ou 5 vides successifs puis les échantillons sont pesés et les pertes d'eau subies au cours du traitement sont compensées. Pendant la même durée de temps, les sols non traités et devant recevoir les matériaux microbiens A, B, C et D sont stockés dans la même pièce que l'étuve à vide (température voisine de 20° C), une feuille d'aluminium recouvrant les béchers qui les contiennent, afin d'éviter le dessèchement des sols.

Après fumigation, les sols des traitements TF, AF, BF, CF et DF sont alors transvasés directement dans les fioles d'incubation. Quant aux mélanges sol-matériau microbien des traitements A, B, C et D, ils sont effectués juste avant leur transvasement dans les fioles d'incubation. Il a été vérifié que les pertes de produit marqué et de sol au cours de ces

deux opérations étaient négligeables. D'autre part, contrairement à ce que préconisent JENKINSON et POWLSON (1976b), les sols traités au chloroforme n'ont pas été réensemencés, la quantité de germes présents après fumigation étant jugée suffisante pour permettre le développement d'une nouvelle microflore.

5. INCUBATIONS

Les incubations sont réalisées dans des flacons à sérum d'une contenance de 575 ml. Le choix de ce type de récipient et parallèlement de la quantité de sol incubée (équivalent de 40 g de sol sec) permet,

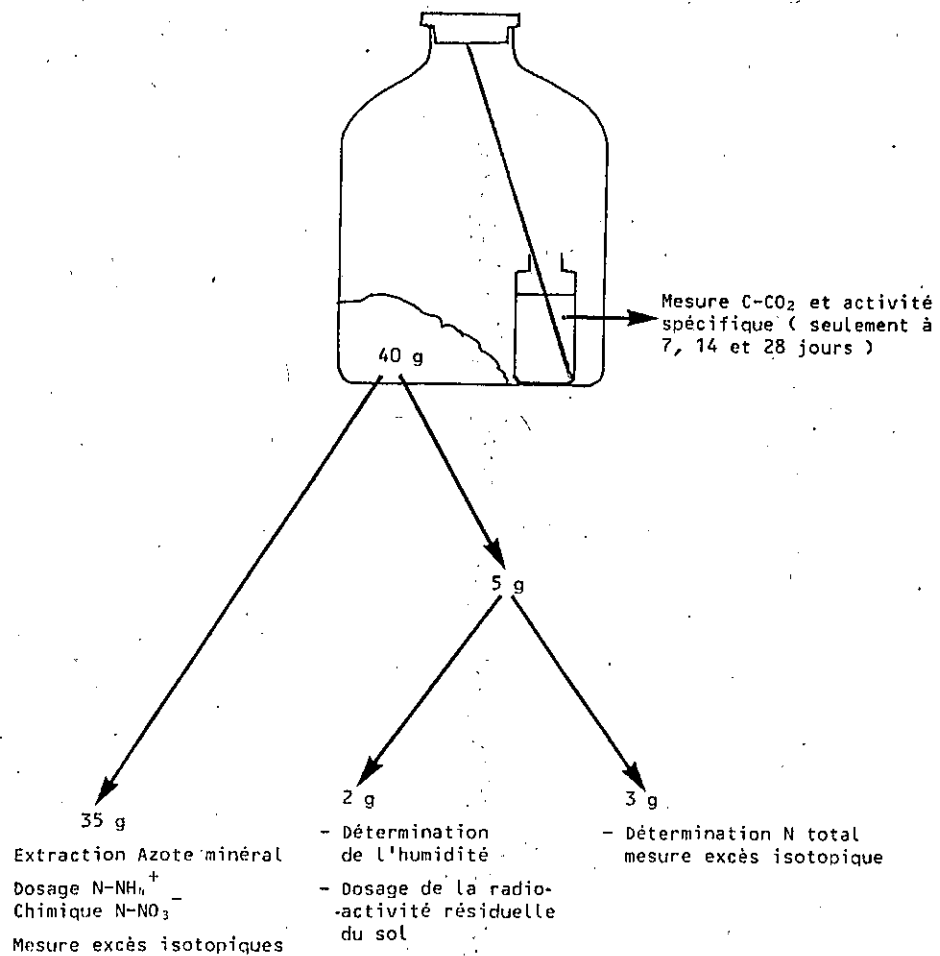
- d'une part l'aération correcte du sol, les prélèvements étant effectués de façon à ne jamais consommer plus de 50 % de l'oxygène contenu dans la fiole.

- d'autre part la maîtrise des mesures respirométriques et la possibilité d'effectuer l'extraction des formes minérales de l'azote dans la fiole même d'incubation.

L'humidité d'incubation des sols, éventuellement corrigée pour les traitements fumigés (§ 4) correspondait respectivement à 100, 107,2 et 115,5 % de l'humidité équivalente des sols Dijon, Bresse et Saulieu. Ces valeurs se situent dans les zones d'activités optimales pour la minéralisation du carbone et de l'azote de ces trois sols (NICOLARDOT, 1983).

Le piège à CO₂ placé dans chaque fiole d'incubation était constitué d'une fiole à scintillation contenant 10 ml de NaOH 0,4 N , celui-ci étant remplacé périodiquement afin d'éviter la saturation de la soude en gaz carbonique.

Les fioles ont été incubées à 28° C (± 0,5° C) pendant 28 jours. Le choix de ces deux paramètres permet d'englober totalement le flush de minéralisation après fumigation (CHAUSSOD et NICOLARDOT, 1982), le niveau de température choisi se situant dans la zone d'optimum des processus de minéralisation du carbone et de l'azote (DOMMERGUES et MANGENOT, 1970).



REMARQUE : Les poids sont exprimés en équivalent de sol sec

Figure 2: Opérations effectuées lors des prélèvements 0, 7, 14, et 28 jours.

6. PRELEVEMENTS

Les prélèvements ont été réalisés à 0, 7, 14 et 28 jours. Ce choix est dicté par celui de la température d'incubation qui permet ainsi de réduire le pas-de-temps de 10 jours proposé par JENKINSON et POWLSON (1976b) à un pas-de-temps hebdomadaire. Pour préciser la cinétique de minéralisation pendant les sept premiers jours, la minéralisation du matériel microbien A a été suivie dans le sol Dijon traité au chloroforme (traitement AF) pendant une semaine avec des prélèvements quotidiens.

La figure 2 illustre les opérations réalisées à chaque prélèvement :

- les déterminations des quantités de gaz carbonique libérées pendant l'incubation et les mesures des activités spécifiques correspondantes ont été effectuées sur les pièges à soude prélevés à 7, 14 et 28 jours.

- après homogénéisation du sol contenu dans les flacons d'incubation, l'équivalent de 5 g de sol sec a été prélevé ; 3 g ont été immédiatement congelés à -20°C pour le dosage ultérieur des teneurs en azote total du sol et des excès isotopiques correspondants, le reste servant à contrôler l'humidité (séchage à 105°C pendant 24 heures) de la quantité de sol frais prélevé afin d'effectuer les éventuelles corrections analytiques nécessaires ; il s'est avéré que les humidités des sols dans les fioles d'incubation sont restées constantes et égales à celles mesurées en début d'incubation. Les échantillons secs obtenus ont été conservés et ont servi à déterminer la radioactivité résiduelle du sol.

- L'équivalent des 35 g de sol sec restant dans les fioles d'incubation a permis le dosage de l'azote minéral contenu dans le sol (N-NH_4^+ et N-NO_3^-). Ces formes minérales de l'azote ont été extraites par KCl-N (rapport sol/ KCl : 1/5 ; agitation 1 heure à 20°C). Après décantation de la solution, le KCl prélevé par siphonnage et filtré sur laine de verre a été stocké à -20°C avant d'être analysé.

7. ANALYSES CHIMIQUES ET ISOTOPIQUES

7.1. MESURE DE CARBONE

- C-CO₂ total : Son dosage a été effectué à l'aide d'un auto-analyseur à flux continu (Technicon). Le CO₂ piégé par la soude est dégagé par acidification et mis au contact d'un tampon carbonate-bicarbonate coloré par la phénolphtaléine. Selon la concentration en CO₂, le déplacement de l'équilibre carbonate-bicarbonate se traduit par une décoloration plus ou moins importante qui est enregistrée par colorimétrie à 570 nm (*in* STOTZKY, 1965).

- activité spécifique du CO₂ total dégagé : La mesure s'effectue sur une aliquote de la soude du piège à CO₂ par scintillation liquide (Tricarb 460 C de PACKARD) après mélange avec un scintillant (A.C.S, AMERSHAM)*.

- mesure de la radioactivité résiduelle contenue dans le sol : Ces mesures n'ont été effectuées que pour les sols Dijon et Bresse. Les échantillons de sol (500 mg) ont été traités par voie sèche (Tricarb sample oxydizer B 306 de PACKARD). Le carbone de l'échantillon porté à haute température est transformé en gaz carbonique par un courant gazeux d'oxygène, le CO₂ est ensuite piégé (carbosorb II*) en sortie de colonne, un mélange scintillant (Permafluor V*) étant ajouté automatiquement en fin d'analyse, les réactifs étant ensuite recueillis dans une fiole à scintillation. La radioactivité du mélange ainsi obtenu est mesurée par scintillation liquide (Intertechnique SL 30).

7.2. DOSAGE D'AZOTE

- Dosage des formes minérales NH₄⁺ et NO₃⁻ : Le dosage des formes ammoniacales et nitriques des extraits KCl ont été dosés par les techniques décrites par BREMNER (1965). L'azote ammoniacal, puis l'azote

* Produit commercial dont la composition n'est pas précisée

nitrique après réduction en ammonium par l'alliage de DEWARDA préalablement broyé très fin ($< 70\mu$), ont été distillés successivement par entraînement à la vapeur en présence de magnésie (fraîchement recalcinée), les distillats dans les deux cas ont été recueillis dans H_2SO_4 0,1 N. Par suite de la présence de quantités importantes de carbonates dans la magnésie, les distillats ont été systématiquement redistillés après remontée préalable de leur pH en milieu basique avec NaOH concentrée, l'ammonium recueilli dans H_2SO_4 0,1 N a été ensuite dosé en retour avec NaOH 0,1 N par titration automatique (point de titration à pH 6,5).

- Dosage de l'azote total du sol : L'azote total a été dosé sur les échantillons congelés par la méthode KJELDAHL - OLSEN (GUIRAUD et FARDEAU, 1977) : Après réduction à chaud des nitrates en milieu acide (H_2SO_4 12 N) par du fer réduit, l'azote organique est minéralisé à chaud par un catalyseur (Se; $CuSO_4 \cdot 6H_2O$; K_2SO_4 dans la proportion 4/10/20) en présence d' H_2SO_4 concentré.

Après minéralisation, l'échantillon est distillé par entraînement de vapeur après que son pH ait été rendu basique par un excès de NaOH 10 N fraîchement préparée. L'ammonium recueilli dans H_2SO_4 0,1 N est dosé comme au paragraphe précédent.

- Mesure de l'enrichissement isotopique : Les solutions obtenues après titration de l'ammonium distillé précédemment sont acidifiées à pH 3, concentrées sur plaque chauffante et séchées à $105^\circ C$.

Les mesures d'enrichissement isotopique sur ces résidus secs ont été effectuées en spectrométrie de masse ou en spectrométrie d'émission lorsque les quantités d'azote étaient inférieures à 500 μg . Lorsque les quantités d'azote étaient insuffisantes les répétitions étaient cumulées. Les principes physiques des deux techniques utilisées ont été décrits antérieurement (HAUCK et BREMNER, 1976).

Après transfert des résidus secs dans une verrerie appropriée, la conversion du sulfate d'ammonium en azote gazeux a été réalisée par réaction

avec l'hypobromite de lithium selon la technique décrite par RITTENBERG (1948).

L'analyse isotopique de l'azote en spectrométrie d'émission (GUIRAUD et FARDEAU, 1980) a été effectuée à l'aide du spectromètre optique GS 1⁽¹⁾.

Les analyses réalisées en spectrométrie de masse (GUIRAUD, 1972) ont été faites sur un appareil Micromass 622⁽²⁾.

(1) S.O.P.R.A : 68, rue Pierre Joigneaux - 92270 BOIS - COLOMBES

(2) VG - Isotopes Ltd - WINSFORD - ENGLAND

DEUXIEME PARTIE

RESULTATS EXPERIMENTAUX

DISCUSSION

Globalement, les objectifs de cette étude consistent à suivre l'évolution de différentes matières organiques microbiennes doublement marquées ($^{14}\text{C}/^{15}\text{N}$) dans trois sols parallèlement à l'évolution du carbone et de l'azote organique de ces mêmes sols. Afin de clarifier la présentation, les aspects évolution du carbone et évolution de l'azote seront successivement envisagés dans deux chapitres, chaque chapitre faisant intervenir les résultats expérimentaux liés à l'évolution des produits microbiens apportés et ceux ayant trait à l'évolution de la matière organique native des sols. Chaque série de résultats a fait l'objet d'études statistiques (analyses de variance) qui n'ont pas été entièrement reproduites ici, mais dont les principales conclusions sont données. En fin de chaque chapitre, les phénomènes observés seront interprétés et discutés, la synthèse étant tirée dans la partie Résumé - Conclusions. A la fin de ce document, un glossaire rassemble les définitions des principaux termes utilisés.

1. EVOLUTION DU CARBONE

11. EVOLUTION GLOBALE DU CARBONE DES SOLS

L'ensemble des mesures respiratoires et des activités spécifiques correspondantes est présenté dans les annexes 1 à 3. La figure 3 illustre à titre d'exemple les dégagements de gaz carbonique total obtenus au cours de l'incubation pour l'un des sols (Dijon), l'évolution générale pour les deux autres sols étudiés étant comparable.

Ces résultats respiratoires globaux ainsi que les données calculées reproduites dans le tableau 4 permettent de formuler quelques remarques :

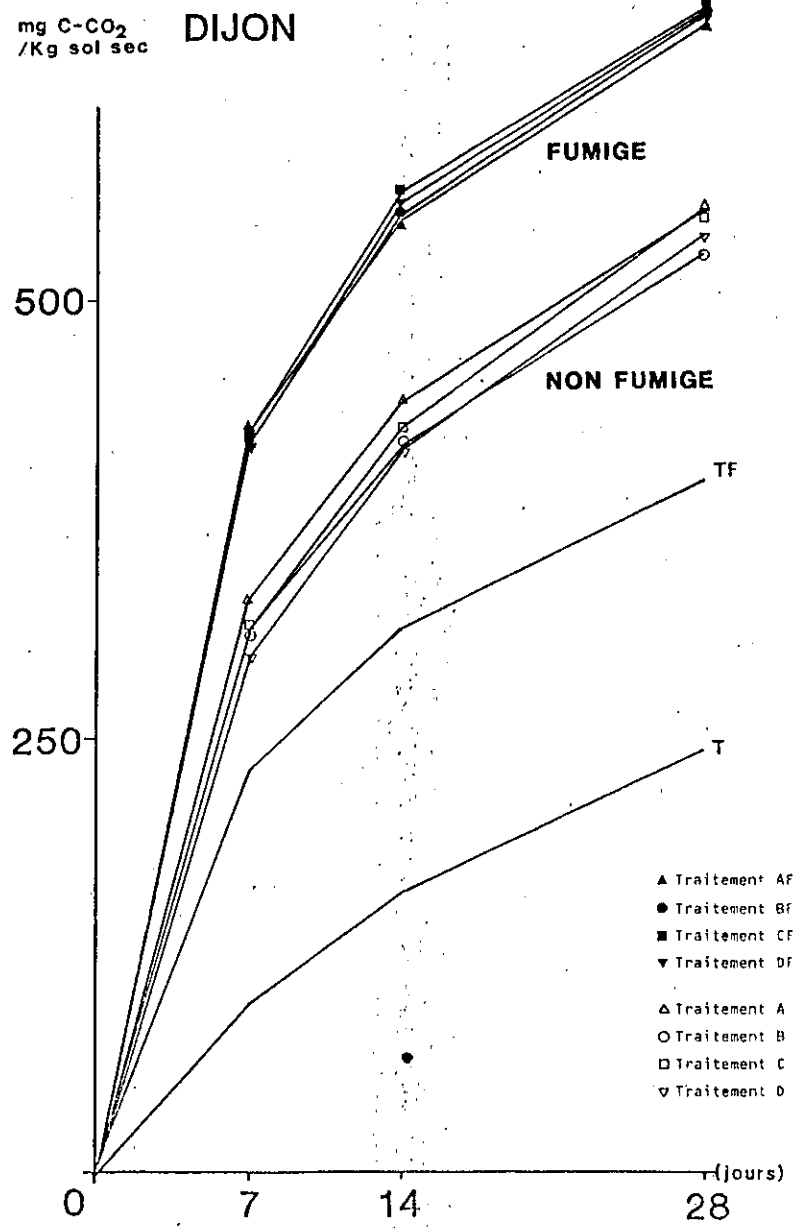


Figure 3: Respiration cumulée (C-CO₂ total) des différents traitements du sol de DIJON.

- Dégagement total de C-CO₂

- La fumigation des sols au chloroforme provoque un flush de minéralisation qui se traduit par une augmentation du taux de minéralisation du carbone organique total du sol (colonnes 2 et 4 du tableau 4). Sur un plan cinétique, l'évolution du C-CO₂ dégagé est légèrement plus rapide pour les traitements AF, BF, CF et DF où 60 à 65 % du CO₂ dégagé pendant les 28 jours d'incubation est produit pendant la première semaine, par rapport aux traitements A, B, C et D où ces valeurs n'atteignent que 55 à 60 % (tous sols confondus). Pour les sols sans apport, (TF sols Dijon, Bressey) respectivement 58 % et 62 % du C-CO₂ produit pendant l'incubation sont dégagés durant les 7 premiers jours alors que ces chiffres sont de 40 et 42 % pour les témoins T des mêmes sols. Dans le cas du sol Saulieu les valeurs obtenues sont plus faibles (31 % pour le témoin T, 49 % pour TF).

- L'apport de matériel microbien accroît de façon hautement significative la respiration totale des sols que ceux-ci aient été traités ou non au chloroforme. L'influence du type de microorganisme apporté sur cette augmentation est également hautement significative mais son poids statistique est relativement faible (< à 1 % de la variance totale).

- Par contre, l'influence du type de sol sur les quantités totales de gaz carbonique dégagées est sans conteste le facteur de variation le plus important (40 à 50 % de la variance totale). Si les trois sols étudiés peuvent être classés d'après leur respiration (col. 1 et 3, tab.4) il est néanmoins nécessaire de relativiser ces résultats (col. 2 et 4) : ainsi, seul le sol Dijon semble se détacher des deux autres pour les taux de minéralisation du carbone organique natif.

- Biomasse microbienne des sols

- La respiration des témoins TF des trois sols permet de calculer la biomasse microbienne à l'aide de la méthode décrite par JENKINSON et POWLSON (1976) en tenant compte des modifications exposées dans le tableau 4.

Colonne n°	1	2	3	4	5	6	7
Variables	RESPIRATION TEMOIN T	TAUX DE MINERALI- SATION TRAITEMENT T	RESPIRATION TEMOIN TF	TAUX DE MINERALI- SATION TRAITEMENT TF	BIOMASSE MICROBIOBIENNE	BIOMASSE MICRO- BIENNE EN % C ORGANIQUE	RESPIRATION SPECIFIQUE
Sols							
DIJON	241,3	2,09	399,6	3,47	367	3,2	0,66
BRESSEY	464,9	0,98	718,3	1,52	774	1,64	0,60
SAULIEU	182,7	1,17	264,3	1,69	198	1,27	0,92

1 Respiration cumulée à 28 jours du traitement T (en mg C-CO₂.Kg⁻¹ sol sec)

2 Valeur indiquée en (1) exprimée en % de la teneur en carbone organique du sol

3 idem (1) mais pour le traitement TF (en mg C-CO₂.Kg⁻¹ sol sec)

4 idem (2) mais par le traitement TF

5 calculée comme suit (CHAUSSOD et NICOLARDOT, 1982): $C-BIOMASSE = \frac{C-CO_2 (TF_{0-7 \text{ jours}} - TF_{7-14 \text{ jours}})}{K_C}$ (exprimée en mg C.Kg⁻¹ sol sec)

$K_C = 0,42$ pour DIJON, 0,41 pour BRESSEY, 0,34 pour SAULIEU (NICOLARDOT et al, 1984).

7 rapport de la valeur indiquée colonne 1 sur la valeur de la colonne 5 (en mg C-CO₂ dégagé. mg⁻¹ C Biomasse microbienne).

RAPPEL: Teneurs en carbone organique (%): DIJON 11,5 ; BRESSEY 47,3 ; SAULIEU 15,6.

Tableau 4: Evolution du carbone dans les trois sols étudiés.

Le flush de minéralisation est obtenu en faisant la différence entre de C-CO₂ dégagé par le témoin fumigé entre 0 et 7 jours et le C-CO₂ dégagé entre 7 et 14 jours pour ce même témoin. Ce calcul permet, d'une part de s'affranchir d'un éventuel " flush effect " dans le témoin non fumigé, d'autre part de prendre en compte la respiration basale du témoin fumigé après le flush de minéralisation, parfois différente de celle du témoin non fumigé, ceci étant dû à la modification de la microflore entraînée par le traitement au chloroforme. Ainsi les valeurs de biomasse microbienne obtenues par la méthode de fumigation au chloroforme pour les sols Dijon, Bressey et Saulieu sont respectivement de 367, 774 et 198 mg C.kg⁻¹ sol sec.

- Activité respiratoire de la microflore des sols

- Cette activité peut être appréhendée à l'aide d'un indice qui est la respiration spécifique des sols (col. 7) (MNEIMNE, 1981) que l'on pose par définition comme étant la quantité de carbone minéralisée pendant 28 jours dans le témoin non fumigé rapportée à l'unité de C-biomasse du même sol. On peut montrer ainsi que parmi les trois sols utilisés, la biomasse la plus importante est également la moins active (Bressey) contrairement au sol Saulieu qui possède une faible biomasse et une forte activité respiratoire.

1.2. EVOLUTION DU CARBONE MARQUE

1.2.1. Dégagement de C-CO₂ marqué

La minéralisation du carbone organique des corps microbiens marqués au carbone 14 se traduit par un dégagement de CO₂ marqué qui est représenté pour chaque sol à la figure 4. Les modalités de calcul et les valeurs des coefficients de minéralisation correspondantes sont rassemblées dans le tableau 5.

L'ensemble de ces résultats permet de faire ressortir les éléments suivants :

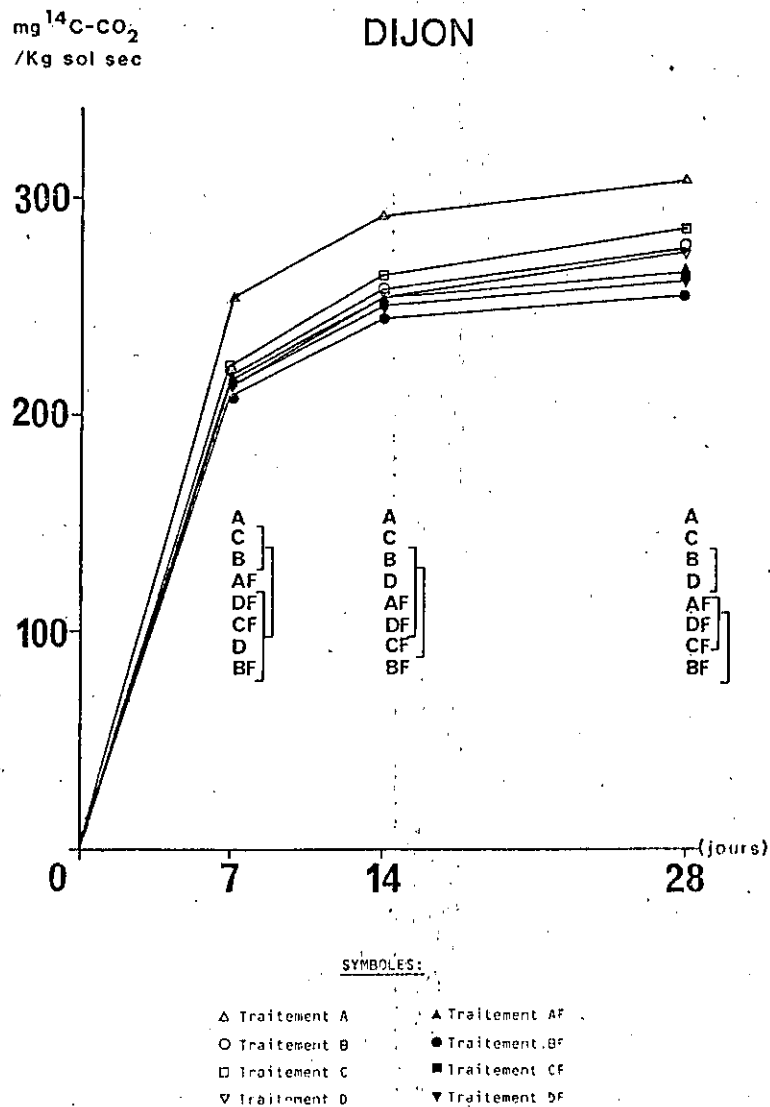


Figure 4: Minéralisation cumulée du carbone des différents matériaux microbiens dans le sol de DIJON.

(le classement des moyennes reproduit en bas de chaque figure a été effectué par un test de Newman et Keuls au seuil de 1 %).

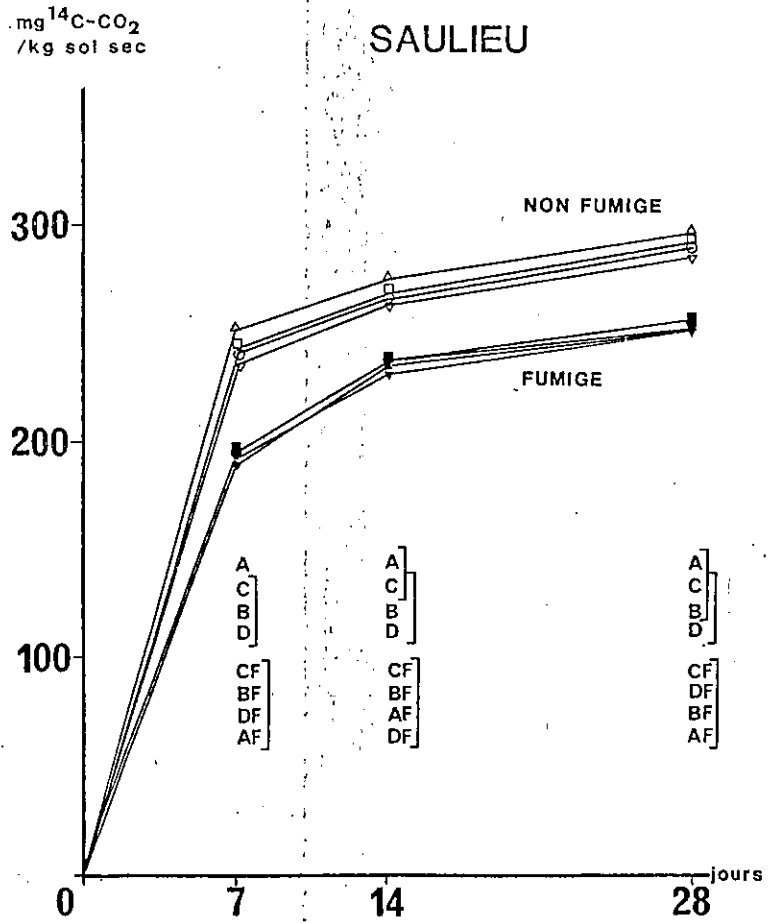
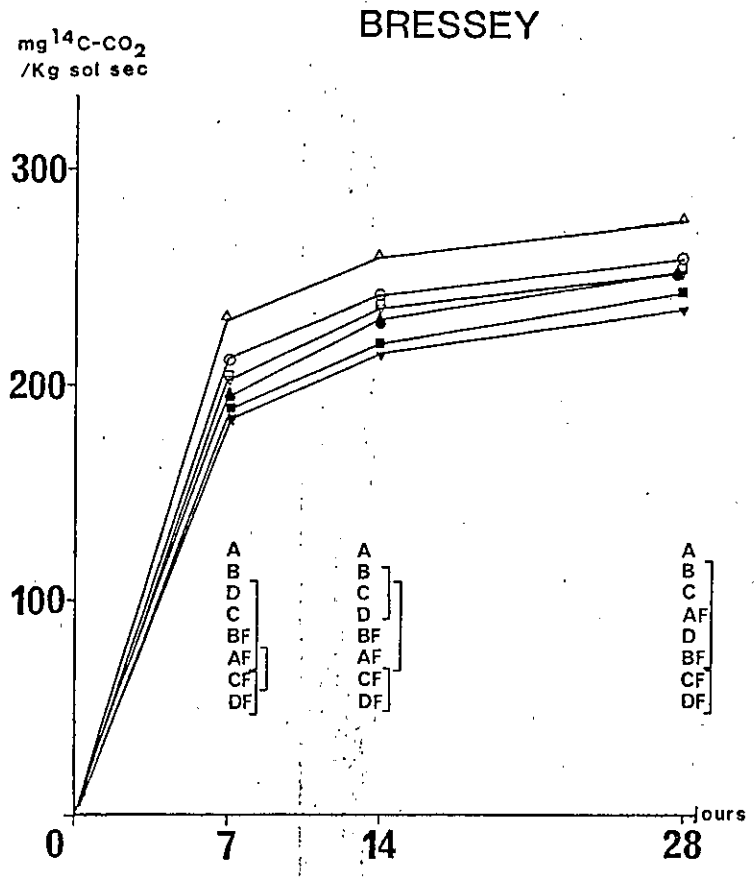


Figure 4(suite) : Minéralisation cumulée du carbone des différents matériaux microbiens dans les sols BRESSEY et SAULIEU.

DATES	7 JOURS							14 JOURS							28 JOURS										
	A	B	C	D	AF	BF	CF	DF	A	B	C	D	AF	BF	CF	DF	A	B	C	D	AF	BF	CF	DF	
Traitement SOLS																									
Dijon	0,508	0,441	0,448	0,426	0,435	0,419	0,430	0,433									0,617	0,555	0,571	0,553	0,533	0,512	0,524	0,524	
Bressey	0,462	0,423	0,405	0,405	0,390	0,395	0,377	0,367									0,552	0,517	0,508	0,504	0,505	0,503	0,484	0,470	0,470
Seultieu	0,507	0,483	0,487	0,474	0,379	0,391	0,391	0,383									0,594	0,578	0,584	0,571	0,498	0,502	0,513	0,503	0,503

NOTA: - Les coefficients de variation sont inférieurs à 5%

- Coefficient de minéralisation = $^{14}\text{C-CO}_2$ dégagé / ^{14}C microbien apporté

- ^{14}C microbien apporté = 500 mg C/Kg sol sec

- $^{14}\text{C-CO}_2$ dégagé = (C-CO₂ dégagé au temps t x Activité spécifique à t) / (Activité spécifique produit apporté)

- A.S. produit apporté (en KBq): A=119,2 ; B=105,4 ; C=113,8 ; D=125,6

Tableau 5: Coefficients de minéralisation du carbone microbien introduit.

- Coefficients de minéralisation

- La fumigation des sols au chloroforme affecte très significativement la minéralisation des corps microbiens dans le sol : quelle que soit la date, les coefficients de minéralisation correspondant à un type de cellules donné sont systématiquement supérieurs (sauf pour les traitements D et DF du sol Dijon à 7 jours) dans les sols non traités au chloroforme. Ainsi pour le sol Dijon, les coefficients de minéralisation à 28 jours des traitements A, B, C et D sont compris entre 0,55 et 0,61, alors que ceux correspondant aux traitements fumigés sont voisins de 0,52.

- Le type de sol intervient également sur ces coefficients de minéralisation. Toutefois, l'analyse statistique met en évidence une interaction significative effet sol x effet fumigation, ce qui s'explique par le fait que l'effet lié au type de sol est plus marqué dans le cas des traitements non fumigés : ainsi, les coefficients de minéralisation à 28 jours du traitement A dans les sols Dijon, Bresse et Saulieu sont respectivement de 0,61 , 0,55 et 0,59 alors que pour le traitement AF ces chiffres varient entre 0,50 et 0,53.

- Les effets liés au type de cellule microbienne sont également significatifs. Néanmoins, les interactions statistiques hautement significatives effet sol x effet type de matériel microbien et effet fumigation x effet type de matériel microbien démontrent clairement que ces influences sont très différentes d'un cas de figure à un autre. Ainsi les corps microbiens se décomposent différemment d'un type de sol à un autre qu'il ait été fumigé ou non comme le montrent les classements des moyennes indiqués à la figure 4. Pour le sol Saulieu, les minéralisations respectives des différents types de cellules microbiennes dans les sols fumigés ne sont pas statistiquement différentes alors que pour les traitements non chloroformés deux groupes de moyennes peuvent être distingués pour chaque date de prélèvement. Seuls les traitements A et C pour Dijon et A pour Bresse se détachent de l'ensemble des résultats obtenus pour les sols non

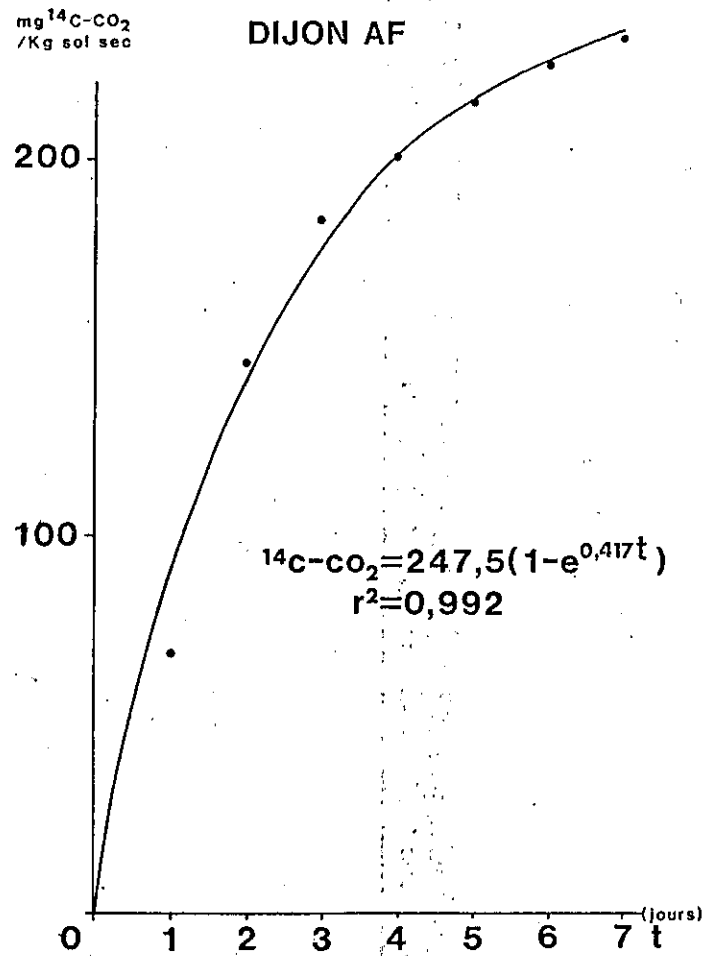


Figure 5: Minéralisation du carbone microbien du matériel de C/N 5,1 pendant la première semaine dans le sol de DIJON traité au chloroforme.

(Les points expérimentaux sont indiqués sur la figure par •)

fumigés. Avec les traitements fumigés de ces deux sols, les classements obtenus sont fonction des dates de prélèvement, toutefois les différences entre les résultats des traitements AF, BF, CF et DF restent faibles, ce qui se traduit par un chevauchement des différents groupes de moyennes.

Finalement, l'ensemble de ces résultats permet de connaître la valeur des coefficients K_C , qui sont par définition les coefficients de minéralisation des différents matériaux microbiens calculés à 7 jours dans les sols fumigés. Malgré la signification parfois discutable que représente une moyenne, les coefficients K_C moyens des sols Dijon, Bresse et Saulieu sont respectivement de 0,43 , 0,38 et 0,39.

- Cinétiques de minéralisation

Les courbes de la figure 4 montrent que l'évolution des matériaux microbiens est comparable dans les trois sols que ceux-ci aient été ou non traités au chloroforme. La majeure partie du $^{14}\text{C}-\text{CO}_2$ produit pendant l'incubation est dégagée durant les 7 premiers jours ; ainsi, en moyenne 79 et 82 % du CO_2 marqué dégagé pendant les 28 jours d'incubation par les traitements non fumigés et fumigés du sol Dijon le sont pendant la première semaine (respectivement 81 et 78 % pour Bresse).

Dans le cas du sol Saulieu, sol acide, la fumigation au chloroforme abaisse notablement la vitesse relative de minéralisation du carbone organique : respectivement 77 % contre 84 % du CO_2 dégagé pendant l'incubation est produit durant la première semaine par les traitements fumigés et non fumigés.

La minéralisation très rapide des corps microbiens pendant les 7 premiers jours est illustrée par la figure 5 (résultats bruts en annexe 7) qui représente pour l'un des cas de figure l'évolution du CO_2 marqué sur une semaine : 80 % du CO_2 dégagé pendant cette période est libéré au cours des trois premiers jours d'incubation. La minéralisation des corps microbiens A dans le sol Dijon fumigé au chloroforme peut par ailleurs être assimilée à une cinétique d'ordre 1.

Traitements Date (jours)	BRESSEY NON FUMIGE				BRESSEY FUMIGE			
	A	B	C	D	AF	BF	CF	DF
7	100	100	100	100	100	100	100	100
14	85,7	86,6	87,3	86,8	96,0	94,0	94,7	95,1
28	69,1	68,0	68,3	66,8	81,3	79,3	78,9	78,6

REMARQUE : Les activités spécifiques des différents traitements sont exprimées en pourcentage des activités correspondantes mesurées à 7 jours, ces dernières étant considérées comme égales à 100.

Tableau 6: Evolution des activités spécifiques relatives du C-CO₂ dégagé entre 7 et 28 jours d'incubation.

- Activités spécifiques

L'évolution des activités spécifiques relatives du gaz carbonique dégagé pendant la période 7-28 jours est illustrée à titre d'exemple pour le sol Bresse (tableau 6), les évolutions étant comparables pour les deux autres sols. Le CO_2 marqué produit lors de la décomposition des corps microbiens introduits est progressivement dilué par le CO_2 provenant de la minéralisation du carbone natif du sol, cette dilution étant moins rapide pour les traitements fumigés au chloroforme. Elle est similaire pour les traitements A, B, C et D entre eux et AF, BF, CF et DF entre eux. Tous ces éléments indiquent que les 4 différentes matières organiques apportées se décomposent dans le sol de façon comparable : leur évolution nettement plus rapide que la minéralisation du carbone organique natif dans les sols non traités au chloroforme se rapproche de la minéralisation de la somme du carbone de la biomasse microbienne et du carbone de la matière organique des sols traités au chloroforme.

1.2.2. Bilan carbone ^{14}C

Les diagrammes de la figure 6 comparent les quantités résiduelles de carbone ^{14}C mesurées dans les sols à chaque prélèvement, aux quantités théoriques restantes dans le sol aux mêmes instants. Ces dernières sont obtenues en calculant la différence entre les quantités de carbone organique marqué apportées au départ et celles minéralisées sous forme $^{14}\text{C}-\text{CO}_2$, le système d'incubation choisi ayant permis de connaître avec précision ces deux séries de valeurs.

Exceptées les mesures effectuées au temps 0 et compte tenu des erreurs expérimentales, on peut globalement considérer que la part du carbone microbien marqué, qui n'a pas été minéralisée et recueillie dans les pièges à soude, est présente dans le sol. Ainsi, après 28 jours d'incubation la somme des quantités de carbone ^{14}C retrouvées sous forme organique dans le sol et sous forme $^{14}\text{C}-\text{CO}_2$ représente 95 à 104 % des quantités apportées

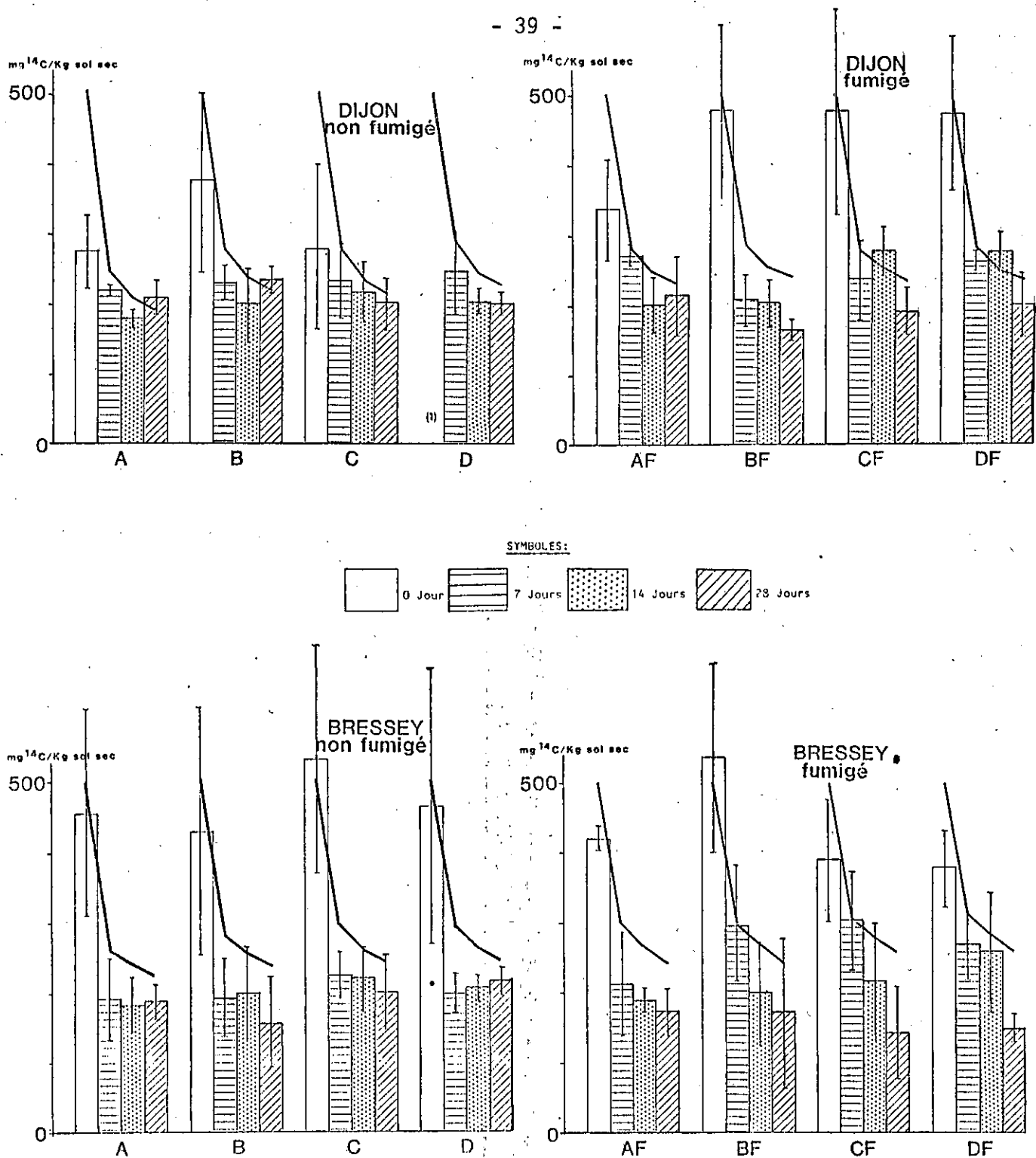


Figure 6: Bilan carbone 14 effectué à chaque date de prélèvement pour les sols DIJON et BRESSEY.

- Les histogrammes indiquent les quantités de carbone 14 présentes dans le sol à chaque date.
- Les courbes en trait plein représentent la différence entre le carbone 14 apporté (500 mg/Kg sol sec) et le carbone retrouvé sous forme ¹⁴C-CO₂.
- Les intervalles de confiance indiqués sur les figures ont été calculés au seuil de 5 %.
- (1) = absence de mesure

initialement dans les traitements non fumigés du sol de Dijon et 84 à 96 % dans les traitements fumigés. Pour le sol de Bressey, ces chiffres sont respectivement de 84 à 94 % pour les traitements non fumigés et 77 à 85 % pour les traitements fumigés. Les écarts de bilan parfois importants sont probablement liés au problème d'échantillonnage, les dosages étant effectués sur de faibles échantillons (500 mg) de sol sec non broyé et non tamisé, et au séchage de ces échantillons qui a pu être à l'origine de pertes de carbone marqué. D'un autre côté, la totalité du carbone marqué restant dans le sol est présente sous forme organique (corps microbiens, métabolites, humus néoformé ...). En effet, des résultats obtenus par ailleurs dans les mêmes conditions expérimentales ont montré que la fixation de gaz carbonique marqué par le carbone minéral du sol (carbonates) de ces trois sols était négligeable, le piégeage constant du C-CO₂ favorisant le déplacement de l'équilibre carbonates - bicarbonates dans le sens de la dissociation des bicarbonates.

1.3. EVOLUTION DU CARBONE ORGANIQUE NATIF DES SOLS

L'introduction du matériel marqué au carbone 14 permet de différencier la minéralisation du carbone organique apporté (§ précédent), de l'évolution du carbone organique natif des sols. Les quantités de CO₂ dégagées provenant de la minéralisation du carbone des sols sont représentées par les courbes de la figure 7.

- Dégagement C-CO₂ non marqué

- le type de sol détermine de façon importante la respiration basale. Cet effet s'explique en grande partie par les différentes caractéristiques carbonées des sols étudiés énoncées au paragraphe 11. L'augmentation de cet effet sol au cours de l'incubation qui représente respectivement 56 et 73 % de la variance totale à 7 et 28 jours montre que les

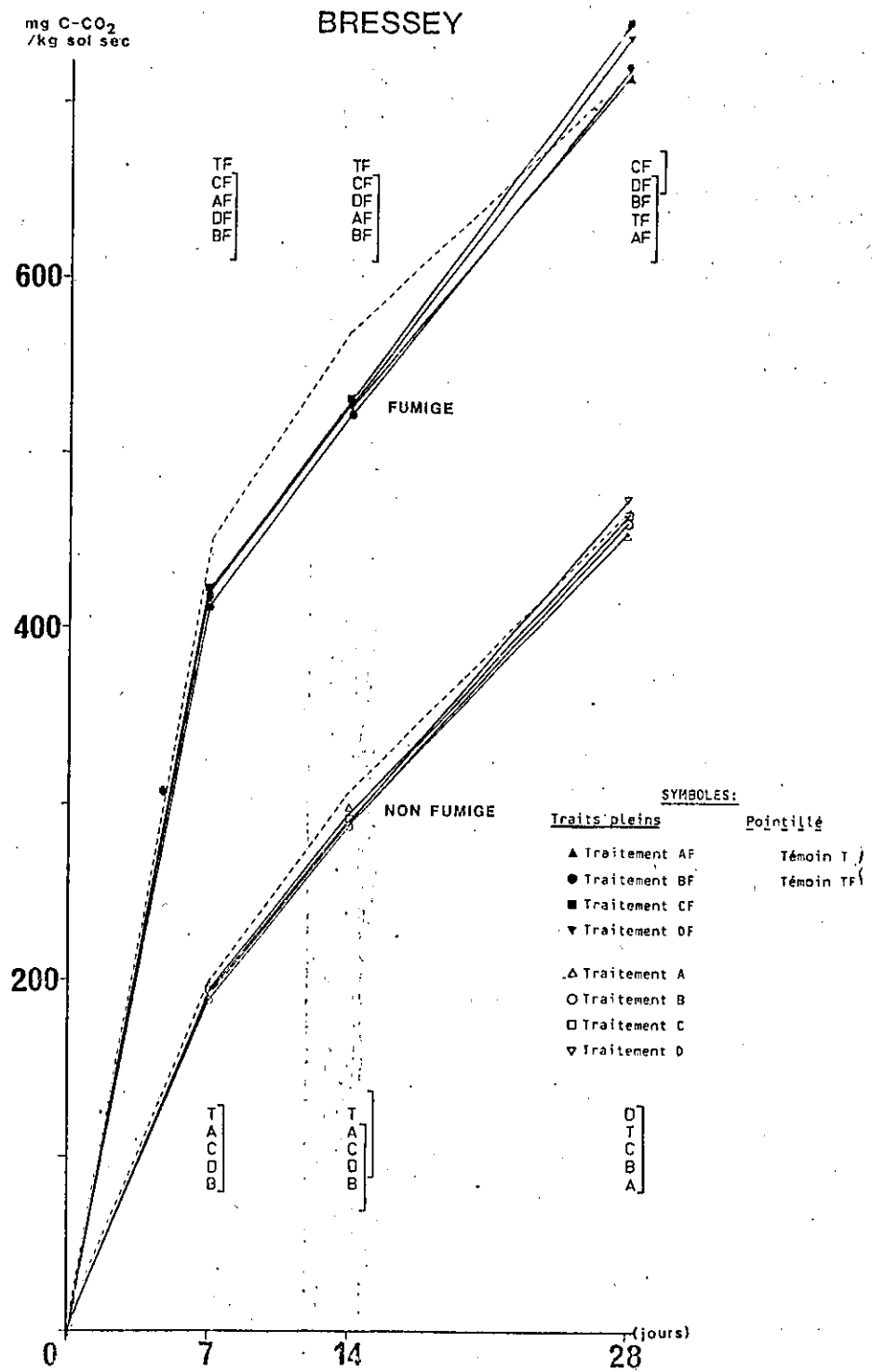


Figure 7: Minéralisation du carbone natif du sol BRESSEY.

(le classement des moyennes indiqué en bas de chaque figure a été effectué par un test de Newman et Keuls au seuil de 1 %).

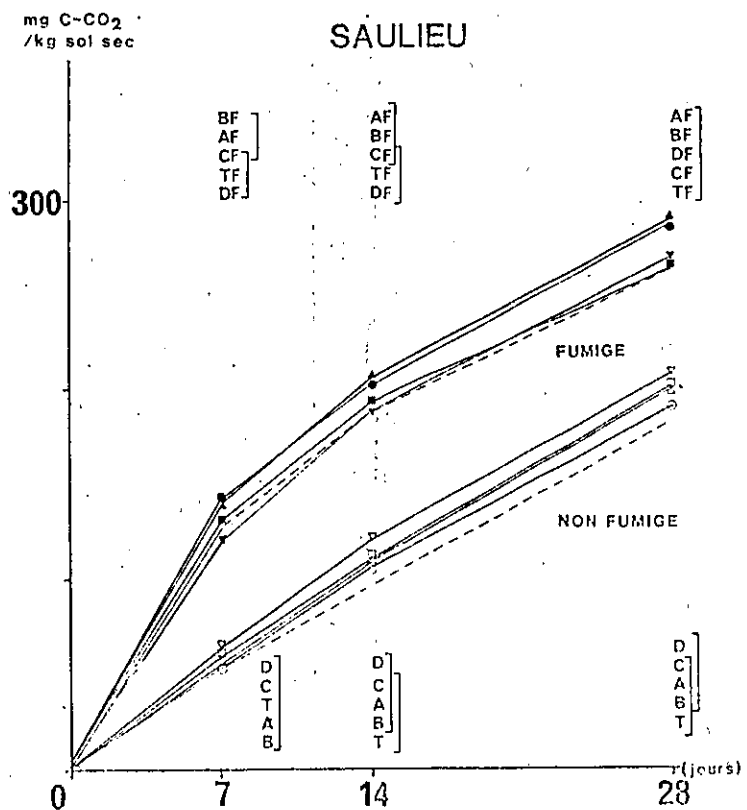
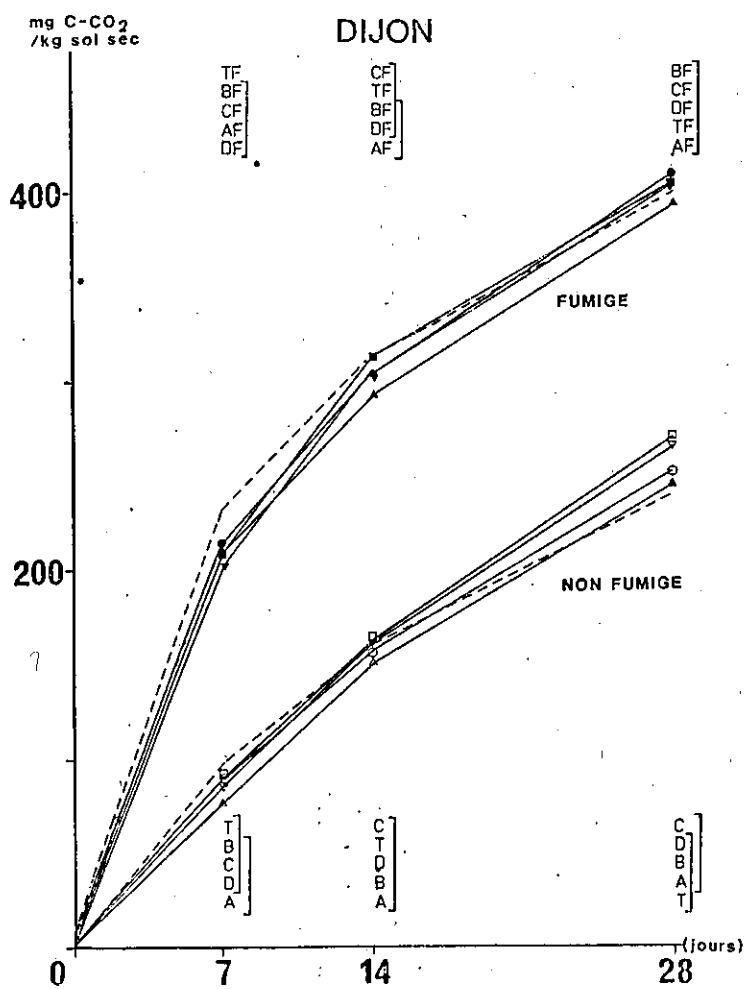


Figure 7(suite) : Minéralisation du carbone natif des sols DIJON et SAULIEU.

influences des autres facteurs s'exercent essentiellement en début d'incubation.

- le traitement du sol au chloroforme se traduit par un flush de minéralisation (cf § 11) qui provient de la décomposition du carbone de la biomasse microbienne du sol (JENKINSON, 1966) et de celui de la matière organique native, alors que le CO_2 dégagé dans les traitements non fumigés provient essentiellement de la décomposition de la matière organique native du sol.

- La comparaison des quantités de C- CO_2 non marqué dégagées par les sols ayant reçu les différents matériaux microbiens ne montre pas de différences significatives aux dates 7 et 14 jours. Cela signifie que la nature de ce carbone microbien n'intervient pas sur la minéralisation du carbone natif du sol pour les traitements fumigés ou non comme l'indiquent les résultats du test de Newman et Keuls rapportés figure 7.

- " Priming effect "

La comparaison entre les témoins (T et TF) et les traitements correspondants amendés avec des matériaux microbiens montre que les différences sont hautement significatives malgré son faible poids dans la variance totale (< 1 %). Toutefois, la présence d'interactions statistiques montre qu'il est nécessaire de différencier cette observation :

. dans les sols non traités, le classement des moyennes par la méthode de Newman et Keuls (fig. 7) indique globalement qu'il n'y a pas de différences significatives entre le sol témoin et les sols ayant reçu des matériaux microbiens, donc que l'ajout de matière organique microbienne ne provoque pas de " priming effect ".

. dans les sols fumigés au chloroforme, la situation est différente. L'introduction de matériel microbien provoque à 7 et 14 jours pour Bresse, et à 7 jours pour Dijon, une diminution de la minéralisation du carbone organique natif ("priming effect" négatif), cet effet disparaissant

par la suite. Pour Saulieu enfin, l'apport de matériel microbien semble dans un premier temps stimuler la décomposition du carbone organique natif ("priming effect" positif), mais cet effet s'annule à 28 jours d'incubation.

1.4. DISCUSSION - CONCLUSION

- Evolution globale du carbone

Les dégagements de gaz carbonique total présentés au début de ce chapitre confirment à la fois nos résultats antérieurs et ceux de différents auteurs :

- *La fumigation du sol au chloroforme provoque au cours de l'incubation qui suit, une modification de la respiration du sol (POWLSON, 1975 ; JENKINSON et POWLSON, 1976a) et entraîne une augmentation du taux de minéralisation du carbone organique. Ce flush de minéralisation provient pour la majeure partie de la décomposition des corps microbiens du sol (JENKINSON, 1966). Les adaptations de la méthode proposée par JENKINSON et POWLSON (1976 b) que nous avons suggérées (CHAUSSOD et NICOLARDOT, 1982) nous ont permis de calculer la biomasse microbienne des sols, ce calcul faisant intervenir les valeurs moyennes des coefficients K_C calculées lors d'études antérieures (NICOLARDOT et al, 1984). Ainsi la biomasse microbienne des sols étudiés ici est comprise dans une fourchette de valeurs allant de 200 à 800 mg C.Kg⁻¹ sol sec. Elle est de l'ordre de grandeur des chiffres obtenus pour les sols cultivés (JENKINSON, 1976 a ; JENKINSON et LADD, 1981 ; ADAMS et al, 1981). Ce carbone microbien représente entre 1 et 3 % du carbone organique du sol, les chiffres présentés dans la littérature étant compris entre 0,3 et 5 % (JENKINSON, 1966 ; WEBLEY et JONES, 1971 ; ANDERSON et DOMSCH, 1980).*

- Les données recueillies ici confirment des résultats obtenus précédemment (NICOLARDOT, 1981), le classement des sols au point de vue

biomasse microbienne étant identique (Bressey > Dijon > Saulieu). D'un autre côté, le suivi de la biomasse microbienne de ces trois sols depuis plusieurs années (CHAUSSOD et NICOLARDOT, 1983) montre que la biomasse microbienne d'un sol varie dans une fourchette très étroite, toutefois son activité et son turn-over peuvent être plus ou moins importants. Il apparaît donc nécessaire de prendre en compte son activité par l'intermédiaire de certains critères telle que *la respiration spécifique du sol*. Le calcul de cet indice montre dans cette étude *l'absence de relation évidente entre la quantité de micro-organismes du sol et leur activité respiratoire* (In ANDERSON et DOMSCH, 1975 ; CHAUSSOD et NICOLARDOT, 1983).

- " Priming Effect "

D'une façon générale, *l'apport de carbone microbien dans le sol altère peu la minéralisation du carbone organique natif*. L'effet est quasiment nul dans les sols non chloroformés. Dans le cas des sols soumis à des vapeurs de chloroforme, nos conclusions rejoignent celles de travaux antérieurs (NICOLARDOT et al, 1984) et les hypothèses formulées par JENKINSON (1976b), l'action de " priming effect " causée par l'introduction de corps microbiens étant négligeable. Tout au plus, un faible effet négatif peut être enregistré au début de l'incubation des sols de Bressey et Dijon. D'un autre côté, ces sols pourraient plus ou moins protéger de la dégradation les cellules microbiennes natives, cet effet de protection étant lié à la présence d'argile (JENKINSON, 1977) ou de composés organiques (VERMA et al, 1975 ; MARTIN et al, 1978).

- Cinétique d'évolution du carbone microbien introduit

La minéralisation des matériaux microbiens marqués apportés dans les sols est très rapide que les sols aient été traités ou non au chloroforme ; elle confirme les observations faites par de nombreux auteurs

(MARTIN et al, 1959 ; MARTIN et al, 1974 ; NELSON et al, 1979 ; ZUNINO et al, 1982). C'est seulement pour le sol de Saulieu que la vitesse de minéralisation du matériel microbien marqué semble être modifiée par la fumigation. Comme précédemment (NICOLARDOT, 1981), il convient de mettre en cause ici la modification profonde de la microflore après fumigation au chloroforme.

Cette minéralisation très rapide des micro-organismes dans les sols non chloroformés montre de façon très nette que l'ajout de matière microbienne peut être considéré comme un apport de carbone organique mort. En réalité, la lyophilisation qui est considérée comme un moyen de conservation des souches, entraîne néanmoins une chute importante de la viabilité des cellules (OCHIN et al, 1983). De plus, des expérimentations (CHAUSSOD et NICOLARDOT, non publié) ont montré que les paramètres cinétiques de la décomposition de corps microbiens lyophilisés tués ou non par des vapeurs de chloroforme étaient similaires.

La comparaison des vitesses relatives de minéralisation des matériaux microbiens ajoutés et du carbone natif (biomasse et carbone non vivant) dans les sols fumigés montre que le carbone introduit aurait tendance à se dégrader plus vite. Néanmoins, il n'est pas possible de comparer ici les vitesses relatives de minéralisation des corps microbiens introduits et des corps microbiens natifs du sol. Toutefois, des résultats obtenus par ailleurs (non publiés) ont démontré que les constantes de vitesse de décomposition de cellules marquées introduites dans le sol, et du compartiment microbien natif, étaient comparables lors de l'incubation qui suit la fumigation au chloroforme. L'hypothèse que nous avons faite au début de ce travail, et qui consiste à utiliser comme modèle de biomasse, des corps microbiens marqués et introduits dans le sol, n'est *a priori* pas à remettre en cause.

- Coefficients de minéralisation du carbone microbien introduit

Excepté un cas, les coefficients de minéralisation du carbone introduit sont systématiquement supérieurs dans les sols non traités au chloro-

forme. La stérilisation partielle du sol est connue pour être un traitement qui modifie quantitativement et qualitativement la microflore (POWLSON, 1975 ; WARCUP, 1976 ; RIDGE, 1976 ; ADU et OADES, 1978). Les faibles coefficients de minéralisation du carbone marqué obtenus dans les sols fumigés s'expliqueraient alors par la modification du rendement d'assimilation et / ou le redéveloppement plus ou moins rapide d'une microflore après fumigation du sol.

Globalement, le type de matériel microbien de cette étude ne semble pas intervenir sur la valeur du coefficient de minéralisation, excepté dans les sols non traités au chloroforme où l'introduction du matériel microbien A entraîne les plus fortes valeurs des coefficients de minéralisation. La majorité des études de décomposition de cellules microbiennes dans les sols mettent en évidence des différences de minéralisation entre espèces (MARTIN et RICHARDS, 1963 ; KASSIM et al, 1981), les bactéries se décomposant différemment des champignons (MAYAUDON et SIMONART, 1963 ; ANDERSON et DOMSCH, 1978). Toutefois, des différences également importantes existent entre espèces fongiques (WAGNER, 1968 ; HURST et WAGNER, 1969 ; PENGRA et al, 1969), la minéralisation des champignons étant alors plus ou moins liée à la présence de substances résistantes de type mélanine (POTGIETER et ALEXANDER, 1966 ; LINHARES et MARTIN, 1978 ; MALIK et HAIDER, 1982). L'absence de différences importantes dans cette étude est sans doute liée au fait qu'une seule espèce a été utilisée, la composition chimique des différents matériaux microbiens variant principalement par leur teneur en azote (3 à 9 %) ; Néanmoins, les coefficients de minéralisation du carbone microbien ne sont pas corrélés au C/N des cellules. Les quelques différences qui peuvent alors être mises en évidence dans les sols non traités sont peut être à mettre en relation avec la composition intime des corps microbiens. Si les durées de culture apparaissent insuffisantes pour entraîner la formation de produits condensés intra-cellulaires (STEINBRENNER et MATSCHKE, 1971), par contre il a été démontré que les coefficients de minéralisation

du cytoplasme et des parois cellulaires sont différents (WAGNER et RABINSKA, 1971 ; HURST et WAGNER, 1969 ; NAKAS et KLEIN, 1979). L'assimilabilité des quatre types de matériaux microbiens pourrait alors s'expliquer par des proportions cytoplasme / parois différentes. Quoiqu'il en soit, l'absence de différence de décomposition à l'intérieur de chaque sol traité, laisse à penser que la microflore néoformée dans ce cas est peu affectée par des différences minimales d'assimilabilité des produits carbonés.

Le type de sol intervient également de façon très nette sur la valeur des coefficients de minéralisation. De toute évidence ces résultats rappellent les conclusions qui avaient été tirées d'une précédente étude (NICOLARDOT, 1981) à savoir que l'influence du type de sol sur la minéralisation des corps microbiens est au moins aussi importante que la nature même des corps microbiens. Toutefois, les interactions statistiques significatives montrent que la minéralisation des cellules microbiennes est un phénomène relativement complexe. Ainsi le sol de Saulieu non traité présente les coefficients de minéralisation les plus élevés et, lorsqu'il est soumis à des vapeurs de chloroforme, des coefficients parmi les plus faibles. Dans le premier cas, il faut se rappeler que l'on est en présence d'une microflore de faible importance mais très active, alors qu'après fumigation, la microflore néoformée semblerait se réadapter encore plus difficilement que pour les deux autres sols. Le sol de Bresse, qu'il soit fumigé ou non présente de faibles coefficients. C'est également parmi les trois sols, le plus argileux et le plus organique. Le matériel microbien apporté pourrait donc être plus ou moins protégé de la dégradation par l'action protectrice des argiles et/ou de certains composés organiques comme ont pu le montrer certains auteurs (VERMA et MARTIN, 1976 ; MARTIN et al, 1982).

- Valeur des coefficients K_C

Les valeurs moyennes des coefficients K_C calculées ici sont de l'ordre de grandeur de celles obtenues par les différents auteurs qui ont

étudié la minéralisation de cellules microbiennes dans les sols fumigés au chloroforme (JENKINSON, 1976 ; ANDERSON et DOMSCH, 1978) ou celles calculées par marquage de la microflore *in situ* (PAUL et VORONEY, 1980). Ces valeurs correspondent aux erreurs expérimentales près, à celles calculées sur les mêmes sols lors d'une précédente étude avec des cellules d'*Aspergillus flavus* (NICOLARDOT et al, 1984) ; celles-ci étaient alors respectivement de 0,41, 0,39 et 0,36 pour les sols Dijon, Bressey et Saulieu. Cela montre donc que pour des conditions expérimentales comparables, la valeur du coefficient K_C pour un type de sol peut être considérée comme une donnée relativement stable. Ainsi, le calcul de la biomasse microbienne des sols Dijon, Bressey et Saulieu à l'aide des coefficients K_C obtenus dans cette étude donne respectivement les valeurs suivantes : 362, 845 et 179 mg C-microbien. Kg^{-1} sol sec. Ces valeurs sont à rapprocher de celles données au début de ce chapitre et obtenues avec les coefficients K_C calculés lors d'une précédente étude (NICOLARDOT et al, 1984). L'écart entre les deux séries de mesure est de l'ordre de l'incertitude des valeurs obtenues par la méthode de fumigation au chloroforme. Des études de décomposition de cellules d'*Aspergillus flavus* dans 15 sols différents (CHAUSSOD et NICOLARDOT, 1983) montrent par ailleurs, que les variations du coefficient K_C en fonction des types de sol, traitées statistiquement par régression progressive (BACHACOU et al, 1981), peuvent être reliées aux caractéristiques physico-chimiques des sols, et notamment le pH et la capacité d'échange en cations qui inclue le rôle de l'argile et de la matière organique ; les liaisons observées, positives dans le premier cas et négatives dans le second, confirment les résultats de l'étude présente, le coefficient K_C des différents corps microbiens étant plus faible pour le sol acide (Saulieu) et le sol très organique (Bressey).

Enfin, l'origine des variations du coefficient K_C est double :

- Le coefficient est largement dépendant des espèces microbiennes, il n'est toutefois pas lié directement à leur rapport C/N.

- Le coefficient varie pour un même type de corps microbiens d'un type de sol à un autre.

L'imprécision du calcul de la biomasse microbienne dans un sol par la méthode de fumigation au chloroforme est avant tout liée à l'incertitude sur l'estimation du coefficient K_C . Les résultats obtenus jusqu'à présent permettent d'affirmer que l'utilisation d'une valeur moyenne du coefficient K_C valable pour tous les sols comme ont pu le proposer certains auteurs (JENKINSON, 1976 ; ANDERSON et DOMSCH, 1978) permet d'obtenir une valeur de C-biomasse avec une incertitude comprise entre 10 et 20 %. Par contre, le calcul du coefficient K_C dans un type de sol donné, permet d'améliorer cette précision et d'accéder au compartiment carbone microbien du sol, souvent à moins de 10 % près.

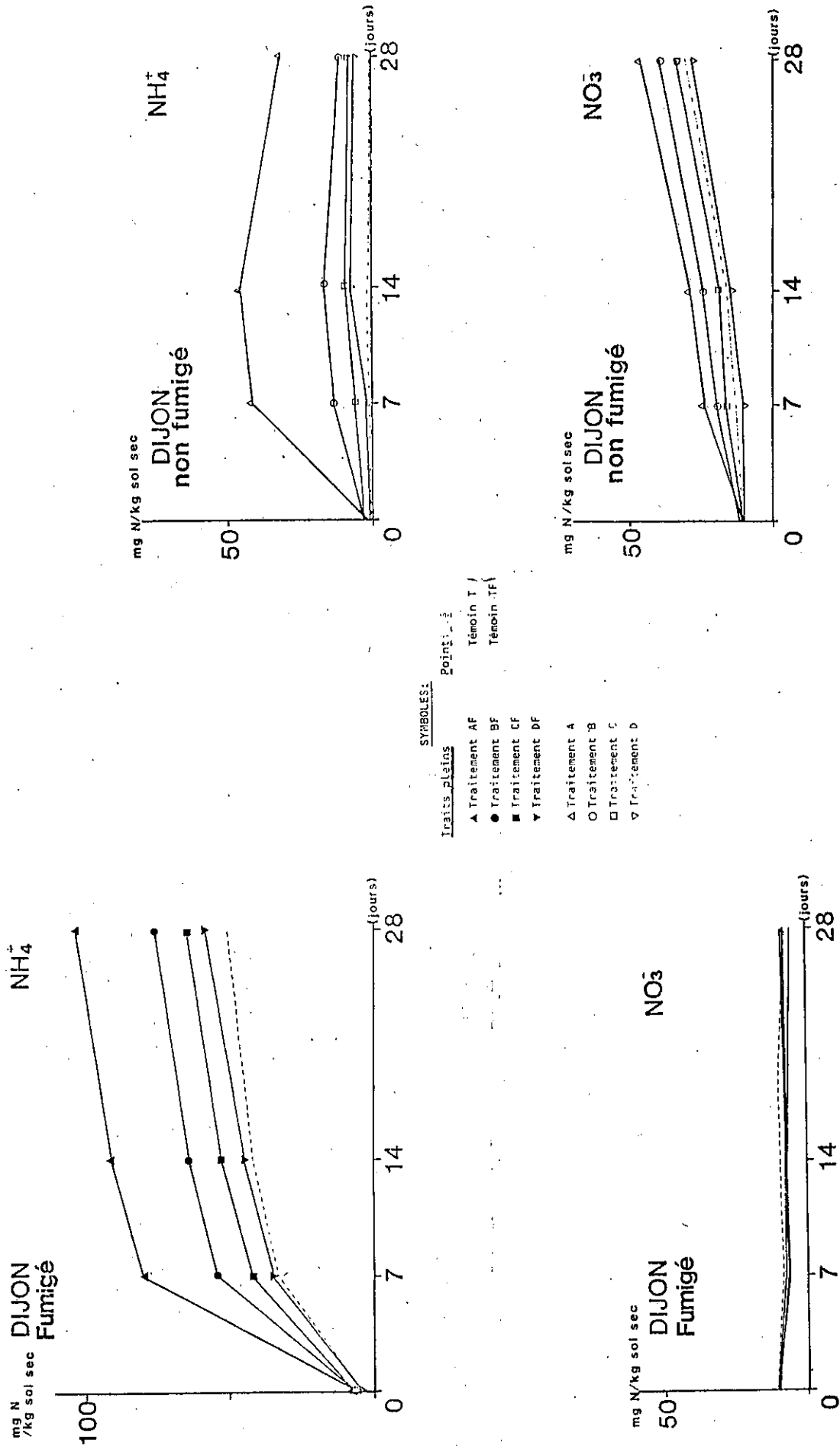


Figure 8: Evolution des quantités totales N-NH_4^+ et N-NO_3^- dans le sol de DIJON.

2. EVOLUTION DE L'AZOTE

2.1. MINERALISATION GLOBALE DE L'AZOTE

La totalité des mesures d'azote sous forme minérale et organique ainsi que les excès isotopiques correspondants sont présentés dans les annexes 4 à 6. Les évolutions des niveaux d'azote ammoniacal et nitrique total pour chaque sol sont illustrées par la figure 8.

L'ensemble de ces données, ainsi que les valeurs calculées indiquées au tableau 7 permettent de décrire globalement les phénomènes étudiés.

- Quantités totales d'azote minéral

La minéralisation globale de l'azote est sous l'influence de différents facteurs :

- Effet de la fumigation au chloroforme :

Ce traitement provoque un flush de décomposition qui se traduit par une augmentation importante du taux de minéralisation de l'azote organique (tab. 7, col. 2 et 4) dans les trois sols. Ce flush de minéralisation est lié en totalité à l'augmentation du niveau d'azote ammoniacal du sol. La nitrification paraît totalement inhibée par la fumigation au chloroforme car les teneurs en azote nitrique dans les sols fumigés restent constantes ou diminuent légèrement pendant la durée de l'incubation. Sur un plan cinétique, le traitement au chloroforme semble augmenter globalement les vitesses relatives de minéralisation de l'azote dans les sols : ainsi 58, 54 et 62 % des quantités d'azote minéralisées pendant l'incubation sont libérées pendant la première semaine par les témoins T des sols Dijon, Bresse et Saulieu, alors que pour les témoins TF correspondants, ces chiffres sont respectivement de 72, 70 et 70 %. Pour les sols ayant reçu des apports, cette tendance est la même, excepté le sol acide de Saulieu où la minéralisation de l'azote dans les traitements chloroformés semble légèrement plus lente que pour les traitements non fumigés.

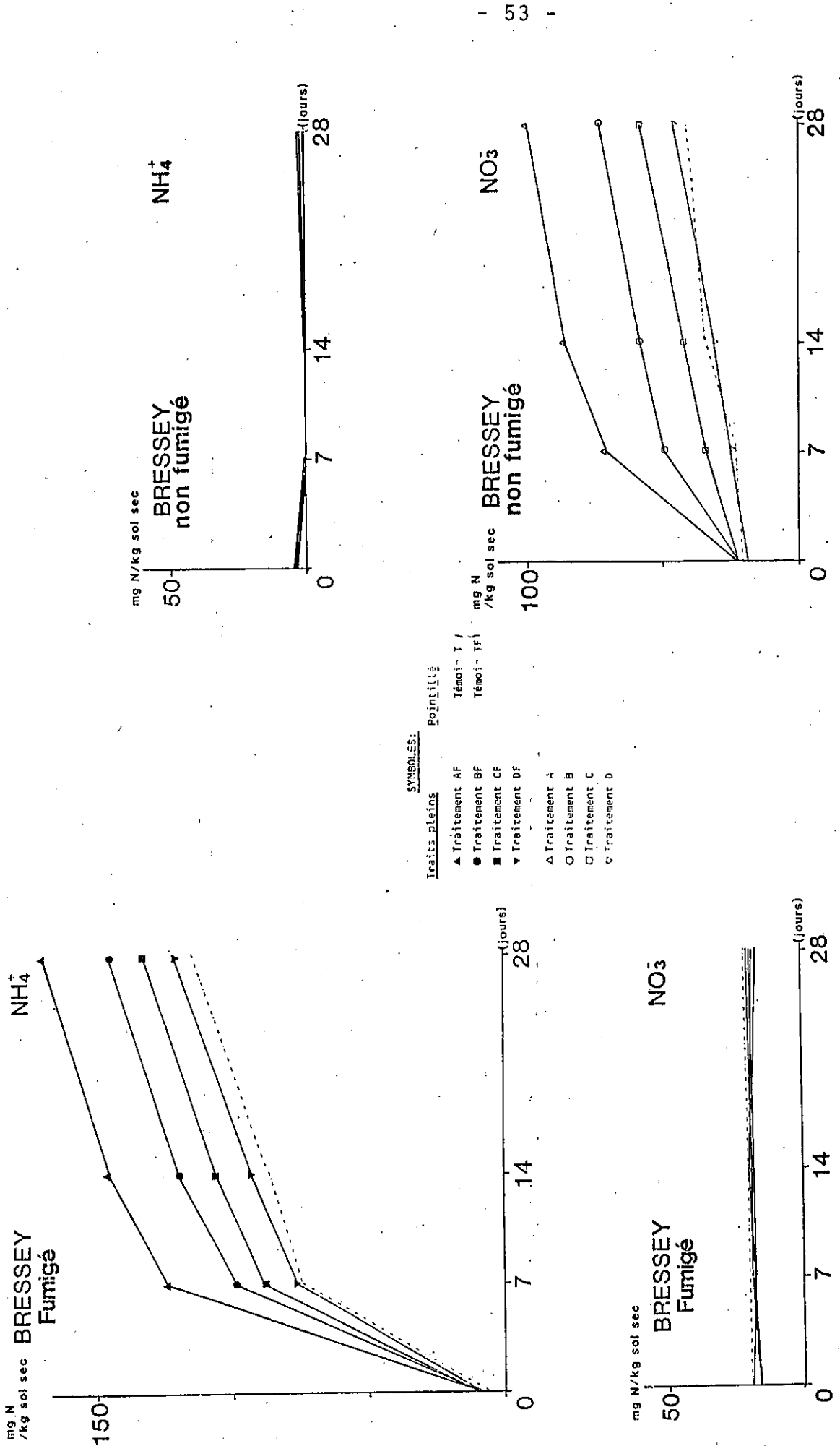


Figure 8 (suite): Evolution des quantités totales N-NH₄⁺ et N-NO₃⁻ dans le sol de BRESSEY.

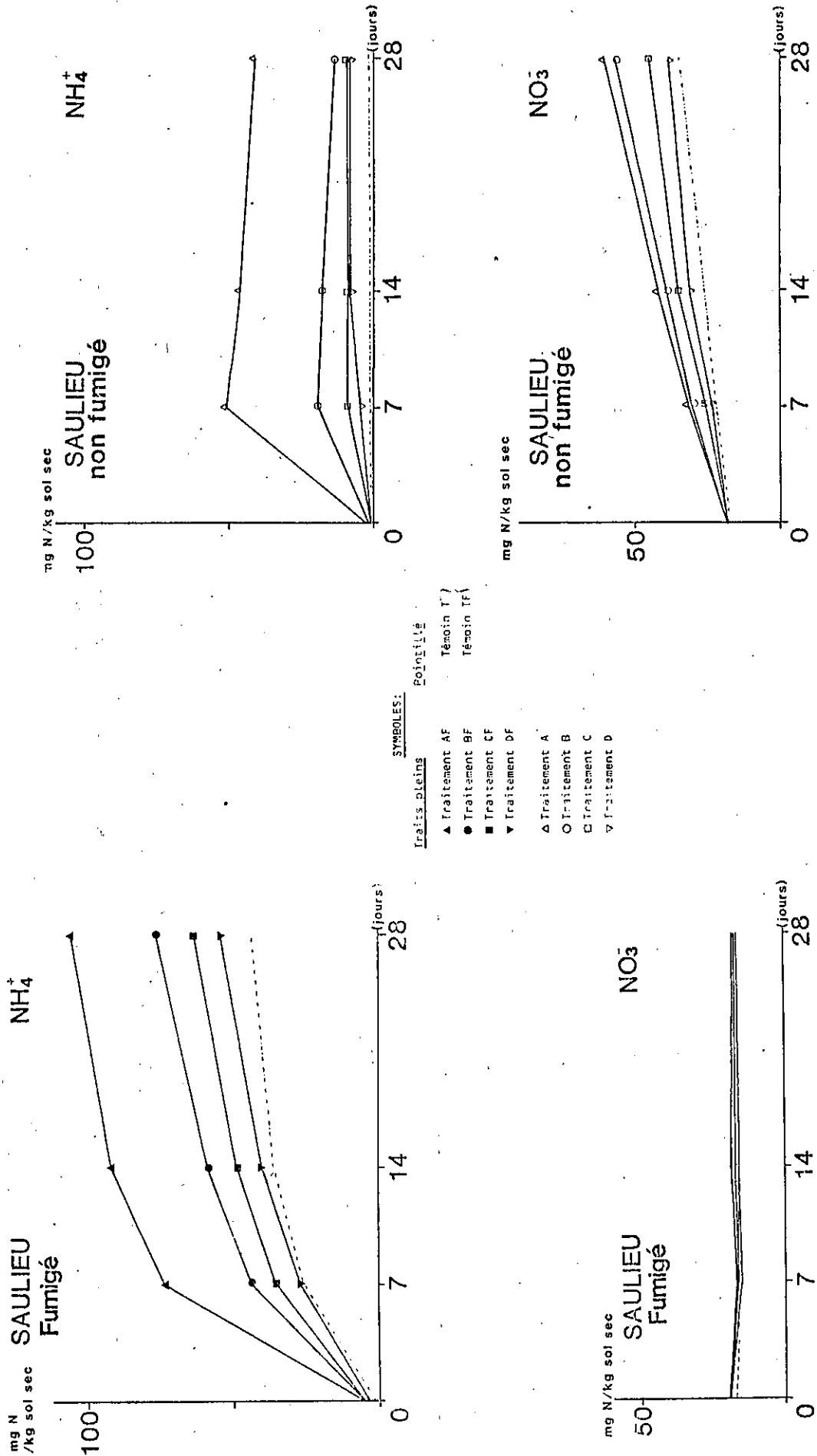


Figure 8 (suite): Evolution des quantités totales N-NH_4^+ et N-NO_3^- dans le sol de SAULIEU.

VARIABLES SOLS	N MINERALISE (1) Témoins T	TAUX DE (2) MINERALISATION Témoins T	N MINERALISE (3) Témoins TF	TAUX DE (4) MINERALISATION Témoins TF	INDICE DE (5) NITRIFICATION	MINERALISATION (6) SPECIFIQUE APPARENTE
DIJON	8,7	0,61	44,4	3,13	60 - 80	23,7
BRESSEY	21,6	0,36	111,8	1,85	98	27,9
SAULIEU	19,3	1,47	43,1	3,29	59 - 82	97,2

(1) N minéralisé entre 0 et 28 jours dans le traitement T (en mg N. kg⁻¹ sol sec)

(2) Valeur indiquée en (1) exprimée en % de la teneur en azote organique du sol

(3) idem (1) mais pour le traitement TF (en mg N.Kg⁻¹ sol sec)

(4) idem (2) mais pour le traitement TF

(5) N-NO₃ en % du N minéral à 28 jours pour les traitements A, B, C et D

(6) rapport de la valeur (1) sur la biomasse microbienne des sols (colonne 5, tableau 4)
(en µg N.mg⁻¹ C-biomasse pour 4 semaines d'incubation)

Tableau 7: Evolution de l'azote dans les trois sols étudiés.

- Effet de l'apport de matériel microbien :

Cet apport entraîne une augmentation des niveaux d'azote ammoniacal et nitrique dans les sols non traités et, du niveau d'azote ammoniacal seulement, dans les sols fumigés. Les augmentations du stock d'azote minéral suite à l'apport des quatre types de cellules fongiques ne sont toutefois pas comparables entre elles, compte tenu du fait que les quantités d'azote organique introduites au départ sont différentes. Tout au plus, on constate que les quantités minéralisées dans les sols avec apport se classent dans un ordre identique à celui des quantités apportées, en notant toutefois que dans le cas des sols ayant reçu le matériel microbien D, l'évolution de l'azote est très peu différente de celle des témoins correspondants au cours de la première phase d'incubation. Sur un plan cinétique, il apparaît que les vitesses relatives de minéralisation sont en raison inverse du rapport C/N du matériel microbien et ce, quel que soit le type de sol et indépendamment du traitement au chloroforme : ainsi par exemple, respectivement 78, 72, 70 et 63 % de l'azote minéral produit pendant l'incubation est libéré pendant les sept premiers jours par les traitements AF, BF, CF et DF du sol de Dijon.

- Effet du type de sol :

Le type de sol est également un facteur de variation important qui agit sur les quantités d'azote minéralisées pendant l'incubation. Afin de comparer les sols entre eux, il est nécessaire de relativiser l'évolution de l'azote dans ces sols.

Ainsi, les trois sols peuvent être classés d'après les quantités d'azote minéralisées dans le témoin T (tab. 7, col. 1) ou dans le témoin fumigé TF (col. 3), néanmoins le calcul des taux de minéralisation de l'azote organique du sol (col. 2 et 4) permet de constater que le sol le plus organique est également celui qui possède le taux de minéralisation le plus faible .

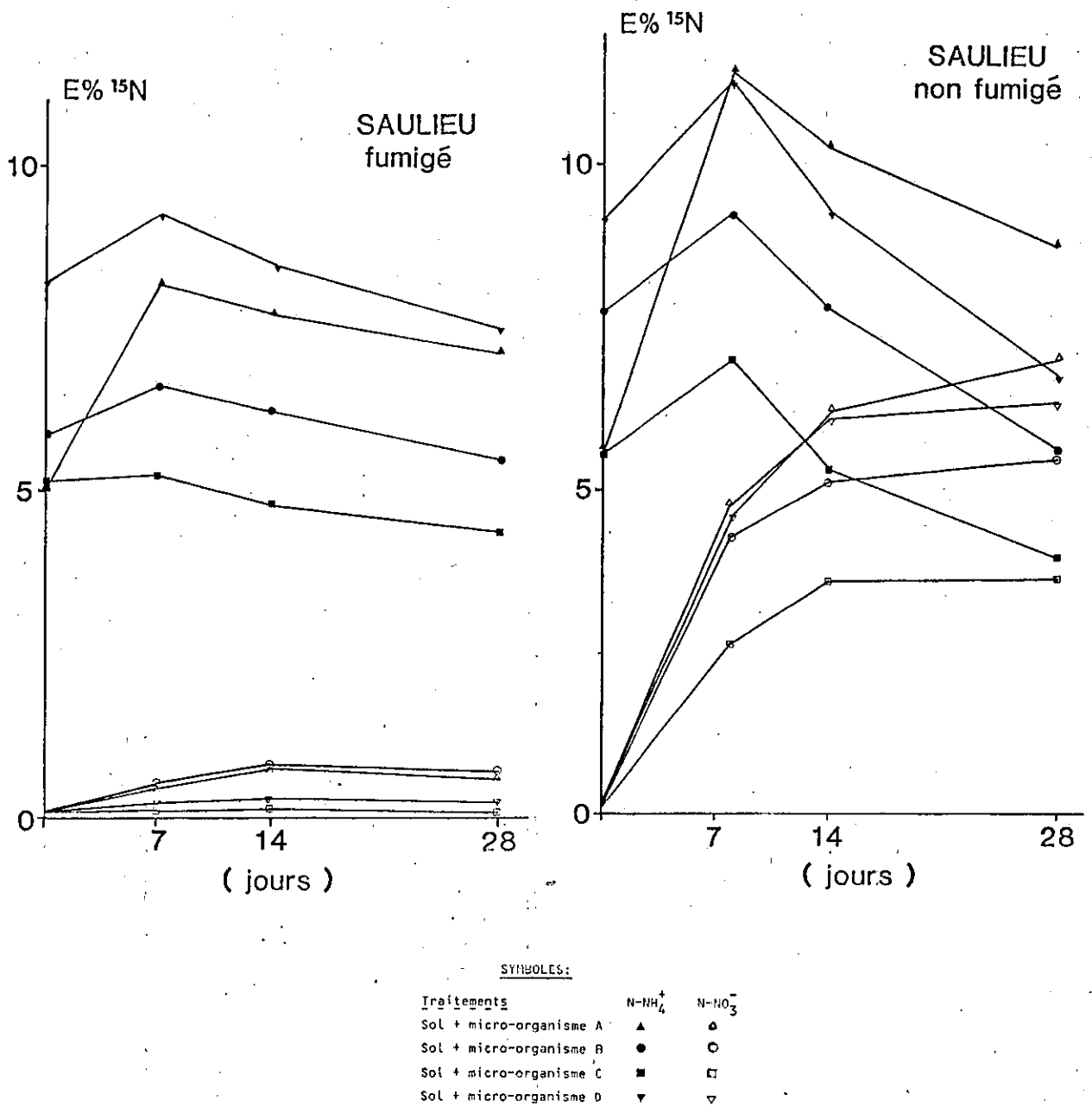


Figure 9: Evolution des excès isotopiques des fractions ammoniacale et nitrique dans le sol de SAULIEU.

RAPPEL:

Excès isotopiques des produits utilisés

matériel	N total	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻
A	14,7	10,1	7,3
B	14,3	9,9	6,6
C	14,2	11,7	-
D	29,6	21,6	16,9

- Activité minéralisatrice de la microflore des sols

Il est également possible de caractériser la microflore du sol par son aptitude à minéraliser l'azote organique. Ainsi, *la minéralisation spécifique apparente* (col. 6) que l'on pose par définition comme étant la quantité d'azote minéralisée pendant 28 jours dans le témoin T rapportée à l'unité de C-biomasse, peut être considérée comme un indice de l'activité minéralisatrice apparente de la microflore du sol. Il est aisé de constater que le sol Saulieu dont la biomasse est pondéralement la moins importante, est le sol où cette valeur est la plus élevée.

L'activité nitrifiante peut être également un critère qui permet de caractériser l'activité de la microflore d'un sol. Malgré les critiques que peut suggérer le calcul de l'indice de nitrification tel qu'il est défini dans le tableau 7 (Col. 5), on constate que pour le sol très organique Bressey, la quasi-totalité de l'azote présent en fin d'incubation est sous forme nitrique, alors que seulement 60 à 80 % (selon les cas) de l'azote minéral présent à 28 jours est sous forme nitrique pour les sols Dijon et Saulieu.

2.2. EVOLUTION DE L'AZOTE MICROBIEN INTRODUIT

2.2.1. Minéralisation de l'azote organique marqué

- Excès isotopiques

La minéralisation de l'azote organique des corps microbiens apportés se traduit par une modification des excès isotopiques de l'azote minéral du sol ($N-NH_4^+$ et $N-NO_3^-$). L'évolution de ces excès isotopiques est uniquement illustrée pour le sol Saulieu (fig. 9), les excès isotopiques des fractions N-minéral des autres sols présentant des évolutions similaires.

La présence de forts excès isotopiques pour la fraction ammoniacale de l'azote minéral des sols au début de l'incubation peut s'expliquer

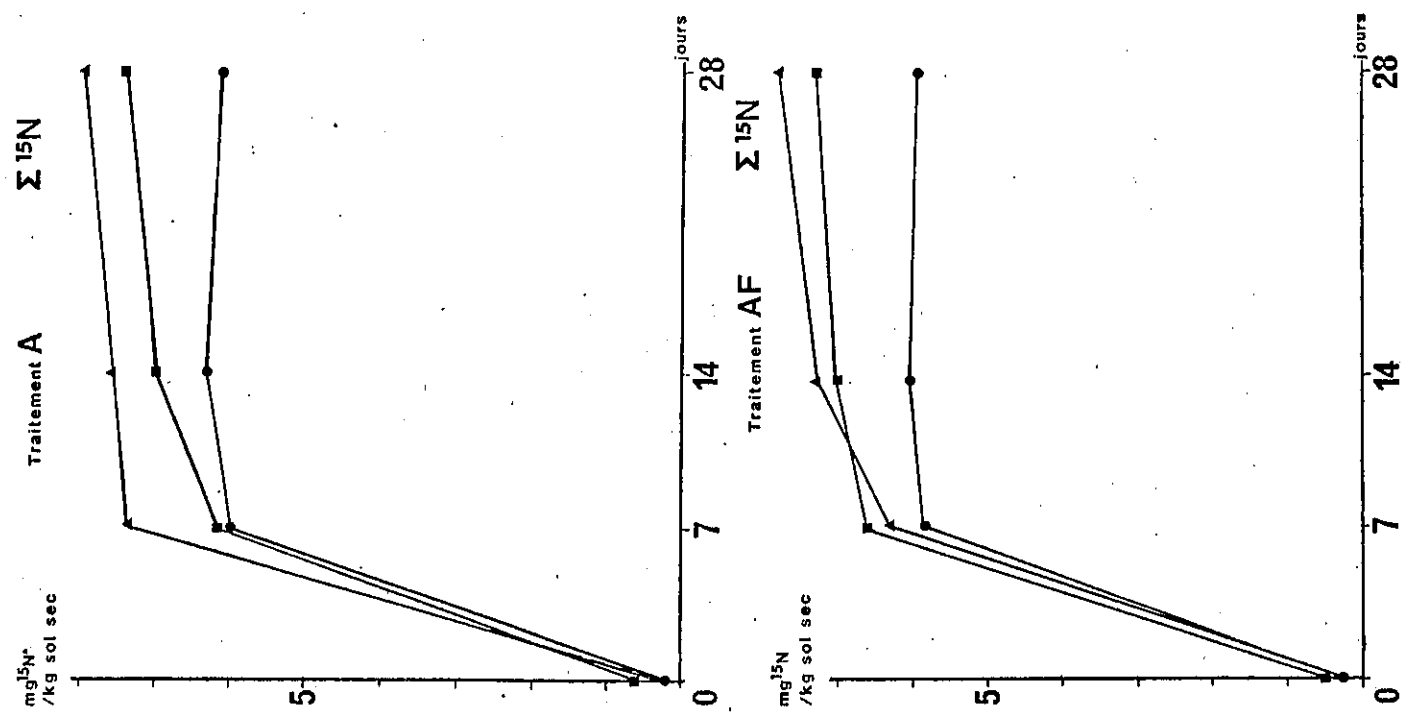
par le niveau très faible du sol en ammonium à cette date (teneurs < 10 ppm) et par la prise en compte au niveau de l'extraction du sol par le KCl des faibles quantités d'azote ammoniacal marqué présentes dans les corps microbiens (< 0,5 ‰). Il en est de même pour les nitrates dont l'excès au temps zéro tient compte des quantités infimes d'azote nitrique microbien (< 0,3 ‰). En définitive, l'azote minéral marqué présent au début de l'incubation représente dans la majorité des cas moins de 3 % de l'azote microbien marqué introduit.

Dans les sols fumigés, les excès isotopiques de la fraction nitrique, mises à part quelques variations de faible amplitude, restent pratiquement constants pendant la durée de l'incubation et inférieurs à 1 %. Ceci confirme l'absence de nitrification après traitement du sol au chloroforme. Par contre, dans le cas de la fraction ammoniacale, une baisse lente et progressive des excès isotopiques est observée après une semaine d'incubation; cela traduit la dilution de l'azote minéral marqué par l'azote minéral natif du sol.

Dans les sols non fumigés, les excès isotopiques de la fraction ammoniacale augmentent entre 0 et 7 jours puis décroissent rapidement entre 7 et 28 jours. Parallèlement, l'activité nitrifiante s'exerçant, l'excès isotopique des nitrates augmente tout au long de l'incubation et de façon très rapide pendant la première semaine, excepté pour le sol Bressy où tout l'azote microbien minéralisé étant sous forme nitrique dès le prélèvement du 7^e jour, celui-ci est progressivement dilué par l'azote natif du sol, ce qui entraîne une baisse de l'excès isotopique des nitrates au cours de l'incubation.

- Coefficients de minéralisation

Le produit des excès isotopiques et des quantités totales d'azote minéral du sol permet de connaître les quantités d'azote microbien minéralisées au cours de l'incubation. Ces quantités d'azote organique marqué

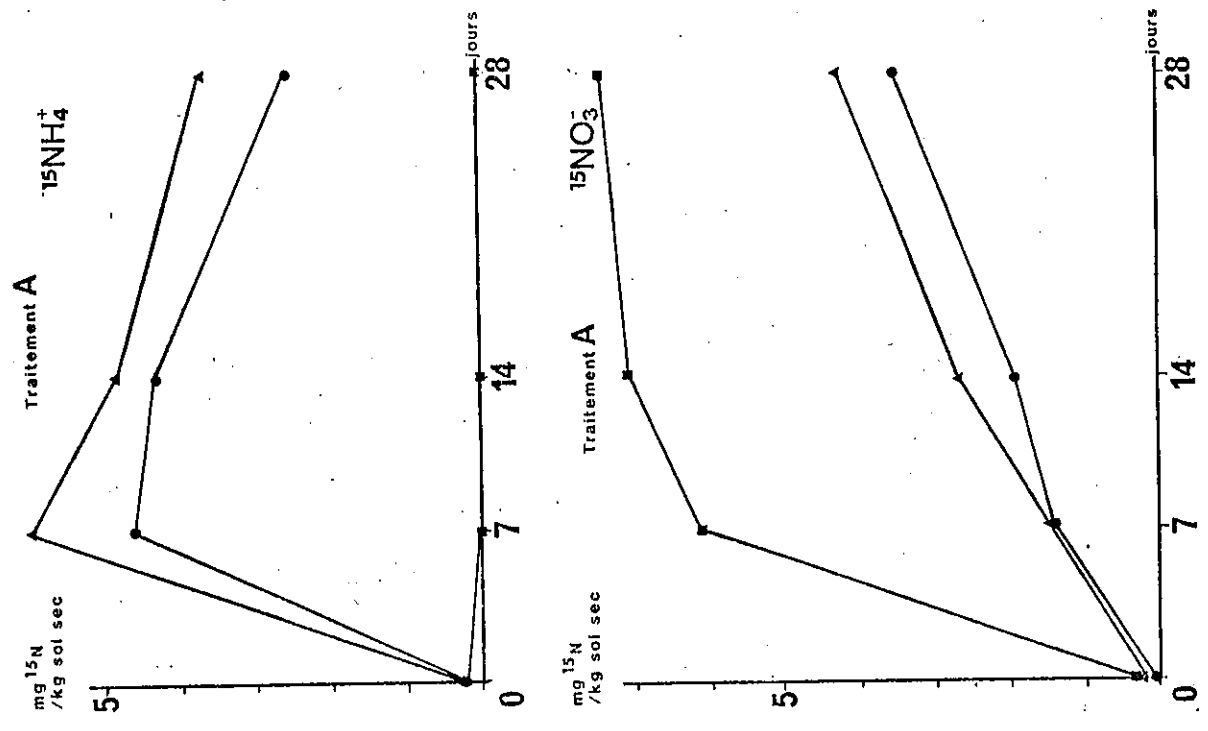


SYMPLES:
 ■ BRESSEY ▲ SAULEU ● DIJON

Figure 10: Minéralisation de l'azote organique marqué du matériel microbien A dans les trois sols.

sols non fumigés:
 $^{15}\text{N-NH}_4^+$, $^{15}\text{N-NO}_3^-$,
 et ^{15}N minéral total

sols fumigés:
 ^{15}N minéral total



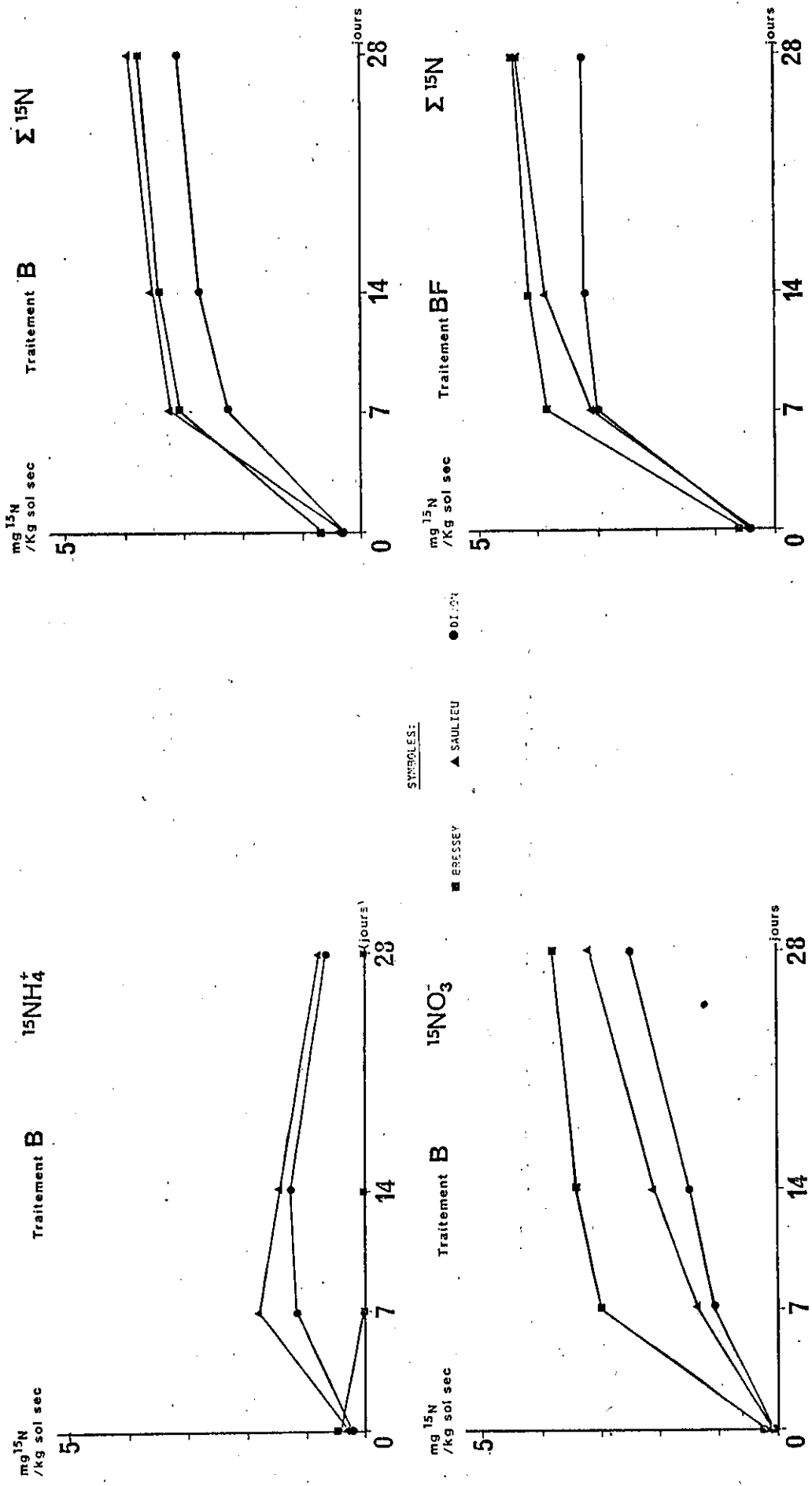


Figure 10 (suite): Minéralisation de l'azote organique marqué du matériel microbien B dans les trois sols. sols_non_fumigés: $^{15}\text{N-NH}_4^+$, $^{15}\text{N-NO}_3^-$ et ^{15}N minéral total; sols_fumigés: ^{15}N minéral total seulement

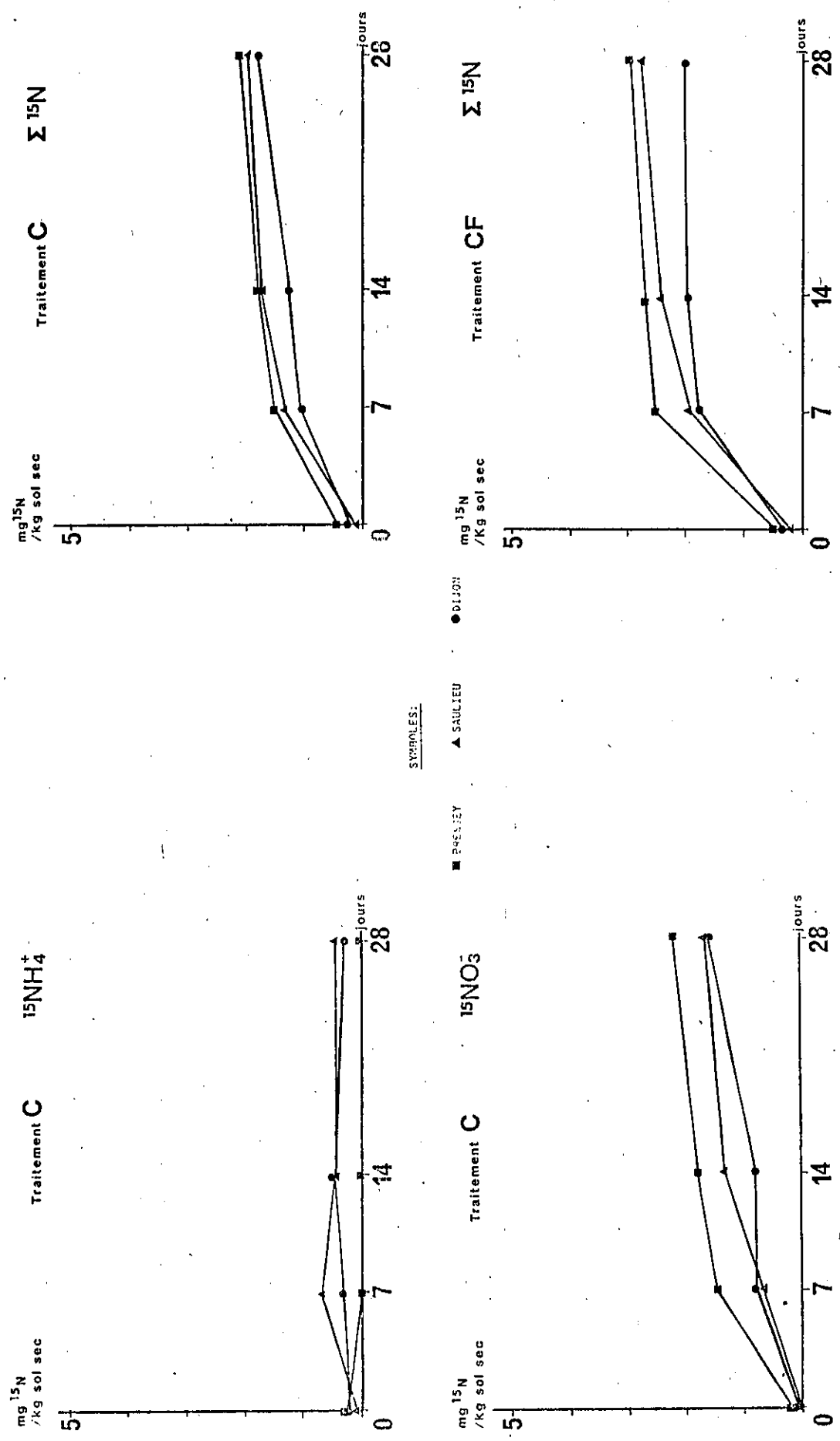


Figure 10 (suite): Minéralisation de l'azote organique marqué du matériel microbien C dans les trois sols. sols_non_fumigés: $^{15}\text{N-NH}_4^+$, $^{15}\text{N-NO}_3^-$ et ^{15}N minéral total ; sols_fumigés: ^{15}N minéral total seulement

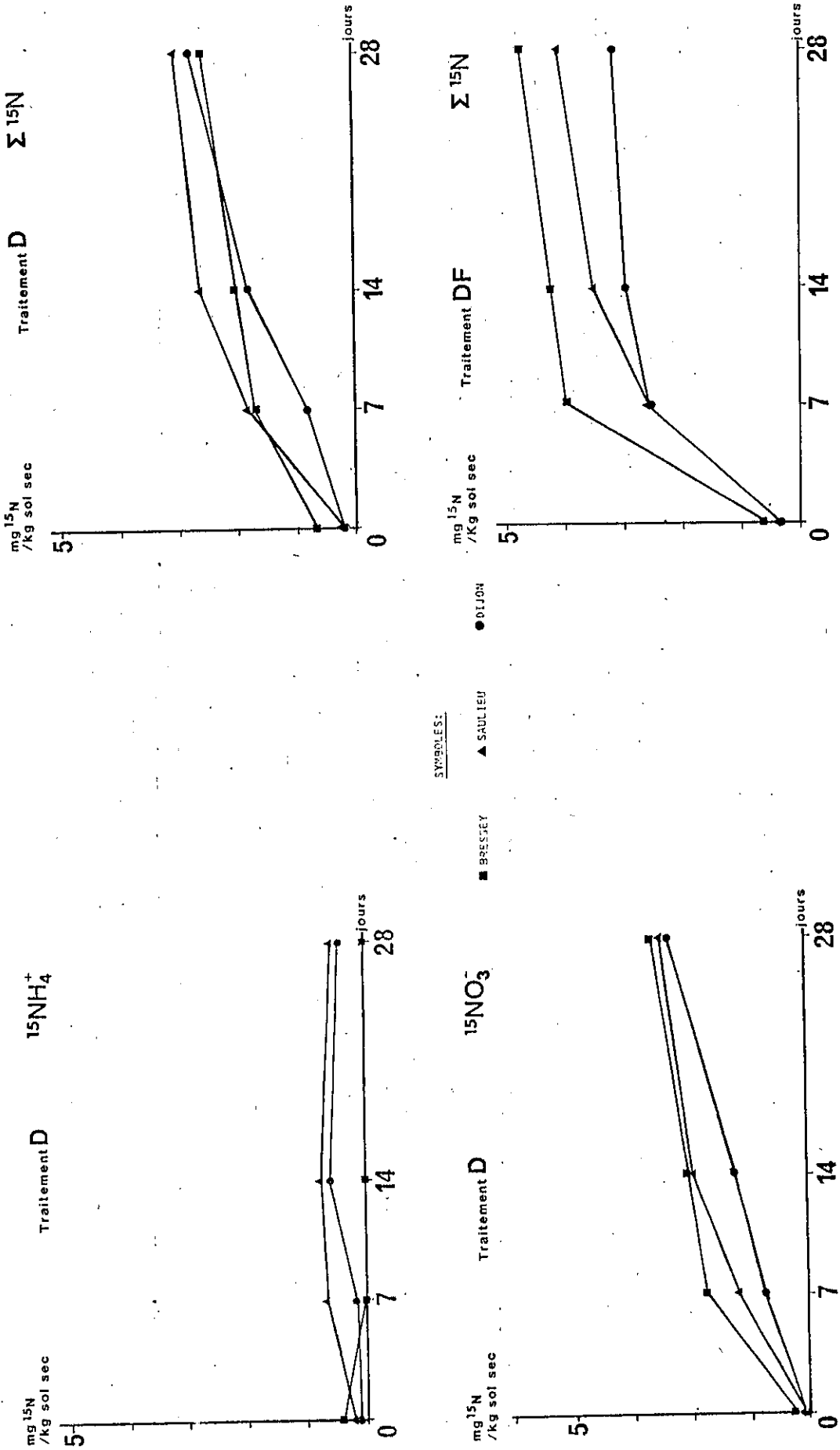


Figure 10 (suite): Minéralisation de l'azote organique marqué du matériel microbien D dans les trois sols. sols non fumigés: $^{15}\text{N-NH}_4^+$, $^{15}\text{N-NO}_3^-$ et ^{15}N minéral total ; sols fumigés: ^{15}N minéral total seulement

minéralisées sont illustrées pour chaque micro-organisme par la série des figures 10 : Pour les sols non fumigés, l'évolution des quantités d'azote ^{15}N présentes sous forme ammoniacale ($^{15}\text{NH}_4^+$) et nitrique ($^{15}\text{NO}_3^-$) sont représentées ainsi que leur somme ($\Sigma ^{15}\text{N}$) tandis que pour les sols fumigés seule l'évolution de l'azote minéral total marqué ($\Sigma ^{15}\text{N}$) est illustrée compte tenu de l'absence de nitrification. Les minéralisations des différents micro-organismes n'étant pas directement comparables (quantités et excès isotopiques de l'azote organique des corps microbiens différents), le tableau 8 permet cette comparaison en présentant les valeurs des coefficients de minéralisation obtenues aux trois dates de prélèvement (coefficient de minéralisation = $\frac{^{15}\text{N-NH}_4^+ + ^{15}\text{N-NO}_3^-}{^{15}\text{N organique apporté}}$).

Toutes ces données permettent la mise en évidence de certains éléments :

- En plus de la modification de la dynamique de l'azote marqué liée à l'absence de nitrification dans les sols traités au chloroforme, la fumigation entraîne également une modification significative de la minéralisation des micro-organismes marqués. Toutefois, cet effet doit être nuancé par l'existence d'interactions statistiques effet sol x effet fumigation et effet fumigation x effet type de matériel microbien hautement significatives. Au delà de 7 jours d'incubation, on peut considérer que la minéralisation des corps microbiens A est similaire dans les sols fumigés et dans les sols non traités (classement des moyennes du tableau 8). Par contre, pour les autres corps microbiens, les coefficients de minéralisation calculés à chaque date sont supérieurs pour les sols fumigés au chloroforme : ainsi par exemple, dans le sol Bresse les coefficients de minéralisation à 7 jours d'incubation des traitements B, C et D sont respectivement de 0,32, 0,21 et 0,14 alors que pour les traitements BF, CF et DF les valeurs obtenues sont 0,41, 0,36 et 0,34. Pour les micro-organismes A et C, le traitement au chloroforme ne semble pas modifier le classement des sols au cours

DATES	7 JOURS						14 JOURS						28 JOURS											
	A	B	C	D	AF	BF	CF	DF	A	B	C	D	AF	BF	CF	DF	A	B	C	D	AF	BF	CF	DF
SOLS Dijon	**	**	*					*	**	**							*	*	*					
	0,430	0,234	0,147	0,073	0,420	0,320	0,254	0,223	(c)	(gh)	(j)	(k)	(c)	(e)	(fg)	(ih)	(d)	(hg)	(k)	(ml)	(de)	(fg)	(ij)	(jk)
Bresse	*	*	*	**																				
	0,440	0,327	0,213	0,146	0,474	0,418	0,366	0,345	(c)	(e)	(ih)	(j)	(b)	(c)	(d)	(ed)	(b)	(de)	(hi)	(m)	(b)	(c)	(de)	(de)
Sautieu	*	*	*	*				*	*	*	*						*	*	*	*	*	*	*	*
	0,530	0,340	0,197	0,153	0,451	0,331	0,272	0,223	(a)	(ed)	(i)	(j)	(bc)	(e)	(f)	(ih)	(a)	(de)	(ij)	(kl)	(a)	(c)	(e)	(f)

Nota : Les coefficients de variation sont inférieurs à 5 % sauf pour les valeurs accompagnées de (*) dont les coefficients sont compris entre 5 et 10 %, ou de (**) dont les coefficients sont supérieurs à 10 %.

Les classements de moyennes ont été effectués par la méthode de Newman et Keuls (seuil 1 %) date par date ; Les valeurs accompagnées d'une et/ou deux lettres identiques (entre parenthèses) ne sont pas statistiquement différentes.

- Coefficient de minéralisation = ^{15}N minéral ($^{15}\text{N-NH}_4^+$ + $^{15}\text{N-NO}_3^-$) / ^{15}N microbien apporté
- ^{15}N microbien apporté (en mg $^{15}\text{N/Kg}$ sol sec) : A=13,91 ; B=9,31 ; C=6,99 ; D=11,64
- $^{15}\text{N-NH}_4^+$ et $^{15}\text{N-NO}_3^-$: valeurs et calcul dans les annexes 4, 5, et 6.

Tableau 8: Coefficients de minéralisation de l'azote microbien introduit.

de l'incubation (fig. 10); les micro-organismes B et D ont par contre une minéralisation supérieure dans le sol Saulieu par rapport au sol Bressey lorsque ces sols ne sont pas traités, l'ordre étant inversé lorsque ces deux sols sont fumigés. Enfin, il est clair que le traitement au chloroforme atténue les différences de décomposition entre micro-organismes et ce, quels que soient la date de prélèvement et le sol étudié. Ainsi la fourchette des coefficients de minéralisation des traitements A, B, C et D du sol Bressey à 28 jours est de 0,53 - 0,22 alors que pour les traitements AF, BF, CF et DF correspondants, celle-ci est de 0,52 - 0,40.

- le type de sol intervient également sur la minéralisation des micro-organismes marqués. Toutefois, la présence d'interactions statistiques effet sol x effet fumigation (signalée précédemment) et effet sol x effet type de matériel microbien hautement significatives, montre que l'effet sol est relativement complexe. D'une façon générale, le sol Dijon présente, quels que soient les traitements, les coefficients de minéralisation les plus faibles, les valeurs les plus élevées étant obtenues pour les sols Bressey et Saulieu en tenant compte des observations formulées antérieurement. Les écarts entre les coefficients de minéralisation les plus faibles et les plus forts sont également différents d'un sol à un autre. Ainsi, quels que soient la date et le traitement ou non au chloroforme, les plus faibles écarts entre les coefficients de minéralisation des micro-organismes A et D sont obtenus pour le sol Bressey.

- Enfin, le facteur de variation influençant le plus la minéralisation de l'azote organique marqué est l'effet dû au type de matériel microbien (60 à 70 % de la variance totale suivant la date de prélèvement). Considérant l'ensemble des interactions statistiques citées plus haut, il est apparu nécessaire d'effectuer un classement des coefficients de minéralisation et ce, par date (tab. 8). Globalement, les coefficients de

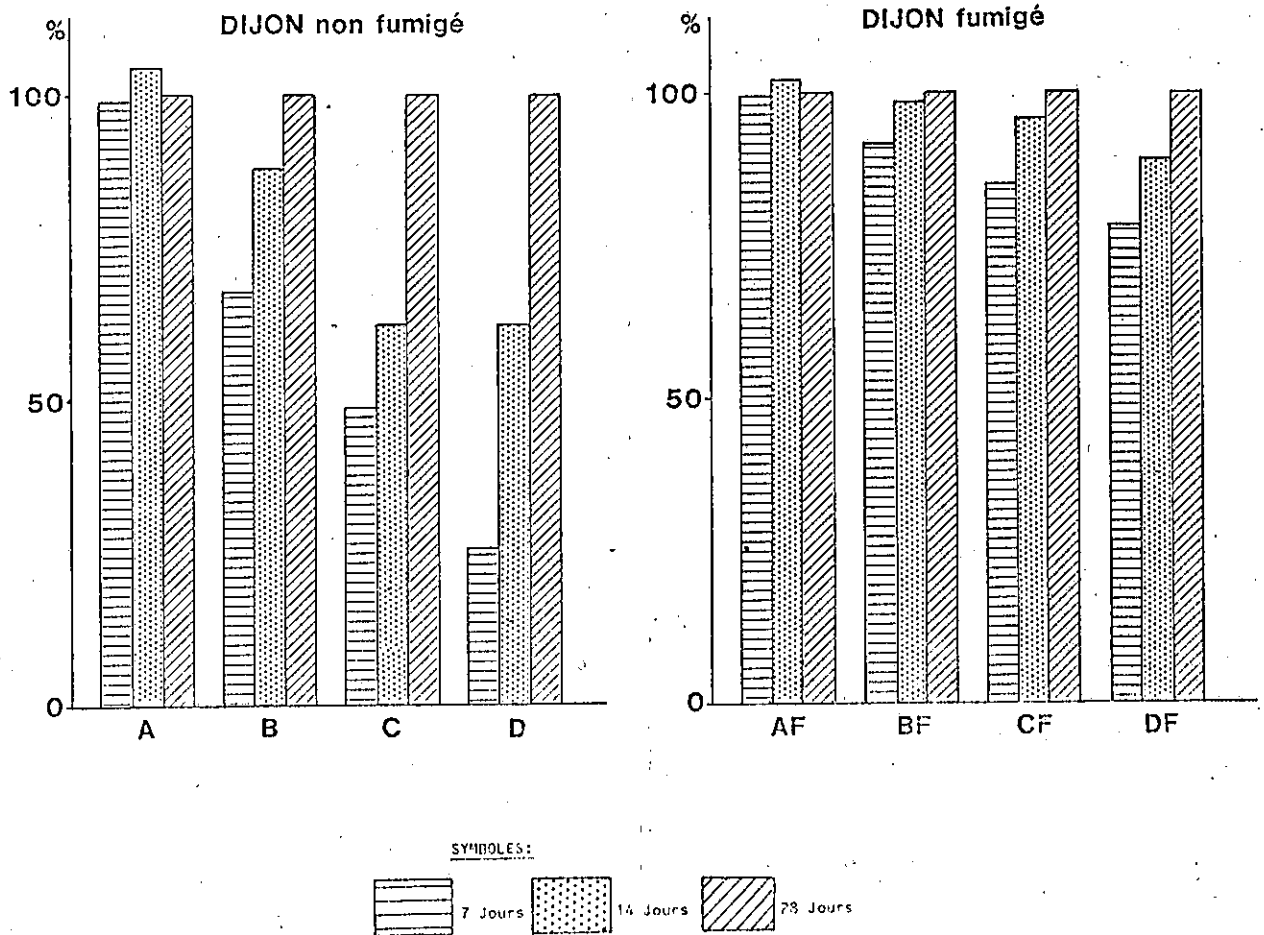


Figure 11: Vitesses relatives de minéralisation de l'azote organique marqué des différents matériaux microbiens dans le sol de DIJON.

(ces valeurs relatives ont été calculées comme suit:
pour chaque traitement les quantités d'azote organique marqué minéralisé à 7 et 14 jours ont été exprimées en % des quantités produites à 28 jours).

minéralisation sont en rapport direct avec le contenu en azote des matériaux marqués introduits. Toutefois, dans certains cas, les coefficients de minéralisation des micro-organismes C et D ne sont pas statistiquement différents (sol Bressesey fumigé quelle que soit la date, Saulieu non fumigé à 14 jours, Dijon fumigé à 28 jours).

Ces différents résultats permettent d'attribuer des valeurs au coefficient K_N , que l'on pose par définition comme étant la valeur du coefficient de minéralisation des matériaux microbiens dans les sols fumigés à 7 jours d'incubation. Les valeurs extrêmes pour les sols Dijon, Bressesey et Saulieu sont respectivement 0,42 - 0,22 , 0,47 - 0,35 et 0,45 - 0,22. Malgré la signification statistique discutable que représente une moyenne, les valeurs moyennes du coefficient K_N pour les sols Dijon, Bressesey et Saulieu sont respectivement 0,304 , 0,400 , et 0,319.

- Cinétiques de minéralisation

La cinétique de minéralisation des matériaux microbiens marqués à l'azote 15 apparaît dans les courbes de la figure 10, mais afin d'effectuer une comparaison entre micro-organismes, et en admettant qu'il n'y ait pas d'effet dose, les quantités d'azote microbien minéralisées à 7 et 14 jours doivent être exprimées en pourcentage de celles minéralisées à 28 jours. Ce calcul n'est représenté que pour l'un des sols (fig. 11). D'une façon générale, la minéralisation de l'azote organique des matériaux microbiens s'effectue en grande partie au cours de la première semaine d'incubation avec toutefois quelques différences selon les traitements :

La fumigation au chloroforme augmente la vitesse relative de minéralisation des cellules fongiques. Ainsi, dans les sols Dijon et Bressesey, respectivement 78 à 99 % et 82 à 90 % de l'azote 15 minéralisé pendant

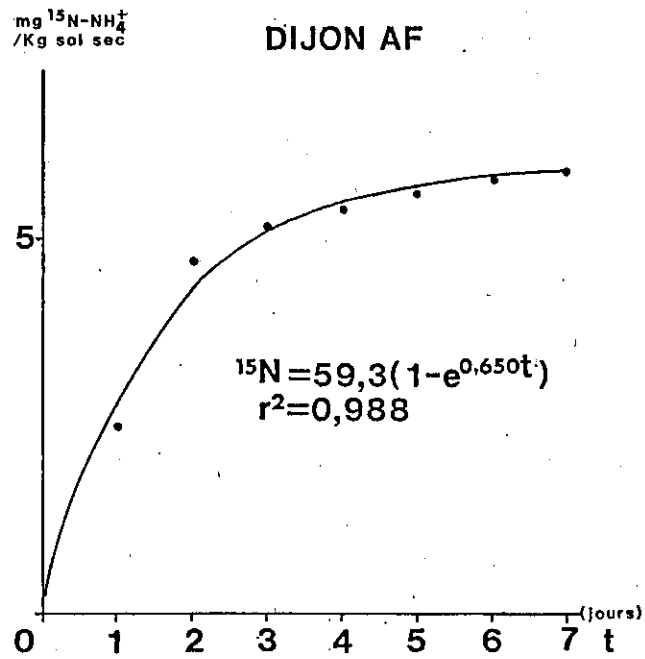


Figure 12: Minéralisation de l'azote organique marqué du matériel de C/N 5,1 pendant la première semaine dans le sol de DIJON traité au chloroforme.

(les points expérimentaux sont indiqués sur la figure par •)

28 jours est produit pendant les 7 premiers jours dans les sols fumigés, alors que les fourchettes de valeurs pour les sols non traités sont de 26 à 98 % et 56 à 82 %. Dans le cas du sol acide de Saulieu, les vitesses relatives de minéralisation des matériaux microbiens dans les traitements fumigés sont inférieures ou égales à celles des traitements non fumigés correspondants : 59 à 81 % de l'azote libéré est minéralisé pendant la première semaine dans le premier cas, contre 56 à 93 % dans le second.

Les vitesses relatives de minéralisation semblent être également fonction du type de matériel microbien. Elles sont en relation directe avec le contenu en azote des cellules, de façon très nette pour les traitements non fumigés et moins marquée pour les traitements fumigés. Ainsi, respectivement 93, 79, 66 et 56 % de l'azote minéralisé pendant l'incubation est libéré pendant les 7 premiers jours par les traitements A, B, C et D, contre 81, 69, 65 et 59 % pour les traitements AF, BF, CF et DF dans le sol de Saulieu. Si la minéralisation du micro-organisme A s'effectue essentiellement pendant la première semaine (80 à 99 % de l'azote minéralisé en 28 jours est produit pendant la première semaine), par contre les corps microbiens C et D ont une évolution beaucoup plus lente dans les sols non fumigés : respectivement 26 et 63 % de l'azote minéral marqué produit pendant 28 jours apparaît à 7 et 14 jours d'incubation dans le traitement D du sol Dijon.

Afin de préciser la minéralisation très rapide des micro-organismes qui a lieu durant la première semaine d'incubation, la décomposition du micro-organisme A, a été étudiée à titre d'exemple dans le sol Dijon fumigé au chloroforme (fig. 12). La minéralisation très rapide de ce micro-organisme sous forme ammoniacale peut être assimilée à une cinétique d'ordre 1. En outre, 87 % de l'azote minéralisé pendant 7 jours est libéré au cours des 3 premiers jours.

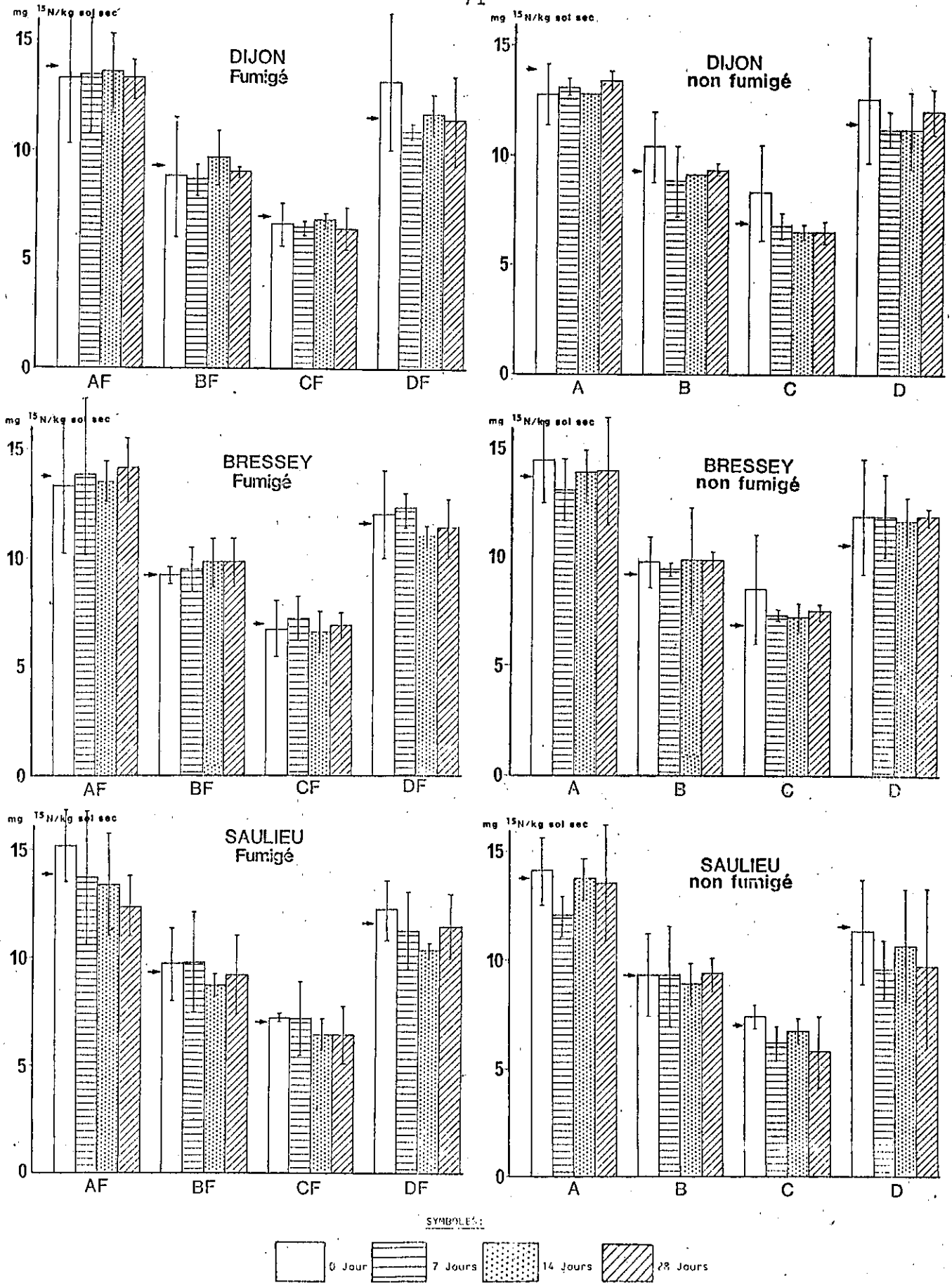


Figure 13: Bilan azote ¹⁵ effectué à chaque date de prélèvement et pour les sols DIJON, BRESSEY et SAULIEU.

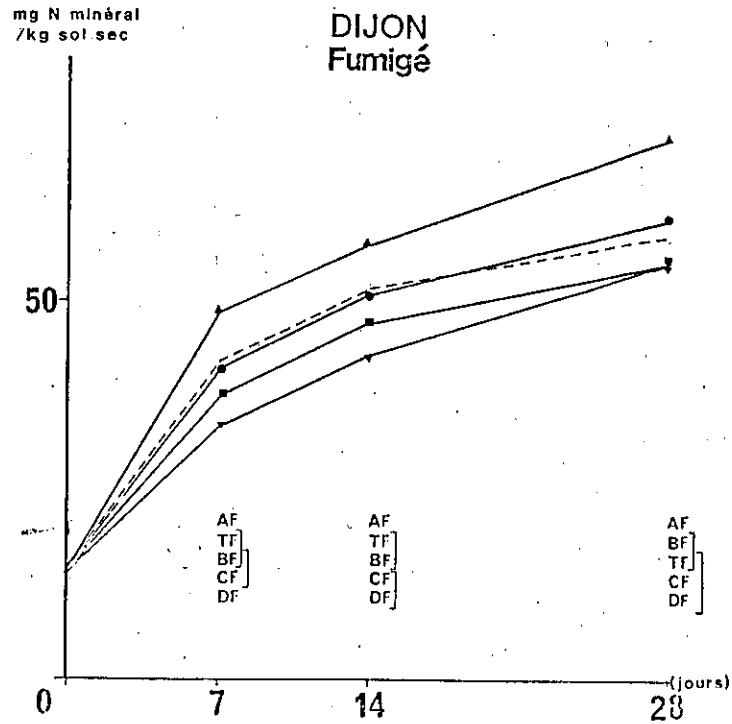
- Histogrammes= quantité d'azote quinze total dosée par Kjeldahl-Olsen
- Quantités d'azote ¹⁵ apportées au départ: A=13,91 ; B=9,31 ; C=6,99 ; D=11,64 (en mg azote ¹⁵/Kg sol sec)
- Les intervalles de confiance sont calculés au niveau 5 %

2.2.2. Bilan Azoté 15

La figure 13 présente pour chaque sol étudié les quantités totales d'azote 15 retrouvées à chaque date de prélèvement, les quantités initiales apportées étant indiquées pour chaque traitement par des flèches. Le nombre des mesures n'étant pas suffisant pour effectuer un test de comparaison de moyennes (seulement 3 répétitions), il est permis de considérer globalement que, lorsque la quantité initiale apportée est comprise dans l'intervalle de confiance des mesures expérimentales, ces deux quantités ne sont pas statistiquement différentes. Compte tenu des erreurs expérimentales, les quantités d'azote 15 recouvrées à chaque prélèvement correspondent aux quantités initialement apportées et ce, pour tous les sols et quels que soient les traitements. La valeur moyenne de recouvrement obtenue est de 98,2 % ($\pm 6,6$ %), les valeurs extrêmes étant 92 et 118 %. On peut donc considérer que les pertes d'azote par dénitrification ou volatilisation au cours des incubations sont négligeables. Aussi, les quantités d'azote 15 qui ne sont pas présentes sous forme minérale dans le sol doivent être sous forme organique, soit dans les corps microbiens non décomposés, soit dans la fraction organique du sol (biomasse néoformée, composés azotés organiques), des résultats expérimentaux ayant montré par ailleurs que l'ammonium fixé sur les argiles reste extractible par KCl dans les sols de Bresse et de Dijon.

2.3. EVOLUTION DE L'AZOTE ORGANIQUE NATIF DES SOLS

L'introduction de matériaux microbiens marqués à l'azote 15 permet à la fois de suivre l'évolution de l'azote microbien, de l'azote organique et de l'azote minéral natif du sol. La dynamique de l'azote minéral ($N-NH_4^+$; $N-NO_3^-$) natif du sol est représentée par la figure 14.



SYMBÔLES:

- | <u>Traits pleins</u> | <u>Pointillé</u> |
|----------------------|------------------|
| ▲ Traitement AF | Témoin T |
| ● Traitement BF | Témoin TF |
| ■ Traitement CF | |
| ▼ Traitement DF | |
| △ Traitement A | |
| ○ Traitement B | |
| □ Traitement C | |
| ▽ Traitement D | |

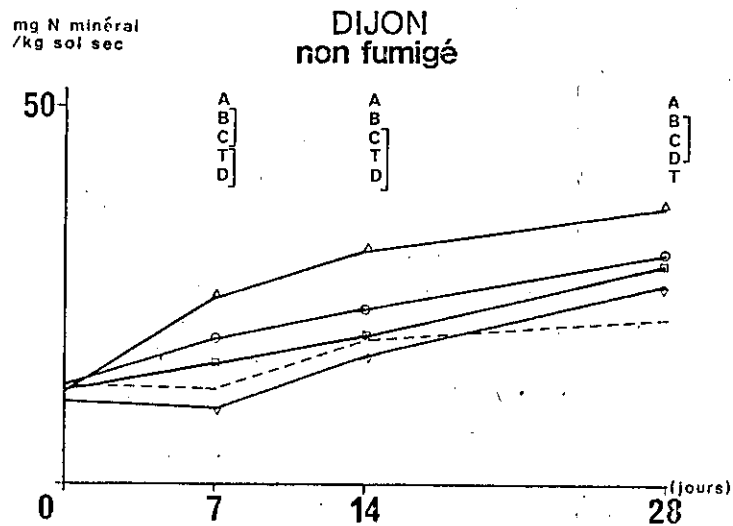


Figure 14 : Minéralisation de l'azote organique natif du sol de DIJON.

(Le classement des moyennes indiqué au bas de la figure a été effectué par un test de Newman et Keuls au seuil de 1%)

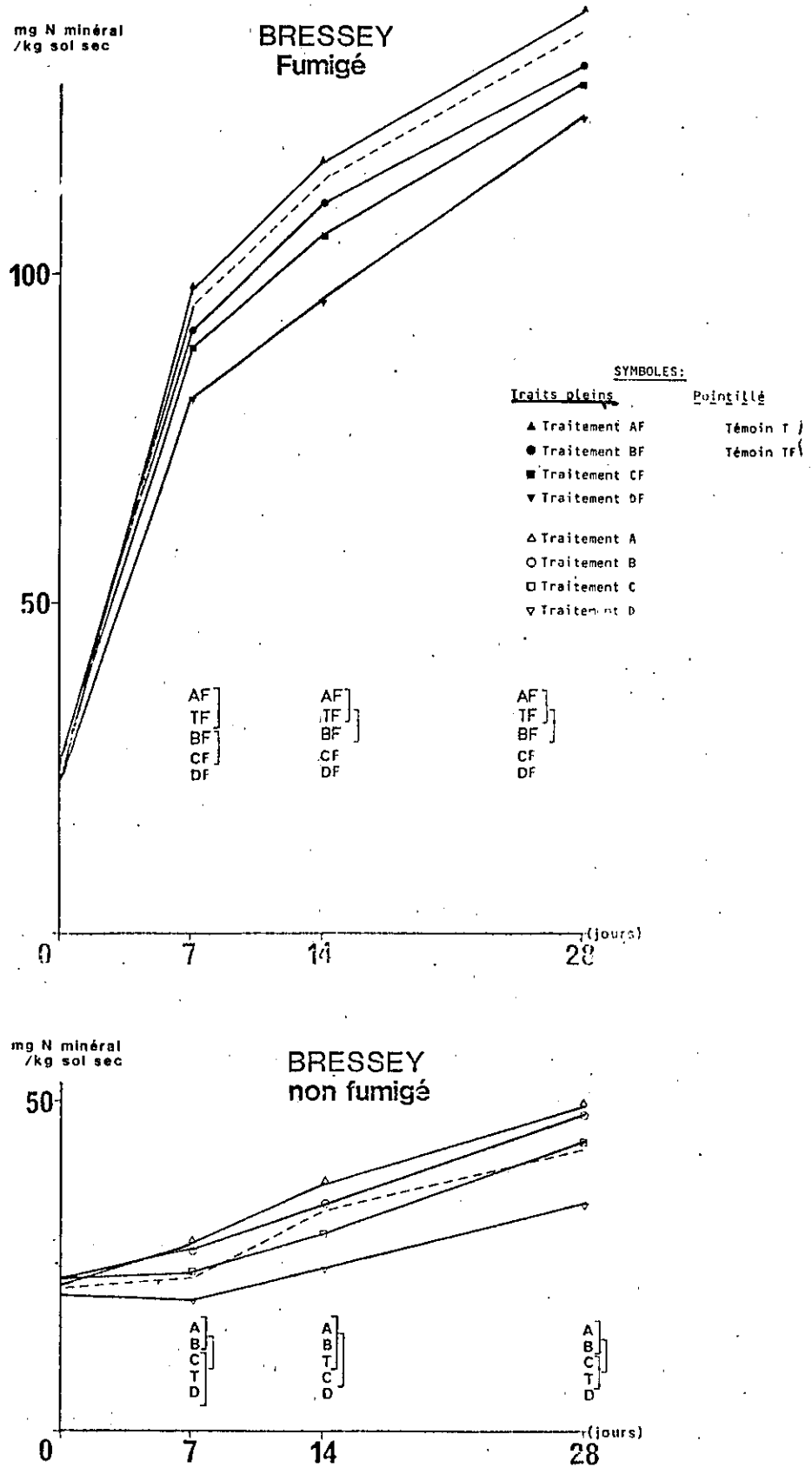
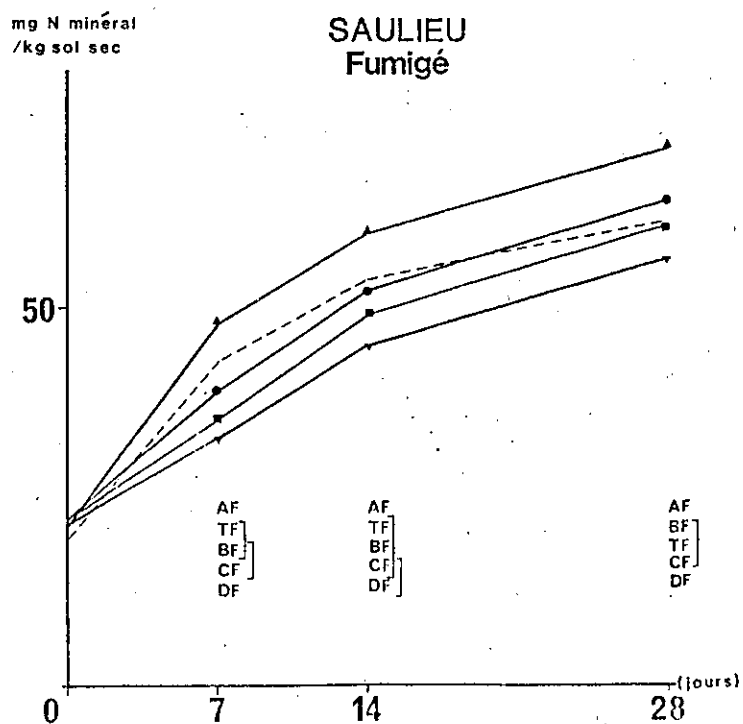


Figure 14 (suite) : Minéralisation de l'azote organique natif du sol de BRESSEY.

(le classement des moyennes indiqué au bas de la figure a été effectué par un test de Newman et Keuls au seuil de 1 %)



- SYMBOLES:
- | | |
|----------------------|------------------|
| <u>Traits pleins</u> | <u>Pointillé</u> |
| ▲ Traitement AF | Témoin T) |
| ● Traitement BF | Témoin TF) |
| ■ Traitement CF | |
| ▼ Traitement DF | |
| △ Traitement A | |
| ○ Traitement B | |
| □ Traitement C | |
| ▽ Traitement D | |

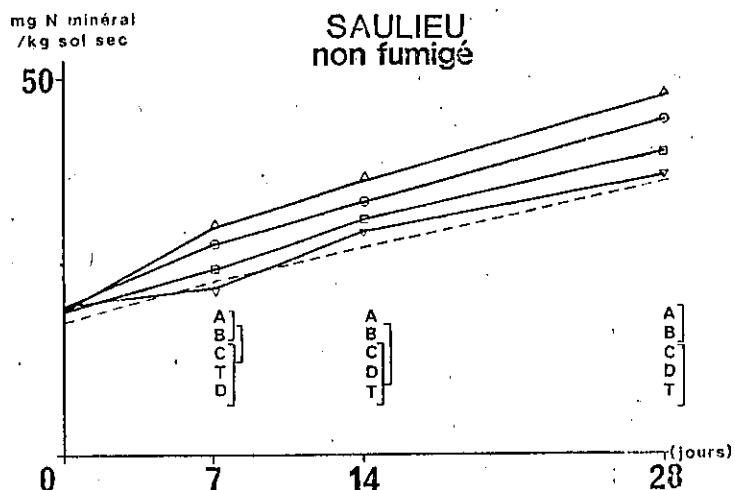


Figure 14 (suite): Minéralisation de l'azote organique natif du sol de SAULIEU.

(classement des moyennes indiqué au bas de la figure par un test de Newman et Keuls au seuil de 1 %)

Les variations des quantités d'azote minéral natif sont essentiellement liées à l'effet du type de sol et à l'effet du traitement au chloroforme qui représentent à eux deux, plus de 75 % de la variation totale. Ces effets sont en grande partie confondus avec les effets sol et fumigation intervenant sur les quantités totales d'azote minéral produites (§ 21). Par contre, la comparaison de l'évolution de l'azote minéral natif des sols ayant reçu des apports et les témoins correspondants (classement des moyennes, fig. 14) permet d'observer les éventuels " Priming effect ".

- Dans les sols non traités au chloroforme, excepté le cas du traitement D du sol Bresse où l'introduction des matériaux microbiens provoque un faible " priming effect " négatif sur les teneurs en azote nitrique natif, d'au maximum $4 \text{ mg N.Kg}^{-1} \text{ sol sec}$, tous les traitements induisent soit aucun effet, soit un " priming effect " positif. L'introduction des matériaux microbiens A et B entraîne dans tous les cas (sauf Bresse à 7 jours) une minéralisation supplémentaire de l'azote organique natif du sol : l'effet d'activation maximum est obtenu pour le traitement A du sol Dijon ($\approx + 14 \text{ mg N.Kg}^{-1} \text{ sol sec}$). Mise à part la réserve énoncée ci-dessus, les traitements C et D ne sont pas statistiquement différents du témoin T pour les trois dates de prélèvement, sauf dans le cas du sol Dijon où apparaît un " priming effect " positif à la date 28 jours.

- Dans les sols fumigés, les effets sont différents suivant le type de sol. Dans le sol Bresse, l'évolution de l'azote minéral natif des traitements AF et BF apparaît très peu différente de celle du témoin TF, alors que l'introduction des matériaux C et D entraîne un " priming effect " négatif. Par contre, pour les sols Dijon et Saulieu, seule l'introduction du matériel A provoque un " priming effect " positif qui atteint $14 \text{ mg.Kg}^{-1} \text{ sol sec}$ pour le sol Dijon. L'évolution du traitement BF est identique à celle du témoin TF, alors que l'introduction des cellules C et

SOLS DATE (Jours)	DIJON		BRESSEY		SAULIEU	
	TEMOIN	TEMOIN FUMIGE	TEMOIN	TEMOIN FUMIGE	TEMOIN	TEMOIN FUMIGE
7	-	8,4	100,0	6,3	10,5	5,3
14	27,3	8,5	24,5	6,4	10,0	5,4
28	27,7	9,0	21,5	6,4	9,5	6,1

(-) pas de minéralisation de l'azote organique

Unité: Carbone organique du sol minéralisé / Azote organique du sol minéralisé
 (mg C-CO₂/Kg sol sec) (mg N minéral/Kg sol sec)

Tableau 9: Evolution du rapport Carbone natif minéralisé/Azote natif minéralisé dans les témoins T et TF des trois sols étudiés.

D entraîne un effet d'activation négatif au cours de l'incubation.

Toutefois, les traitements CF (Saulieu 14 et 28 jours, Dijon à 28 jours) et DF (Dijon 28 jours) ne sont pas statistiquement différents du témoin fumigé TF.

2.4. DISCUSSION - CONCLUSION

- Minéralisation globale de l'azote

La fumigation des sols au chloroforme provoque un flush de minéralisation de l'azote organique. Cet effet observé par de nombreux auteurs (POWLSON, 1975 , ROVIRA, 1976 , JENKINSON et POWLSON, 1976a) s'expliquerait par l'action biocide de ce traitement qui rendrait ainsi accessible à l'attaque microbienne l'azote organique contenu dans les cadavres microbiens produits par la destruction de la microflore du sol (JENKINSON et POWLSON, 1976a).

L'abaissement important des rapports carbone minéralisé / azote minéralisé dans les sols témoins fumigés par rapport aux sols témoins non traités (tab. 9), laisse penser que la majeure partie du carbone et de l'azote minéralisé dans les sols chloroformés proviendrait de la minéralisation de composés à bas C/N tels que des cadavres microbiens (AYANABA et al, 1976 , AMATO et LADD, 1980), ce qui constituerait un élément en faveur des hypothèses théoriques formulées par JENKINSON (1966).

L'absence de variation du rapport carbone minéralisé / azote minéralisé enregistrée dans les sols témoins fumigés (tab. 9), montre que les vitesses relatives de minéralisation du carbone et de l'azote organique sont du même ordre de grandeur. Des résultats obtenus par ailleurs (NICOLARDOT et al, 1983b) démontrent que les constantes de vitesse de dégradation du compartiment C et N-biomasse d'un sol, ne sont pas très différentes.

D'un autre côté, les résultats de ce chapitre montrent que les sols qui ont un faible taux de minéralisation du carbone organique ont également un taux de minéralisation de l'azote organique modeste. Ces observations sont en grande partie liées à l'activité relative de la microflore des sols (activité rapportée à l'unité de biomasse microbienne). Le calcul des deux indices que sont la respiration spécifique et la minéralisation spécifique apparente, qui tentent de quantifier les flux nets de carbone minéral et d'azote minéral sortant du compartiment microbien, démontre dans cette étude l'absence de relation entre activité biologique du sol et biomasse microbienne.

Par ailleurs, l'activité nitrifiante apparente des sols, montre que si deux sols forts différents, notamment par leur pH (Saulieu et Dijon) ont une nitrification comparable, le sol de Bressey paraît très actif.

Un point important à souligner est l'absence de nitrification pendant toute la durée de l'incubation dans les sols fumigés au chloroforme, la décomposition de l'azote organique des différents types de matériaux microbiens s'arrêtant au stade azote ammoniacal. Cette absence de nitrification entraînée soit par élimination des germes nitrifiants soit par inhibition de leur activité (SCHLOESING et MUNTZ, 1877 , KUDEYAROV et JENKINSON, 1976) montre le caractère sélectif qu'exerce le traitement au chloroforme sur la microflore du sol.

- " Priming effect "

Contrairement au carbone, l'introduction de matériaux microbiens marqués modifie quelque peu l'évolution de l'azote minéral natif du sol. Toutefois, ces effets complexes doivent être nuancés par l'action du traitement au chloroforme :

- Dans les sols non fumigés, l'introduction des matériaux microbiens A, B ou C provoque selon les traitements un " priming effect " positif ou au contraire ne provoque aucun effet. Par contre, dans les traitements D " le priming effect " négatif pourrait être expliqué par la valeur élevée du rapport C assimilable / N assimilable.

- Dans les sols fumigés, les effets sont plus contrastés dans la mesure où le traitement BF constitue une transition entre les traitements où il y a un " priming effect " négatif (DF, CF) et celui qui entraîne un " priming effect " positif (AF). Il est permis de penser qu'après fumigation, se développe une microflore dont les besoins en carbone et en azote sont importants et dont le rapport C/N est relativement faible et compris entre 5 et 7 (MARUMOTO et al, 1982 ; LADD et al, 1981 ; POWLSON, communication personnelle). Aussi, l'introduction de matière organique microbienne de C/N plus élevé que ces fourchettes de valeurs, provoquerait un déséquilibre qui entraînerait une immobilisation de l'azote natif libéré par la fumigation du sol. Ces effets négatifs liés à des microorganismes de C/N supérieur à 10 ont été également observés par différents auteurs (JENKINSON, 1976b ; ADAMS et LAUGHLIN, 1981).

- Enfin, le " priming effect " négatif qui est observé dans les sols fumigés, après apport de matériel microbien, n'a lieu que dans la fraction ammoniacale, les taux d'azote nitrique provenant du sol dans les témoins TF et les sols amendés restant constants ou diminuant légèrement. Si la cause de ce " priming effect " négatif est une réorganisation, cette observation confirmerait le fait que la microflore hétérotrophe en présence d'ammonium et de nitrate, consommerait préférentiellement l'ammonium (JANSSON, 1971). Toutefois, ceci n'est pas vérifié dans les sols non traités, où le " priming effect " négatif affecte les formes ammoniacale et nitrique.

SOLS	DIJON				BRESSEY				SAULIEU											
	A	B	C	D	AF	BF	CF	DF	A	B	C	D	AF	BF	CF	DF				
Traitements DATES																				
7 jours	6,1	14,9	31,1	73,8	5,4	10,4	17,2	24,7	4,2	7,5	10,5	13,5	4,9	11,3	26,0	39,3	4,3	9,4	14,7	21,8
14 jours	6,6	14,1	32,1	38,2	6,1	11,3	18,1	25,5	4,7	8,2	11,6	14,9	5,3	11,5	20,7	29,1	4,6	9,6	14,0	19,4
28 jours	7,3	13,5	22,2	29,8	6,6	12,4	18,5	24,3	5,0	8,5	11,6	14,7	5,4	10,6	20,6	28,7	4,6	8,6	13,0	18,0

NOTA: - Unité : Carbone microbien minéralisé sous forme $^{14}\text{C-CO}_2$ / Azote microbien minéralisé sous forme N-NH_4^+ + N-NO_3^-

- Azote microbien minéralisé = (Quantité N-NH_4^+ ou N-NO_3^- au temps t x Excès isotopique N-NH_4^+ ou N-NO_3^- à t) / ...

... (Excès isotopiques des produits apportés)

- Rappel C/N des produits apportés: A=5,1 ; B=7,9 ; C=10,2 ; D=12,7

Tableau 10: Evolution du rapport Carbone microbien minéralisé/Azote microbien minéralisé dans les différents traitements.

- Cinétique d'évolution de l'azote microbien introduit

La minéralisation de l'azote organique des matériaux microbiens est un phénomène relativement rapide qui confirme les résultats obtenus par d'autres auteurs (CHU et KNOWLES, 1966 , KNOWLES et CHU, 1968 , MARUMOTO et al, 1977a). Les vitesses relatives de minéralisation sont fonction du type de sol, du traitement au chloroforme et du type de matériel microbien. La comparaison des vitesses relatives de minéralisation de l'azote microbien introduit et de l'azote natif dans les sols fumigés, même si elle n'est pas satisfaisante, permet de penser que le modèle utilisé a un comportement similaire au N-biomasse du sol.

D'un autre côté, le tableau 10 montre que dans les sols fumigés, le rapport carbone microbien minéralisé / azote microbien minéralisé dans les différents traitements reste pratiquement constant au cours de l'incubation, l'évolution des vitesses relatives de minéralisation du carbone et de l'azote devant être similaires. Dans les sols non traités, les vitesses relatives respectives de la minéralisation du carbone et de l'azote sont fonction du type de cellules, les corps microbiens issus des milieux C et D libérant leur azote plus tardivement, ce qui explique ainsi la baisse du rapport C/N au cours de l'incubation. Le tableau 10 montre enfin que dans la majorité des traitements non fumigés et fumigés, le rapport carbone microbien minéralisé / azote microbien minéralisé est supérieur au rapport C/N du matériel de départ. Aucune perte d'azote n'ayant eu lieu au cours de l'incubation, l'azote 15 qui n'est pas sous forme minérale est donc sous forme organique et il est vraisemblable qu'une partie de l'azote apporté a été incorporé dans les corps microbiens nouvellement formés ou dans la matière organique non vivante du sol.

- Coefficients de minéralisation de l'azote microbien introduit

Ils sont sous l'influence de plusieurs facteurs :

- Le type de sol dans lequel sont introduits les matériaux microbiens intervient sur leur décomposition (MARUMOTO et al, 1977a). Dans notre étude, les coefficients les plus élevés sont obtenus dans le sol Saulieu non fumigé (à 28 jours), ce qui pourrait s'expliquer par la forte activité minéralisatrice apparente de sa biomasse.

- Les coefficients de minéralisation sont également fonction de la présence ou absence du traitement au chloroforme comme a pu le noter JENKINSON (1976b). Ceux-ci sont systématiquement supérieurs dans les sols traités au chloroforme. Outre la modification quantitative et qualitative de la microflore du sol entraînée par la fumigation, on peut supposer que s'il y a incorporation (immobilisation) de l'azote des corps microbiens introduits dans la biomasse du sol, celle-ci n'est pas identique dans les deux cas. Dans les sols fumigés, cette réorganisation serait proportionnellement moins importante dans la mesure où la microflore néoformée dispose en plus d'une quantité appréciable d'azote minéral libérée après la mort des cellules natives.

- Enfin, les coefficients de minéralisation varient en fonction du type de matériel microbien comme cela a été mis en évidence par différents auteurs (JENSEN, 1932 ; MARUMOTO et al, 1977c ; ADAMS et LAUGHLIN, 1981). Si la forme sous laquelle sont apportés les corps microbiens peut intervenir sur les coefficients de minéralisation (MARUMOTO et al, 1977c), les parois cellulaires seraient plus résistantes que les fractions cytoplasmiques (MARUMOTO et al, 1977b). En réalité, le facteur déterminant est la nature de l'azote organique (HUNTJENS, 1972) : acides aminés, sucres aminés ... Dans notre étude, le facteur de variation est la composition chimique des cellules et en particulier la teneur en azote organique. Quelles que soient la date et la nature du traitement, les coefficients de minéralisation sont tous corrélés positivement à la teneur en azote des

matériaux microbiens (seuil 5 %). Dans une certaine mesure, ces résultats confirment les observations effectuées par deux auteurs en l'absence de marquage isotopique (HECK, 1929; NORMAN, 1933) ou les observations plus générales faites lors de l'apport de différents matériaux organiques dans le sol.

- Valeurs du coefficient K_N

La fourchette de valeurs du coefficient K_N qui résulte des sources de variation citées précédemment est, tous facteurs confondus, de 0,22 - 0,47. Les valeurs données dans la littérature sont également très dispersées.

JENKINSON (1976b) utilisant des micro-organismes non marqués et après incubation de 10 jours à 25° C, a obtenu une valeur de 0,43. Toutefois, cette moyenne ne prend en compte que des micro-organismes dont le rapport C/N est inférieur à 8. MARUMOTO et al (1982a), à l'aide de cellules marquées au carbone 14 et à l'azote 15, ont calculé une valeur moyenne de 0,33 après incubation à 22° C pendant 28 jours. Pour notre part, des résultats antérieurs obtenus avec une seule espèce (*Achromobacter liquefaciens*) marquée à l'azote 15, avait permis de montrer que 33 % de l'azote organique microbien apporté était minéralisé après 7 jours d'incubation à 28° C dans le sol Dijon.

- Par marquage *in situ*, VORONEY (1979) détermine un K_N de 0,30 lorsque le sol reçoit uniquement des apports de nitrates, cette valeur étant réduite à 0,20 lorsque les apports comportent du glucose et des nitrates. De leur côté, LADD et al (1981) considèrent que la taille du compartiment azote microbien du sol peut être obtenue dans leurs sols en multipliant le flush d'azote minéral mesuré après fumigation par 1,6, ce qui correspond à un K_N de 0,62. Enfin, MARUMOTO et al, (1982b) mesurent le C-biomasse des sols et calculent le N-biomasse en prenant une valeur de C/N pour la biomasse égale à 7. Par comparaison du N-biomasse ainsi

Variables SOLS	(1) FLUSH N	(2) K _N	(3) BIOMASSE-N	(4) BIOMASSE-C	(5) BIOMASSE MI- CROBIENNE EN % N ORGANIQUE	(6) C/N BIOMASSE DU SOL
DIJON	18,5	0,42 - 0,22	44,1 - 84,1	367	3,1 - 5,9	8,3 - 4,4
BRESSEY	52,0	0,47 - 0,34	110,6 - 152,9	774	1,8 - 2,5	7,0 - 5,1
SAULIEU	13,6	0,45 - 0,22	30,2 - 61,8	198	2,3 - 4,6	6,6 - 3,2

(1) N minéralisé traitement TF (0-7 jours) - TF (7-14 jours) (mg N. kg⁻¹ sol sec).
 (2) valeurs extrêmes du coefficient de minéralisation de l'azote des micro-organismes calculé à 7 jours.
 (3) mg N.Kg⁻¹ sol sec ; BIOMASSE-N= FLUSH N/ K_N
 (4) d'après le tableau 4
 (5) valeurs (3) exprimées en % de la teneur en azote organique du sol
 (6) rapport valeur (4)/ valeur (3).

Tableau 11: Calcul du N-Biomasse des trois sols étudiés.

calculé avec les quantités d'azote minéralisées après fumigation, ces auteurs obtiennent un K_N de 0,37.

Les valeurs proposées sont finalement très liées aux conditions expérimentales et aux facteurs que nous avons nous même étudiés, une valeur moyenne n'ayant alors qu'une signification limitée.

- Calcul du N-biomasse des sols étudiés

Compte tenu des différents éléments que nous venons d'exposer, et en particulier la comparaison de l'évolution concomitante de la minéralisation du carbone organique natif et de l'azote organique natif des sols fumigés, puis la comparaison des évolutions parallèles du carbone marqué et de l'azote marqué introduits, *il est envisageable de calculer le flush d'azote provenant de la biomasse microbienne et intervenant dans la formule de JENKINSON et POWLSON (1976b), de façon similaire au calcul effectué pour le C-biomasse.* En prenant en compte les remarques formulées par CHAUSSOD et NICOLARDOT (1982) et qui concernent le pas-de-temps et les corrections à effectuer, ce flush est égal à la différence entre les quantités d'azote minéralisées dans le témoin fumigé TF entre 0 et 7 jours et celles produites entre 7 et 14 jours dans ce même traitement. Les quantités ainsi calculées (tab. 11) permettent de classer les sols (Bresse > Dijon > Saulieu) avec un ordre identique à celui qui avait été établi lors du calcul du C-biomasse. Les valeurs du flush d'azote minéral obtenues après fumigation sont de l'ordre de grandeur de celles calculées par d'autres auteurs (ADAMS et LAUGHLIN, 1981). Les rapports flush carbone / flush azote qui sont respectivement pour les sols Dijon, Bresse et Saulieu de 8,4 , 6,2 et 5,0 sont par contre plus élevés que les chiffres trouvés par ADAMS et LAUGHLIN (1981) (4,93) ou AYANABA et al (1976) (4). Quoique les quantités de N-biomasse calculées en tenant compte de la fourchette de valeurs de K_N obtenue pour chacun des sols

paraissent pour le moins très imprécises, les valeurs minima et maxima, exprimées en pourcentage de l'azote organique du sol (col. 5), sont à rapprocher des chiffres annoncés par différents auteurs (WEBLEY et JONES, 1971 ; ANDERSON et DOMSCH, 1980) : la biomasse microbienne représente en moyenne 5 % de l'azote total des sols cultivés. Néanmoins, le rapport C-biomasse / N-biomasse (col. 6) des sols montre que l'utilisation des valeurs minima de K_N fournit des rapports C/N de la biomasse du sol peu vraisemblables. Dans ce cas il apparaît que ces valeurs minima de K_N sont sous-estimées, une partie de l'azote microbien apporté et minéralisé étant probablement réimmobilisée dans la biomasse néoformée et/ou incorporée dans des fractions plus ou moins stables de la matière organique du sol (KNOWLES et BARRO, 1981).

Une des solutions possible consisterait à adopter comme valeur de K_N celle qui est obtenue avec le type de matériel microbien qui provoque le moins de perturbation dans le sol. En effet, comme le montrent nos résultats, l'introduction dans le sol d'un matériel de C/N donné, provoquerait un " priming effect " négatif ou positif si ce C/N est nettement différent de celui de la biomasse des sols. Par contre, l'introduction d'un matériel de C/N voisin de celui de la biomasse, n'entraînant aucun effet, on pourrait supposer que la valeur du K_N obtenue avec ce matériel serait assez proche de la réalité. Ainsi, dans cette étude, c'est le matériel microbien de C/N 7,9 qui provoque le moins de " priming effect ". N-biomasse calculé à l'aide des K_N obtenus avec ce produit sont pour les sols Dijon, Bresse et Saulieu respectivement de 58, 124 et 41 mg N.Kg⁻¹ sol sec. Compte tenu des valeurs de C-biomasse calculées à l'aide des coefficients K_C moyens obtenus ici (respectivement 362, 845 et 179 mg C-biomasse. Kg⁻¹ sol sec pour Dijon, Bresse et Saulieu), les rapports C-biomasse / N-biomasse sont 6,2 pour Dijon, 6,8 pour Bresse et 4,5 pour Saulieu.

En définitive, le coefficient K_N est sous l'influence de nombreux facteurs de variation ; sa valeur est fonction du type de sol, de la nature et de la composition des corps microbiens qui composent la microflore du sol et en particulier leur rapport carbone/azote. Elle est, semble-t-il, également dépendante des conditions expérimentales. L'introduction de corps microbiens provoquant un " priming effect " positif ou négatif selon les cas, la valeur du coefficient K_N apparaît comme une valeur nette qui tient compte de la minéralisation des corps microbiens dans le sol, et de l'immobilisation concomitante de l'azote minéral dans les corps microbiens de la biomasse néoformée. De même, le flush d'azote minéral libéré par la fumigation et provenant de la biomasse du sol est un flush net. D'un autre côté, les mesures de biomasse ou les mesures du coefficient K_N ne peuvent systématiquement s'effectuer dans des conditions expérimentales comparables, liées au niveau d'azote minéral du sol, au C/N de la biomasse ou des corps microbiens qui ont servi au calcul du coefficient K_N , à la présence dans le sol de quantités variables de carbone plus ou moins assimilable.

Il serait alors envisageable d'accéder aux valeurs brutes du flush après fumigation et du coefficient K_N , données moins sujettes aux variations que peuvent l'être des valeurs nettes, en estimant par exemple la réorganisation qui peut avoir lieu lors des mesures de N-biomasse ou du K_N .

D'un autre côté, l'approche qui consiste à introduire un micro-organisme dans le sol, tout en perturbant le moins possible le système, nécessite à priori de connaître le C/N de la biomasse du sol. De plus, ce chiffre n'a de valeur que statistique, la microflore du sol étant composée de fractions probablement très différentes. Devant la difficulté du problème, il paraît évident que le calcul d'une valeur de K_N utilisable dans tous les sols est irréaliste. Par contre, il est bien plus important de calculer une fourchette de valeurs probables pour un type de sol et éventuellement de rechercher les relations entre cette fourchette de valeurs par sol, et les caractéristiques physico-chimiques, démarche que nous avons déjà utilisée de façon profitable pour le coefficient K_C .



RESUME

CONCLUSIONS



L'analyse compartimentale des cycles des éléments majeurs (C, N, P, S...), engagée depuis une vingtaine d'années, permet de présenter le devenir des éléments dans le sol, non pas comme une simple juxtaposition de réactions physiques, chimiques ou biologiques, mais comme une suite de transferts ou d'échanges d'éléments et d'énergie entre différents compartiments. La nature biologique de la majeure partie des transformations montre le rôle essentiel que joue la microflore du sol. JENKINSON en 1978 résumait de façon imagée l'importance de cette biomasse microbienne dans l'évolution de la matière organique du sol :

" The eye of the needle throught which all the natural organic matter that enter the soil must pass ".

Un problème méthodologique majeur posé à ce type d'approche est l'estimation de la taille des différents compartiments, et en particulier du compartiment microbien du sol.

Parmi les quelques techniques utilisables, la méthode de fumigation du sol au chloroforme proposée par JENKINSON et POWLSON en 1976 permet un accès relativement direct au compartiment microbien. Couplée à l'utilisation de traceurs, cette technique paraît très puissante pour d'une part estimer la taille de ce compartiment et étudier sa dynamique dans le sol, d'autre part pour étudier les flux d'éléments et d'énergie qui transitent au travers de ce compartiment.

Développée depuis quelques années, cette méthode a été à l'origine de nombreux travaux, concernant surtout le compartiment C-biomasse alors que peu de données ont été obtenues pour le compartiment N-biomasse.

Aussi, nos travaux ont consisté essentiellement à étudier la possibilité d'utiliser cette technique pour estimer la taille du compartiment N-biomasse et à connaître la valeur du coefficient de proportionnalité K_N et l'amplitude de ses variations.

Afin d'approcher ces objectifs, nous avons suivi la décomposition du carbone et de l'azote de cellules d'*Aspergillus flavus*, de différents rapports C/N (5,1 ; 7,9 ; 10,2 ; 12,7) et doublement marquées au carbone 14 et à l'azote 15. Cette minéralisation a été enregistrée dans trois sols différents et pédologiquement définis, traités ou non au chloroforme.

La mesure de la respiration globale des trois sols étudiés permet essentiellement d'estimer le C-biomasse du sol qui représente, rapporté à l'hectare *, entre 500 et 2000 kg, soit 1 à 3 % du carbone organique du sol. D'un autre côté, la respiration cumulée des sols sans traitement rapportée à l'unité de biomasse (respiration spécifique), peut être considérée comme un indice de l'activité respiratoire de la microflore des sols. On constate dans cette étude que l'activité respiratoire spécifique varie en raison inverse de la quantité de C-biomasse.

L'utilisation de matériaux microbiens marqués au carbone 14 rend possible le suivi de leur décomposition dans le sol simultanément au suivi de la minéralisation du carbone organique natif des sols.

D'un point de vue cinétique, la minéralisation du carbone organique microbien est très rapide, 80 % en moyenne du C-CO₂ produit pendant les 28 jours d'incubation sont dégagés pendant la première semaine. Une cinétique très fine, effectuée pour l'un des traitements, montre qu'une grande partie de la décomposition de ce carbone marqué introduit a lieu durant les trois premiers jours d'incubation. Néanmoins, la fumigation au chloroforme semble ralentir la décomposition du carbone marqué dans le sol acide, où probablement ce traitement entraîne une altération profonde de la microflore dont le redéveloppement serait plus lent que pour les

* 1 hectare = 2500 tonnes de terre sèche.

les deux autres sols.

D'un autre côté, cette introduction de carbone exogène semble peu affecter la décomposition du carbone organique natif des sols, qu'ils soient traités ou non au chloroforme ; le " priming effect " apparaît donc dans la majorité des cas négligeable.

La minéralisation du carbone microbien est principalement sous l'influence de deux facteurs :

- *la fumigation au chloroforme entraîne systématiquement une baisse des coefficients de minéralisation par rapport aux sols non traités.* En effet, l'exposition du sol à des vapeurs de chloroforme altère quantitativement et qualitativement la microflore : ce traitement est probablement à l'origine d'une microflore néoformée à spectre plus étroit et dont les paramètres (rendement d'assimilation ...) sont très différents.

- *Le type de sol est également un facteur important.* Les interactions qui existent entre le type de sol et les différents traitements expérimentaux utilisés ici sont complexes et le nombre de sols étudiés est insuffisant pour quantifier les relations qui peuvent exister entre les caractéristiques physico-chimiques du sol et les coefficients de minéralisation. Il est toutefois intéressant de souligner les effets indirects dus à l'argile, la matière organique et au pH du sol sur la décomposition de ces matériaux.

Quant au rapport carbone / azote des matériaux utilisés, il semble n'avoir aucun effet sur les coefficients de minéralisation du carbone dans les sols traités au chloroforme. Dans les sols non fumigés cependant, les cellules fongiques les plus jeunes et les plus riches en azote se distinguent des autres ; ceci est probablement dû à la nature même des composés cellulaires très facilement minéralisables. Cette différence de comportement entre sols traités et non traités peut là encore s'expliquer par un changement radical de microflore qui entraînerait une modification de l'aptitude à assimiler les différents produits carbonés.

L'étude de l'évolution de l'azote montre que *les trois sols utilisés peuvent être différenciés par leur taux de minéralisation de l'azote organique natif, mais également à l'aide d'un indice qu'est la minéralisation spécifique apparente* et qui tente d'apprécier le flux apparent d'azote sortant du compartiment microbien. D'autre part, cette activité relative varie en raison inverse de la biomasse microbienne. Ces résultats démontrent à l'évidence que le compartiment microbien doit être caractérisé par sa taille et sa vitesse de renouvellement. *Respiration spécifique et minéralisation spécifique apparente*, comme semble le suggérer nos quelques résultats, sont probablement à mettre en relation avec les caractéristiques physico-chimiques du sol (texture, pH ...) qui influent indirectement sur le fonctionnement des cycles des éléments du sol.

La fumigation au chloroforme provoque une augmentation des taux de minéralisation de l'azote organique natif qui se traduit par un flush de minéralisation d'azote uniquement sous forme ammoniacale. En effet, *la nitrification dans les sols fumigés est totalement inhibée pendant la durée de l'incubation*, ce qui met bien en évidence le caractère sélectif de ce traitement. La fumigation modifie également le rapport carbone organique natif minéralisé / azote organique natif minéralisé ; des composés à C/N faible sont probablement minéralisés durant l'incubation des sols fumigés, ces composés provenant en réalité des cadavres microbiens. D'un autre côté, l'absence de variation au cours de l'incubation de ce rapport C minéralisé / N minéralisé permet de penser que les vitesses relatives de minéralisation du carbone et de l'azote microbien natif sont similaires.

Contrairement à l'évolution du carbone natif, *l'introduction de matériel marqué entraîne une modification de la dynamique de minéralisation de l'azote organique natif.*

- Dans les sols non fumigés, l'introduction des cellules microbiennes a un effet nul ou positif (stimulation) sur la minéralisation de l'azote organique natif, excepté pour le micro-organisme à rapport C/N

de 12,7 qui entraîne un " priming effect " négatif.

- Dans les sols fumigés, les effets sont en relation avec le rapport C/N du matériel organique introduit : stimulation entraînée par le matériel à C/N de 5,1, effet nul pour celui à C/N de 7,9 ou effet négatif provoqué par l'introduction des matériaux de C/N de 10,2 et 12,7, tous ces effets affectant exclusivement la fraction ammoniacale native.

Ces effets positifs ou négatifs peuvent être interprétés *a priori* comme étant une stimulation ou une inhibition de la minéralisation de l'azote organique natif. Toutefois, dans le cas de " priming effect " négatif, l'immobilisation peut être également une des causes plausibles.

Les coefficients de minéralisation de l'azote organique des différents matériaux sont sous la dépendance de plusieurs facteurs :

- *Le type de sol dans lequel ils sont introduits est un facteur important. Dans cette étude les coefficients de minéralisation les plus élevés sont obtenus dans le sol le plus acide, où l'activité minéralisatrice apparente de la biomasse est la plus élevée lorsque ce sol n'a pas été traité au chloroforme.*

- *La fumigation au chloroforme affecte de façon déterminante le coefficient de minéralisation de l'azote organique marqué : les coefficients obtenus sont ainsi systématiquement supérieurs dans les sols traités au chloroforme ; là encore, la modification de la microflore peut être invoquée.*

- *Enfin, la minéralisation de l'azote marqué varie dans le même sens que la teneur en azote des matériaux microbiens introduits.*

Les facteurs qui viennent d'être cités interviennent également sur le plan cinétique. Si la fumigation au chloroforme semble augmenter la vitesse relative de minéralisation de l'azote marqué, ces vitesses varient dans le même sens que la teneur en azote des matériaux utilisés.

D'un autre côté, l'évolution du rapport carbone marqué minéralisé / azote marqué minéralisé des matériaux microbiens, qui reste pratiquement constant pendant l'incubation dans les sols fumigés, met en évidence la similitude qui existe entre les cinétiques de minéralisation du carbone marqué et de l'azote marqué.

Toutefois, surtout dans le cas des C/N élevés, les valeurs de ces rapports sont supérieures aux valeurs des rapports C/N des produits de départ. De la même façon que le carbone apporté est utilisé par la microflore néoformée à des fins énergétiques, une partie de l'azote microbien minéralisé est sans doute réimmobilisée dans les cellules microbiennes nouvellement formées.

Finalemment, l'accès au compartiment C-biomasse des sols cultivés au moyen de la technique de fumigation au chloroforme, paraît relativement aisé. Malgré quelques cas particuliers (sols acides, sols très calcaires), le calcul du flush de gaz carbonique ne pose en général pas de problèmes. De même, la valeur du coefficient K_C et l'amplitude de ses variations dues aux effets du type de sol, à la nature des micro-organismes, mais indépendantes du rapport C/N des cellules, peuvent être précisées en utilisant comme modèle des corps microbiens marqués au carbone 14. Le C-biomasse obtenu par la méthode de JENKINSON et POWLSON peut alors être estimé à plus ou moins 10 % près.

Par contre, l'accès au compartiment N-biomasse des sols cultivés pose encore certains problèmes :

- Si les cinétiques de minéralisation de l'azote microbien après fumigation sont comparables à celles du carbone, les données recueillies ici demandent à être vérifiées sur un plus grand nombre de sols. *En première hypothèse, on admettra néanmoins que le calcul du N-biomasse peut s'effectuer de façon analogue à celui du C-biomasse :*

Quantités d'azote minéralisées entre 0 et 7 jours dans le traitement

fumigé diminuées des quantités produites entre 7 et 14 jours dans le même traitement, cette différence étant divisée par le coefficient K_N .

- Dans nos conditions expérimentales, la valeur du coefficient K_N est comprise dans un intervalle de valeurs assez large (0,22-0,47 à 7 jours). Elle est dépendante du type de sol, de la nature et composition chimique des micro-organismes : Pour le micro-organisme à rapport C/N de 7,9 qui ne provoque pas de " priming effect" et qu'on suppose ainsi se rapprocher du comportement de la microflore native des sols, les valeurs du coefficient K_N calculé à 7 jours pour les sols de Dijon, Bresse et Saulieu sont respectivement de 0,32 , 0,42 et 0,33.

Quoiqu'il en soit, le calcul du N-biomasse des sols de cette étude donne des valeurs tout à fait plausibles et qui confirment les estimations proposées dans la littérature. Ainsi la biomasse microbienne représenterait ici 75 à 400 kg d'azote par hectare, soit 2 à 6 % de l'azote organique. Toutefois, ces chiffres sont encore trop imprécis pour être utilisables, ceci étant lié en grande partie à l'imprécision du coefficient K_N . En effet, à l'inverse du carbone où le CO_2 produit lors de la minéralisation des corps microbiens est libéré dans l'atmosphère, l'azote minéral est libéré dans le sol et peut être réimmobilisé dans les tissus microbiens nouvellement formés : le coefficient K_N n'est donc qu'une valeur nette. De même, le flush d'azote minéral provenant de la biomasse du sol est également une valeur nette qui prend en compte minéralisation et réorganisation.

Finalement, la méthode proposée par JENKINSON et POWLSON en 1976, qui permet l'accès à un compartiment à vitesse de renouvellement très rapide assimilé à la biomasse microbienne, s'avère être un outil très intéressant pour l'analyse compartimentale des cycles biogéochimiques des éléments majeurs.

Pour pouvoir être pleinement utilisable, cet outil devait être encore amélioré, notamment en ce qui concerne la définition du compartiment N-biomasse du sol.

Ce travail, s'il n'a pas entièrement répondu aux questions initiales, a néanmoins permis de poser les jalons du travail méthodologique qu'il est nécessaire d'accomplir pour conserver à cette technique toute sa validité :

- Dans un premier temps, il conviendra de confirmer les modalités de calcul du compartiment N-biomasse que nous avons suggérées en analysant de façon fine les cinétiques de minéralisation de l'azote microbien obtenues par l'étude d'un nombre de sols plus important.

- Le calcul d'une valeur de K_N valable pour tous les sols paraît irréaliste. Aussi, est-il préférable de calculer un K_N moyen ou une fourchette de valeurs dans lequel est compris ce K_N , et ce, pour chaque sol. A l'aide de mesures de K_N sur différents types de sols, il sera alors possible d'établir des relations statistiques entre la valeur du K_N et les caractéristiques physico-chimiques des sols, afin de pouvoir estimer pour n'importe quel sol cultivé, une valeur qui se rapproche le plus de la réalité.

- Enfin, il paraît intéressant d'étudier l'importance des phénomènes de réorganisation d'azote minéral lors du flush de décomposition de la biomasse native des sols, ou lors de l'introduction des micro-organismes. Il sera alors possible :

- de s'assurer que le flush de minéralisation et le coefficient K_N sont mesurés dans les mêmes conditions,

- d'accéder à des valeurs brutes du N-flush et du coefficient K_N , valeurs qui devraient être moins sujettes aux variations que des valeurs nettes telles que nous les avons mesurées ici.

A N N E X E S

ANNEXE 1: Evolution du carbone dans le sol de DIJON.

DATE	TRAITEMENTS	NON FUMIGE					FUMIGE				
		T	A	B	C	D	TF	AF	BF	CF	DF
7 jours	C-CO ₂ total	97,0	331,4	310,7	313,3	298,5	234,1	425,3	424,7	424,0	420,2
	A.S.	-	91,4	74,7	81,4	89,5	-	60,7	51,8	57,7	64,4
	¹⁴ C-CO ₂	-	254,3	220,9	224,3	213,2	-	217,5	209,8	215,2	216,5
	C-CO ₂ sol	97,0	77,1	89,8 [*]	89,0	85,3	234,1	207,8	214,9	208,8	203,7
14 jours	C-CO ₂ total	159,8	443,5	417,8	427,6	415,0	312,7	547,8	550,9	564,0	557,6
	A.S.	-	78,4	65,1	70,3	77,3	-	55,1	46,6	50,3	56,6
	¹⁴ C-CO ₂	-	292,0	259,2	265,5	255,6	-	254,4	244,2	250,8	252,1
	C-CO ₂ sol	159,8	151,5	158,6 [*]	162,1	159,4	312,7	293,4	306,7	313,2	305,5
28 jours	C-CO ₂ total	241,3	553,4	529,7	556,0	541,5	399,6	660,8	666,8	667,4	667,3
	A.S.	-	66,2	55,1	58,4	64,0	-	47,7	40,3	44,4	49,2
	¹⁴ C-CO ₂	-	308,5	277,9	285,9	276,5	-	266,7	256,1	262,2	262,4
	C-CO ₂ sol	241,3	244,9	251,8	270,1	265,0	399,6	394,1	410,6	405,1	404,9

ANNEXE 2: Evolution du carbone dans le sol de BRESSEY.

DATE	TRAITEMENTS	NON FUMIGE					FUMIGE				
		T	A	B	C	D	TF	AF	BF	CF	DF
7 jours	C-CO ₂ total	197,1	424,0	400,2	393,3	393,3	445,8	616,5	611,5	610,2	604,0
	A.S.	-	64,7	55,5	58,4	64,7	-	37,7	34,0	35,1	38,1
	¹⁴ C-CO ₂	-	231,0	211,9	202,6	202,9	-	195,3	197,8	188,8	183,7
	C-CO ₂ sol	197,1	193,0	188,3	190,7	190,4	445,8	421,2	413,7	421,4	420,3
14 jours	C-CO ₂ total	307,1	553,0	528,6	526,8	524,9	568,6	756,8	750,2	746,8	740,5
	A.S.	-	55,5	48,1	51,0	56,2	-	36,3	32,2	33,3	36,3
	¹⁴ C-CO ₂	-	259,1	241,6	236,2	235,2	-	230,7	230,8	219,2	214,4
	C-CO ₂ sol	307,1	293,9	287,0	290,6	289,7	568,6	526,1	519,4	527,6	526,1
28 jours	C-CO ₂ total	464,9	728,9	719,9	718,9	726,4	718,3	970,2	971,4	987,7	973,9
	A.S.	-	44,8	37,7	39,9	43,3	-	30,7	27,0	27,7	30,0
	¹⁴ C-CO ₂	-	276,0	258,4	254,2	252,3	-	252,8	251,8	242,3	235,4
	C-CO ₂ sol	464,9	452,9	461,0	464,7	474,1	718,3	713,4	719,6	745,4	738,5

NOTA : Pour les renvois voir page suivante.

ANNEXE 3: Evolution du carbone dans le sol de SAULIEU.

DATE	TRAITEMENTS	NON FUMIGE					FUMIGE				
		T	A	B	C	D	TF	AF	BF	CF	DF
7 jours	C-CO ₂ total	55,9*	309,0	294,9	301,8	301,2	128,7	330,2	338,0	326,8	311,5
	A.S.	-	91,0	86,2	91,7	98,8	-	68,4	61,0	68,1	76,9
	¹⁴ C-CO ₂	-	253,8	241,9	243,8	237,3	-	189,8	195,9	195,9	191,5
	C-CO ₂ sol	55,9*	55,2*	53,0*	58,0*	63,9	128,7	140,4*	142,1	130,9	120,0
14 jours	C-CO ₂ total	98,0	383,7	371,8	379,9	384,6	188,3	440,8	439,9	429,9	419,6
	A.S.	-	85,5	75,1	80,7	86,2	-	63,3	56,6	62,5	69,6
	¹⁴ C-CO ₂	-	275,2	265,1	269,1	263,9	-	234,6	236,1	236,9	232,5
	C-CO ₂ sol	98,0	108,4	106,6	110,8	120,6	188,3	206,2	203,8	192,9	187,1
28 jours	C-CO ₂ total	182,7	496,8	480,8	492,7	494,3	264,3	539,9	539,6	521,1	522,4
	A.S.	-	71,0	63,3	67,3	72,5	-	54,8	48,8	55,9	60,3
	¹⁴ C-CO ₂	-	297,2	289,3	292,1	285,9	-	249,4	251,3	256,7	251,5
	C-CO ₂ sol	182,7	199,6	191,5	200,5	208,4	264,3	290,4	288,3	264,4	270,9

REMARQUES COMMUNES AUX ANNEXES 1, 2 et 3 :

C-CO₂ total : respiration totale en mg C-CO₂.kg⁻¹sol sec.

A.S. : Activité spécifique calculée du C-CO₂ total en KBq.g⁻¹ carbone.

¹⁴C-CO₂ : carbone marqué des cellules minéralisé en mg ¹⁴C-CO₂.kg⁻¹sol sec.

$$^{14}\text{C-CO}_2 = \frac{\text{C-CO}_2\text{total} \times \text{A.S. au temps } t}{\text{A.S. du produit de départ}}$$

C-CO₂ sol : (C-CO₂ total - ¹⁴C-CO₂) en mg C-CO₂.kg⁻¹sol sec.

Les résultats sont les moyennes de 4 répétitions.

Les coefficients de variation sont < 5 % sauf pour les valeurs accompagnées de * dont les coefficients sont compris entre 5 et 10 %.

ANNEXE 4 : Evolution de l'azote dans le sol de DIJON

DATES	TRAITEMENTS	NON FUMIGE					FUMIGE						
		T	A	B	C	D	TF	AF	BF	CF	DF		
0 Jours	N-total	QNT	1435	1499	1461	1462	1437	1438	1470*	1473	1451	1468	
		E %	-	0,852	0,712*	0,565**	0,878*	-	0,904**	0,598**	0,456*	0,901*	
	N-NH ₄ ⁺	QNT	1,06**	2,05**	2,73**	2,88**	1,21**	4,01**	4,82**	5,6**	5,6**	3,48*	
		E %	-	6,38 ⁽¹⁾	7,13 ⁽¹⁾	6,49 ⁽¹⁾	9,43 ⁽¹⁾	-	4,16 ⁽¹⁾	5,27 ⁽¹⁾	4,88 ⁽¹⁾	7,66 ⁽¹⁾	
		Q ¹⁵ N	-	0,13	0,19	0,18	0,11	-	0,20	0,29	0,27	0,26	
		QNS	1,06**	1,10	1,41	1,57	0,83	4,01	3,42	3,60	3,69	2,58	
	N-NO ₃ ⁻	QNT	11,97**	11,64	11,97	11,36*	10,60	10,59*	11,46*	11,05*	11,05 ⁽¹⁾	11,5 ⁽¹⁾	
		E %	-	0,462 ⁽¹⁾	0,446 ⁽¹⁾	0,376 ⁽¹⁾	0,69 ⁽¹⁾	-	0,241 ⁽¹⁾	0,287 ⁽¹⁾	0,157 ⁽¹⁾	0,294 ⁽¹⁾	
		Q ¹⁵ N	-	0,05	0,05	0,04	0,07	-	0,02	0,03	0,01	0,03	
		QNS	11,97**	11,26	11,6	11,07	10,36	10,59*	11,27	10,84	10,93	11,39	
	7 Jours	N-total	QNT	-	1486	1454	1464	1454	-	1512	1484	1461	1460
			E %	-	0,879	0,606	0,465	0,775	-	0,890*	0,587	0,443	0,746
N-NH ₄ ⁺		QNT	0	41,84*	13,98*	6,15**	1,99**	33,30	80,62	54,15	42,3	35,23	
		E %	-	10,93	8,42	5,0*	7,28 ⁽¹⁾	-	7,16	5,46	4,14	7,30	
		Q ¹⁵ N	-	4,57	1,13	0,310	0,140	-	5,77	2,95	1,75	2,57	
		QNS	0	10,04	5,74	4,0	1,5	33,30	40,35	34,12	30,03	26,54	
N-NO ₃ ⁻		QNT	12,54**	24,31	20,30**	17,23**	11,07*	9,03	8,30**	7,07**	7,69**	7,38**	
		E %	-	5,86	5,21	4,19	6,48	-	0,909 ⁽¹⁾	0,474 ⁽¹⁾	0,414	0,436	
		Q ¹⁵ N	-	1,42	1,06	0,72	0,72	-	0,07	0,03	0,03	0,03	
		QNS	12,54	14,39	13,14	12,15	8,65	9,03	7,78	6,88	7,47	7,27	
14 Jours		N-Total	QNT	-	1492 ⁽¹⁾	1469 ⁽¹⁾	1440	1466	-	1548	1493	1471	1478
			E %	-	0,859 ⁽¹⁾	0,620 ⁽¹⁾	0,451	0,765*	-	0,880*	0,651*	0,464	0,793
	N-NH ₄ ⁺	QNT	1,21**	45,69	16,76	8,92**	7,53**	41,79	91,38	64,61	53,69	45,84	
		E %	-	9,54	7,46	4,99 ⁽¹⁾	8,16	-	6,50	4,88	3,64	6,26	
		Q ¹⁵ N	-	4,35	1,25	0,44	0,61	-	5,93	3,15	1,95	2,87	
		QNS	1,21**	15,33	8,28	6,33	5,44	41,79	50,02	43,25	39,99	36,15	
	N-NO ₃ ⁻	QNT	17,68*	29,53	25,22	19,22	15,68	9,72*	7,99*	8,14**	7,52*	7,53**	
		E %	-	6,69	5,76	4,21*	7,74 ⁽¹⁾	-	0,669 ⁽¹⁾	0,515 ⁽¹⁾	0,399 ⁽¹⁾	0,803 ⁽¹⁾	
		Q ¹⁵ N	-	1,97	1,45	0,81	1,21	-	0,05	0,04	0,03	0,06	
		QNS	17,68*	15,50	15,09	13,26	11,79	9,72*	7,33	7,58	7,04	7,04	
	28 Jours	N-total	QNT	-	1524	1503	1466	1492	-	1530	1513	1447	1477
			E %	-	0,879	0,622	0,443	0,808	-	0,873	0,596	0,443	0,775
N-NH ₄ ⁺		QNT	0	32,39	12,23	9,00	7,92	51,03	104,26	76,39	65,31	58,50*	
		E %	-	7,99	5,33*	3,32*	5,68	-	5,60	4,18	3,11	5,39	
		Q ¹⁵ N	-	2,59	0,65	0,30	0,45	-	5,83	3,19	2,03	3,16	
		QNS	0	13,70	7,0	5,95	5,43	51,03	62,99	53,67	50,11	47,03	
N-NO ₃ ⁻		QNT	21,72	47,22	40,30	34,45*	29,53	7,97*	9,07	8,14**	5,68 ⁽¹⁾	9,07 ⁽¹⁾	
		E %	-	7,43	6,03	4,55	7,96	-	0,530**	0,483 ⁽¹⁾	0,392 ⁽¹⁾	1,00	
		Q ¹⁵ N	-	3,51	2,43	1,57	2,35	-	0,04	0,04	0,02	0,09	
		QNS	21,72	22,51	23,59	23,19	21,32	7,97*	8,46	7,60	5,24	8,48	

NOTA : Pour les renvois voir page suivante.

ANNEXE 5 : Evolution de l'azote dans le sol de BRESSEY

DATES	TRAITEMENTS	NON FUMIGE					FUMIGE						
		T	A	B	C	D	TF	AF	BF	CF	DF		
0 Jours	N-total	QNT	6050	6023	5880	6007	5762*	6008	5837	5930	5751*	5865	
		E %	-	0,241	0,167	0,143**	0,208*	-	0,228*	0,156	0,116	0,204*	
	N-NH ₄ ⁺	QNT	1,88**	2,97**	4,54**	3,60**	3,13**	5,48	8,14**	9,55*	9,55*	7,99**	
		E %	-	7,26 ⁽¹⁾	8,48 ⁽¹⁾	7,11 ⁽¹⁾	11,86 ⁽¹⁾	-	3,60 ⁽¹⁾	4,41 ⁽¹⁾	3,66 ⁽¹⁾	5,74 ⁽¹⁾	
		Q ¹⁵ N	-	0,21	0,38	0,25	0,37	-	0,29	0,42	0,35	0,46	
		QNS	1,88	1,47	1,95	1,81	1,88	5,48	6,10	6,70	7,10	6,44	
	N-NO ₃ ⁻	QNT	19,47	22,25	22,57	22,41*	19,59	19,76	18,16*	19,73	19,41	16,44	
		E %	-	0,961	0,930	0,689	1,15 ⁽¹⁾	-	0,486 ⁽¹⁾	0,491 ⁽¹⁾	0,244 ⁽¹⁾	0,509 ⁽¹⁾	
		Q ¹⁵ N	-	0,21	0,21	0,15	0,22	-	0,08	0,09	0,05	0,08	
		QNS	19,47	20,48	20,87	21,05	18,55	19,76	17,2	18,79	18,80	15,88	
	7 Jours	N-total	QNT	-	5786	5976	6140	6096	-	6081	5977	6010	6037
			E %	-	0,227	0,159	0,120	0,196*	-	0,227*	0,159*	0,121	0,204
N-NH ₄ ⁺		QNT	0,05**	1,76**	1,81**	1,97**	2,07**	75,58	125,95	101,04	90,23	78,32	
		E %	-	1,26 ⁽¹⁾	1,10 ⁽¹⁾	1,00 ⁽¹⁾	1,80 ⁽¹⁾	-	5,11	3,74	2,76	4,90	
		Q ¹⁵ N	-	0,02	0,02	0,02	0,03	-	6,43	3,77	2,49	3,83	
		QNS	0,05	0	0,01	0,16	0,31	75,58	79,42	73,68	71,02	63,64	
N-NO ₃ ⁻		QNT	23,27*	71,53	48,83*	34,27*	25,51*	20,06	19,57	18,95	18,16*	18,79*	
		E %	-	8,56	6,21	4,30	6,59	-	0,82**	0,604	0,373	0,976*	
		Q ¹⁵ N	-	6,12	3,03	1,47	1,68	-	0,16	0,11	0,07	0,18	
		QNS	23,27*	28,70	27,97	23,64	19,54	20,06	18,17	17,88	17,40	17,89	
14 Jours		N-Total	QNT	-	6139	6082	5999	6231	-	6119	6137	5929	6021
			E %	-	0,227	0,163*	0,121	0,189	-	0,221	0,160	0,111	0,183*
	N-NH ₄ ⁺	QNT	0,11**	0	0	0	0	93,22	148,2	121,56	107,62	94,30	
		E %	-	-	-	-	-	-	4,64	3,31	2,44	4,33	
		Q ¹⁵ N	-	-	-	-	-	-	6,87	4,02	2,62	4,08	
		QNS	0,11**	-	-	-	-	93,22	98,53	92,53	87,45	78,79	
	N-NO ₃ ⁻	QNT	33,76	86,25	57,60	42,26	31,3	20,80	19,27	19,58	19,27	18,02**	
		E %	-	8,11	5,94	4,18	6,50	-	0,913 ⁽¹⁾	0,674 ⁽¹⁾	0,370 ⁽¹⁾	1,04 ⁽¹⁾	
		Q ¹⁵ N	-	6,99	3,42	1,76	2,03	-	0,17	0,13	0,07	0,18	
		QNS	33,76	37,51	34,42	29,89	24,43	20,80	18,04	18,69	18,77	17,38	
	28 Jours	N-total	QNT	-	6192	6152	6234	6109	-	6200	6292	6082	6139
			E %	-	0,227	0,161	0,123	0,196	-	0,228	0,156	0,113	0,185
N-NH ₄ ⁺		QNT	1,85**	1,57**	2,19**	2,19**	1,16**	115,39	170,76	146,16	133,78	121,89	
		E %	-	1,44 ⁽¹⁾	1,04 ⁽¹⁾	0,92 ⁽¹⁾	1,34 ⁽¹⁾	-	4,13	2,93	2,18	3,74	
		Q ¹⁵ N	-	0,02	0,02	0,02	0,01	-	7,05	4,28	2,91	4,56	
		QNS	1,85**	0,92	1,47	1,48	0,52	115,39	121,03	116,57	112,77	105,91	
N-NO ₃ ⁻		QNT	41,15*	100,65	73,25	58,85	45,71	21,69*	20,84*	18,64*	17,86	19,43*	
		E %	-	7,35	5,19	3,64	5,66	-	0,971 ⁽¹⁾	0,611 ⁽¹⁾	0,361 ⁽¹⁾	0,965 ⁽¹⁾	
		Q ¹⁵ N	-	7,39	3,80	2,14	2,58	-	0,20	0,11	0,06	0,18	
		QNS	41,15*	48,54	46,91	43,25	36,97	21,69*	18,86	17,3	16,84	18,22	

NOTA : Pour les renvois voir page ci-contre.

REMARQUES COMMUNES AUX ANNEXES 4, 5 et 6 :

Q_{NT} : quantité d'azote en mg N.kg^{-1} sol sec. Pour NH_4^+ et NO_3^- , ces quantités incluent l'azote apporté par le KCl lors de l'extraction (≥ 0 et $< 2 \text{ mg.kg}^{-1}$ sol sec) sauf pour les témoins.

E % : % d'excès en ^{15}N .

$Q^{15}\text{N}$: ($Q_{NT} \times E \%$) en $\text{mg } ^{15}\text{N.kg}^{-1}$ sol sec.

Q_{NS} : azote provenant de la minéralisation de l'azote organique du sol

$$: \left(Q_{NT} - \frac{Q^{15}\text{N}}{E \% \text{ du produit de départ}} \right) \text{ en } \text{mg N.kg}^{-1} \text{ sol sec.}$$

(Q_{NT} ne prend pas en compte ici l'azote apporté par le KCl).

Les chiffres sont les moyennes de 3 répétitions la 4ème ayant servi de réserve, sauf pour les valeurs accompagnées de (1) où il n'y a eu qu'une mesure obtenue par cumul de toutes les répétitions.

Les coefficients de variation sont inférieurs à 5 % sauf pour les valeurs accompagnées de * ($> 5 \%$ et $< 10 \%$) ou de ** ($> 10 \%$).

(-) valeur non déterminée

ANNEXE 6 : Evolution de l'azote dans le sol de SAULIEU

DATES	TRAITEMENTS	NON FUMIGE					FUMIGE						
		T	A	B	C	D	TF	AF	BF	CF	DF		
0 Jours	N-total	QNT	1335	1448	1368	1405	1361	1350	1461	1361	1368	1411	
		E %	-	0,978	0,680*	0,523	0,836**	-	1,033	0,710	0,529	0,866	
	N-NH ₄ ⁺	QNT	0,54**	3,00*	3,13	2,05**	1,69**	1,32**	3,91**	4,18**	4,18**	3,78**	
		E %	-	5,54 ⁽¹⁾	7,76 ⁽¹⁾	5,51 ⁽¹⁾	9,17 ⁽¹⁾	-	4,98 ⁽¹⁾	6,37 ⁽¹⁾	5,14	8,20	
		Q ¹⁵ N	-	0,16	0,24	0,11	0,15	-	0,19	0,26	0,21	0,31	
		QNS	0,54**	1,56	1,20	1,01	0,95	1,32**	2,36	2,10	2,39	2,46	
	N-NO ₃ ⁻	QNT	16,98	17,78	18,96	18,43	19,09*	17,14	19,39*	19,78	19,91	19,52	
		E %	-	0,099 ⁽¹⁾	0,105 ⁽¹⁾	0,068 ⁽¹⁾	0,096 ⁽¹⁾	-	0,102 ⁽¹⁾	0,091 ⁽¹⁾	0,073 ⁽¹⁾	0,109 ⁽¹⁾	
		Q ¹⁵ N	-	0,017	0,019	0,012	0,018	-	0,02	0,02	0,01	0,02	
		QNS	16,98	17,38	18,55	18,07	18,75	17,14	18,98	19,38	19,54	19,17	
	7 Jours	N-total	QNT	-	1334	1411*	1331	1313	-	1452	1472	1429*	1399
			E %	-	0,907	0,657*	0,463	0,730*	-	0,939*	0,664	0,503*	0,802
N-NH ₄ ⁺		QNT	0,20**	51,95	19,67	9,84**	5,50**	25,98	75,16	45,12	35,80	27,80	
		E %	-	11,39	9,26	6,98	11,29	-	8,26	6,65	5,26	9,24	
		Q ¹⁵ N	-	5,91	1,82	0,686	0,620	-	6,20	3,00	1,88	2,56	
		QNS	0,20**	9,86	6,47	4,15	2,55	25,98	31,07	23,92	21,73	18,28	
N-NO ₃ ⁻		QNT	22,65	31,35	31,35	25,97*	24,40	16,80	18,22	16,78	17,05	15,87	
		E %	-	4,63*	4,30	2,64**	4,79	-	0,431 ⁽¹⁾	0,511 ⁽¹⁾	0,125 ⁽¹⁾	0,22 ⁽¹⁾	
		Q ¹⁵ N	-	1,45	1,34	0,684	1,16	-	0,08	0,08	0,02	0,03	
		QNS	22,65	20,36	21,34	20,26	19,6	16,80	16,8	15,35	16,04	14,89	
14 Jours		N-Total	QNT	-	1439	1333	1404	1279	-	1476	1382	1368	1432*
			E %	-	0,958	0,669	0,48	0,836*	-	0,899	0,628	0,468	0,718
	N-NH ₄ ⁺	QNT	0,63**	46,96	18,75*	8,65*	7,99**	36,58	92,34	59,67	49,44	41,04	
		E %	-	10,27	7,85	5,30	9,29	-	7,72	6,24	4,82	8,50	
		Q ¹⁵ N	-	4,82	1,47	0,458	0,742	-	7,12	3,72	2,38	3,48	
		QNS	0,63**	13,07	8,48	5,14	5,19	36,58	42,39	35,75	32,44	28,99	
	N-NO ₃ ⁻	QNT	26,67	43,02	40,14	36,20*	31,74	16,92*	19,3*	18,25	17,46*	17,20	
		E %	-	6,19	5,12	3,61	6,11	-	0,768 ⁽¹⁾	0,799 ⁽¹⁾	0,143 ⁽¹⁾	0,333 ⁽¹⁾	
		Q ¹⁵ N	-	2,66	2,05	1,30	1,93	-	0,14	0,14	0,02	0,05	
		QNS	26,67	23,61	25,33	26,17	24,34	16,92*	17,43	16,49	16,44	16,15	
	28 Jours	N-total	QNT	-	1480*	1372	1377*	1286*	-	1374*	1392	1390	1411
			E %	-	0,918	0,679	0,422*	0,751*	-	0,899	0,659	0,458	0,806
N-NH ₄ ⁺		QNT	0,34	41,97	13,67**	9,70**	8,52**	43,83	106,65	76,34	63,48	54,17	
		E %	-	8,73	5,62	3,93	6,76	-	7,16	5,49	4,39	7,56	
		Q ¹⁵ N	-	3,66	0,76	0,38	0,57	-	7,63	4,19	2,78	4,09	
		QNS	0,34	16,43	8,85	7,02	6,61	43,83	53,42	47,93	43,92	40,34	
N-NO ₃ ⁻		QNT	36,46	60,85	57,84	45,24	38,94	17,76	18,48	17,42*	17,56	16,77	
		E %	-	6,97	5,45	3,62	6,34	-	0,572 ⁽¹⁾	0,705 ⁽¹⁾	0,106 ⁽¹⁾	0,229 ⁽¹⁾	
		Q ¹⁵ N	-	4,24	3,15	1,63	2,46	-	0,10	0,12	0,02	0,04	
		QNS	36,46	31,02	35,84	33,46	30,59	17,76	17,47	16,31	17,15	16,37	

NOTA : Pour les renvois voir page précédente.

ANNEXE 7 : Minéralisation du matériel microbien à C/N de 5,1 dans
le sol de DIJON fumigé au chloroforme.

DATE (jours)	0	1	2	3	4	5	6	7
DOSAGES								
$^{14}\text{C-CO}_2$ (mg ^{14}C /kg sol sec)	-	68,9	145,9	184,7	202,5	215,0	225,6	232,4
Q_N (Mg N-NH $_4^+$ /kg sol sec)	4,36	32,3	57,0	63,9	68,6	73,0	76,6	80,3
Excès isotopiques (% ^{15}N)	3,72	7,64	8,26	8,08	7,87	7,67	7,57	7,39
$Q^{15}\text{N}$ (mg $^{15}\text{N-NH}_4^+$ /kg sol sec)	0,16	2,47	4,71	5,16	5,40	5,60	5,79	5,93

Nota : -coefficients de variation inférieurs à 5%.

-le calcul des différentes valeurs est explicité dans les remarques communes aux annexes 4, 5, et 6.



BIBLIOGRAPHIE

- ADAMS T. McM., R.J. LAUGHLIN (1981). The effects of agronomy on the carbon and nitrogen contained in the soil biomass. *J. Agric. Sci. Camb.*, 97, 319-327.
- ADU J.K., J.M. OADES (1978). Utilisation of organic materials in soil aggregates by bacteria and fungi. *Soil Biol. Biochem.*, 10, 117-122.
- AHMAD Z., Y. YAHIRO, H. KAI, T. HARADA (1973). Factors affecting immobilization and release of nitrogen in soil and chemical characteristics of the nitrogen newly immobilized : IV-Chemical characteristics of the nitrogen becoming decomposable due to the drying of soil. *Soil Sci. Plant. Nutr.*, 19 (4), 287-298.
- AMATO M., J.N. LADD (1980). Studies on nitrogen immobilization and mineralization in calcareous soils : V-Formation and distribution of isotope labelled biomass during decomposition of ^{14}C - and ^{15}N -labelled plant material. *Soil Biol. Biochem.*, 12, 405-411.
- AMBROZOVA M. (1979). Microbial plasma as a potential source of plant nutrition. *Rostlinna Vyroba*, 25 (4), 333-342.
- ANDERSON J.P.E., K.H. DOMSCH (1975). Measurement of bacterial and fungal contributions to respiration of selected agricultural and forest soils. *Can. J. Microbiol.*, 21, 314-322.
- ANDERSON J.P.E., K.H. DOMSCH (1978). Mineralization of bacteria and fungi in chloroform-fumigated soils. *Soil Biol. Biochem.*, 10, 207-213.
- ANDERSON J.P.E., K.H. DOMSCH (1980). Quantities of plant nutrients in the microbial biomass of selected soils. *Soil Sci.*, 130 (4), 211-216.
- AYANABA A., S.B. TUCKWELL, D.S. JENKINSON (1976). The effects of clearing and cropping on the organic reserves and biomass of tropical forest soils. *Soil Biol. Biochem.*, 8, 519-525.
- BACHACOU J., J.P. MASSON, C. MILLIER (1981). Manuel de la programmation statistique. Amance 81, Département de Biométrie (INRA) 516 p.
- BOTTNER P., P. LOSSAINT, J. CORTEZ (1976). Mineralization of labelled microbial compounds after partial sterilization. *In " Soil organic Matter studies "*, I.A.E.A. and F.A.O. (Vienne), 1, 263-273.

- BOTTNER P., Z. MNEIMNE, G. BILLES (1984). Réponse de la biomasse microbienne à l'adjonction au sol de matériel végétal marqué au ^{14}C . Rôle des racines vivantes. *Soil Biol. Biochem.*, 16, (à paraître).
- BREMNER J.M. (1965) *in* Methods of Soil Analysis by BLACK C.A. et al., *Agronomy*, 9 (2), Edited by Amer. Soc. Agron. (Madison Wisc. U.S.A.), 1149-1286.
- BROOKES P.C., D.S. POWLSON, D.S. JENKINSON (1982). Measurement of microbial biomass phosphorus in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 14, 319-329.
- BROWN K.A. (1979). A modified procedure for determining (^{14}C) CO_2 produced by respiration in water or sediment samples. *Limnol. Oceanogr.*, 24 (6), 1141-1145.
- CAMPBELL N.E.R., H. LEES (1967). The nitrogen cycle *In* Soil biochemistry by A.D. Mc LAREN, G.H. PETERSON, DEKKER ed. (New-York), 194-215.
- CAMPBELL C.A., V.O. BIEDERBECK (1976). Soil bacterial changes as affected by growing season weather conditions : a field and laboratory study *Can. J. Soil Sci.*, 56, 293-310.
- CARTER M.R., D.A. RENNIE (1982). Changes in soil quality under zero tillage farming systems : Distribution of microbial biomass and mineralizable and N potentials. *Can. J. Soil Sci.*, 62, 587-597.
- CERRI C.C., D.S. JENKINSON, (1981). Formation of microbial biomass during the decomposition of ^{14}C -labelled Rye-grass in soil. *J. Soil Sci.*, 32, 619-626.
- CHAUSSOD R., B. NICOLARDOT (1982). Mesure de la biomasse microbienne dans les sols cultivés. I-Approche cinétique et estimation simplifiée du carbone facilement minéralisable. *Rev. Ecol. Biol. Sol*, 19 (4), 501-512.
- CHAUSSOD R., B. NICOLARDOT (1983). Relationships between soil characteristics and microbial biomass. *In* Biological Processes and Soil Fertility. I.S.S.S. and B.S.S.S. Symposium. Reading 4-8 July.

- CHICHESTER F.W., J.O. LEGG, G. STANFORD (1975). Relative mineralization rates of indigenous and recently incorporation ^{15}N -labelled nitrogen. *Soil Sci.*, 120 (6), 455-460.
- CHRETIEN J. (1976). Notice explicative à la carte pédologique de France à 1/100 000 (Dijon 0-12). Service d'Etudes des sols et de la carte pédologique de France, I.N.R.A. 218 p.
- CHU J.P.H., R. KNOWLES (1966). Mineralization and immobilization of nitrogen in bacterial cells and in certain soil organic fractions. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 30, 210-213.
- DANIELIE P. (1973). Théorie et méthodes statistiques (Applications agronomiques). Les presses Agronomiques de Gembloux, Vol 1, 378 p.
- DAGNELIE P. (1975). Théorie et méthodes statistiques (Applications agronomiques). Les presses Agronomiques de Gembloux, Vol 2, 463 p.
- DEBOSZ K. (1980). Incorporation of ^{15}N -labelled nitrogen into humic acids and microbial biomass. *Pol. Ecol. Stud.*, 6 (2), 183-188.
- DOMMARGUES Y., F. MANGENOT (1970). Ecologie microbienne du sol. Masson Ed. (Paris), 796 p.
- FENCHEL T., T.H. BLACKBURN (1979). Bacteria and mineral cycling (Academic Press, London), 225 p.
- FRISSEL M.J., J.A. VAN VEEN (1978). Critique of " Computer simulation modelling for irrigated croplands ". Computer simulation of nitrogen behaviour in soil. *In Nitrogen in the Environment* by D.R. NIELSEN and J.G. Mac DONALT, (Academic Press, London), 1, 145-162.
- GUIRAUD G. (1972) *In Comptes rendus du Colloque sur l'étude de quelques problèmes de nutrition végétale et animale à l'aide des isotopes stables et radioactifs*, Gembloux, 25-29 Septembre.
- GUIRAUD G., J.C. FARDEAU (1977). Dosage par la méthode Kjeldahl des nitrates contenus dans les sols et les végétaux. *Ann. Agron.*, 28 (3), 329-333.

- GUIRAUD G., J.C. FARDEAU (1980). Détermination isotopique par spectrométrie optique de composés faiblement enrichis en azote 15 . *Analisis*, 8 (4), 148-152.
- HAIDER K., J.P. MARTIN, Z. FILIP. (1975). Humus biochemistry. *In Soil Biochemistry* by E.A. PAUL and A.D. Mc LAREN, DEKKER ed., 4, 195-244.
- HAUCK R.D., J.M. BREMNER (1976). Use of tracers for soil and fertilizer nitrogen research. *Adv. Agron.*, 28, 219-266.
- HAYASHI R., T. HARADA (1979). Characterization of the organic nitrogen becoming decomposable through the effect of drying of a soil. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 15 (5), 226-234.
- HECK A.F. (1929). A Study of the nature of the nitrogenous compounds in fungous tissue and their decomposition in the soil. *Soil Sci.*, 27 (1), 1-47.
- HEDLEY M.J., J.W.B. STEWART (1982). Method to measure microbial phosphate in soils. *Soil Biol. Biochem.*, 14, 377-385.
- HUNTJENS J.L.M. (1972). Availability of microbial and soil organic nitrogen to a *Pseudomonas* strain and the effect of soil organic matter on the availability of casein nitrogen. *Soil Biol. Biochem.*, 4, 347-358.
- HURST H.M., G.H. WAGNER (1969). Decomposition of 14 C labelled cell wall and cytoplasmic fractions from hyaline and melanic fungi. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 33, 707-711.
- JANSSON S.L. (1958). Tracer studies on nitrogen transformations in soil with special attention to mineralization-immobilization relationships. *Ann. Roy. Agri. Coll, Sweden*, 24, 101-361.
- JANSSON S.L. (1960). On the establishment and use of tagged microbial tissue in soil organic matter research. *In 7 th, Intern. Congress of soil Sci. (Madison, Wisc.) III*, 25, 365-642.
- JANSSON S.L. (1971). Use of 15 N in studies of soil nitrogen. *In Soil Biochemistry* by A.D. Mc LAREN and J. SKUJINS, DEKKER ed. (New-York), 2, 129-166.

- JENKINSON D.S. (1966). Studies on the decomposition of plant material in soil. II- Partial sterilization of soil and the soil biomass. *J. Soil Sci.*, 17 (2), 280-302.
- JENKINSON D.S. (1976a). The turnover of organic matter in agricultural soils. *Rep. Welsh. Soils. Discuss. group.*, 16, 91-105.
- JENKINSON D.S. (1976b). The effect of biocidal treatments on metabolism in soil. IV- The decomposition of fumigated organisms in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 8, 203-208.
- JENKINSON D.S., POWLSON D.S. (1976a). The effects of biocidal treatment on metabolism in soil. I- Fumigation with chloroform. *Soil Biol. Biochem.*, 8, 169-177.
- JENKINSON D.S., D.S. POWLSON (1976b). The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V- A method for measuring soil biomass. *Soil Biol. Biochem.*, 8, 209-213.
- JENKINSON D.S., J.H. RAYNER (1977). The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Sci.*, 123 (5), 298-305.
- JENKINSON D.S. (1977). Studies on the decomposition of plant material in soil V- The effect of plant cover and soil type on the loss of carbon ^{14}C -labelled Rye-grass decomposing under field conditions. *J. Soil Sci.*, 28, 424-434.
- JENKINSON D.S., J.N. LADD (1981). Microbial biomass in soil : measurement and turnover. *In Soil biochemistry* by E.A. Paul and J.N. LADD, DEKKER Ed. (New-York), 5, 415-471.
- JENSEN H.L. (1932). The microbiology of farmyard manure decomposition *In soil*. II- Decomposition of the cells of micro-organisms. *J. Agric. Sci.*, 22 (1), 1-25.
- KASSIM G.M. (1980). Estimation of specific organic substrate carbons present in biomass after incubation in soil. *Diss. Abstr. Int.*, 41 (4), 1193-1194.

- KASSIM G., J.P. MARTIN, K. HAIDER (1981). Incorporation of a wide variety of organic substrate carbons into soil biomass as estimated by the fumigation procedure. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 45, 1106-1112.
- KIHLBERG R. (1972). The microbe as a source of food. *Annu. Rev. Microbiol.*, 26, 427-466 .
- KNOWLES R., L. BARRO (1981). Contribution of bacterial cell nitrogen to soil humic fractions. *Plant Soil*, 61, 243-250.
- KNOWLES R., D.T.H. CHU (1968). Survival and mineralization and immobilization of ^{15}N -labelled *Serratia* cells in a boreal forest raw humus. *Can J. Microbiol.*, 15, 223-228.
- KUDEYAROV V.N., D.S. JENKINSON (1976). The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. VI- Fumigation with carbon disulphide. *Soil Biol. Biochem.*, 8, 375-378.
- LADD J.N., J.W. PARSONS, M. AMATO (1977). Studies of nitrogen immobilization and mineralization in calcareous soils. II- Mineralization of immobilized nitrogen from soil fractions of different particule size and density. *Soil Biol. Biochem.*, 9, 319-325.
- LADD J.N., J.M. OADES, M. AMATO (1981). Microbial biomass formed from ^{14}C , ^{15}N -labelled plant material decomposing in soils in the field. *Soil Biol. Biochem.*, 13, 119-126.
- LAUDELOUT H., R. LAMBERT (1982). Variation saisonnière de la population microbienne du sol. II- Influence sur la minéralisation de l'azote du sol. *Rev. Ecol. Biol. Sol*, 19 (1), 1-15.
- LETHBRIDGE G., M.S. DAVIDSON (1983). Microbial biomass as a source of nitrogen for cereals. *Soil Biol. Biochem.*, 15 (3), 375-376.
- LINHARES L.F., J.P. MARTIN (1978). Decomposition in soil of the Humic-Acid type polymers (Malanins) of *Eurotium echinulatum*, *Aspergillus glaucus* and other fungi. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 42 (5) 738-743.
- LYNCH J.M., L.M. PANTING (1980a). Cultivation and the soil biomass. *Soil Biol. Biochem.*, 12, 29-33.

- LYNCH J.M., L.M. PANTING (1980b). Variations in the size of the soil biomass. *Soil Biol. Biochem.*, 12, 547-550.
- Mc GILL W.B., E.A. PAUL, J.A. SHIELDS, W.E. LOWE (1973). Turnover of microbial populations and their metabolites in soil. *Bull. Ecol. Res. Comm. (Stockholm)*, 17, 293-301.
- Mc GILL W.B., J.A. SHIELDS, E.A. PAUL (1975). Relations between carbon and nitrogen turnover in soil organic fractions of microbial origin. *Soil Biol. Biochem.*, 7, 57-63.
- Mc LAREN A.D. (1973). A need for counting micro-organisms in soil mineral cycles. *Environ. Letters*, 5 (3), 143-154.
- MALIK K.A., K. HAIDER (1982). Decomposition of ^{14}C -labelled melanoid fungal residues in a marginally sodic soil. *Soil Biol. Biochem.*, 14, 457-460.
- MARTIN J.P., K. HAIDER (1971). Microbial activity in relation to soil humus formation. *Soil Sci.*, III (1), 54-63.
- MARTIN J.P., S.J. RICHARDS (1963). Decomposition and binding action of a polysaccharide from *Chromobacterium violaceum* in soil. *J. Bacteriol.*, 85, 1288-1294.
- MARTIN J.P., J.O. ERVIN, R.A. SHEPHERD (1959). Decomposition and aggregating effect of fungus cell material in soil. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 23, 217-220.
- MARTIN J.P., K. HAIDER, W.J. FARMER, E. FUSTEC-MATHON (1974). Decomposition and distribution of residual activity of some ^{14}C -microbial polysaccharides and cells, glucose, cellulose and wheat straw in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 6, 221-230.
- MARTIN J.P., A.A. PARSA, K. HAIDER (1978). Influence of intimate association with humic polymers on biodegradation of ^{14}C -labelled organic substrates in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 10, 483-486.
- MARTIN J.P., H. ZUNINO, P. PEIRANO, M. CAIOZZI, K. HAIDER (1982). Decomposition of ^{14}C -labelled lignins, model humic acid polymers, and

- fungus melanins in allophanic soils. *Soil Biol. Biochem.*, 14, 289-293.
- MARUMOTO T., H. KAI, T. YOSHIDA, T. HARADA (1977a). Relationship between an accumulation of soil organic matter becoming decomposable due to drying of soil and microbial cells. *Soil Sci. Plant. Nutr.*, 23, 1-8.
- MARUMOTO T., H. KAI, T. YOSHIDA, T. HARADA (1977b). Chemical fractions of organic nitrogen in acid hydrolysates given from microbial cells and their cell wall substances and characterization of decomposable soil organic nitrogen due to drying. *Soil Sci. Plant. Nutr.*, 23 (2), 125-134.
- MARUMOTO T., H. KAI, T. YOSHIDA (1977c). Drying effect on mineralizations of microbial cell and their cell walls in soil and contribution of microbial cell walls as a source of decomposable soil organic matter due to drying. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 23, (1), 9-19.
- MARUMOTO T., J.P.E. ANDERSON, K.H. DOMSCH (1982a). Decomposition of ^{14}C - and ^{15}N -labelled microbial cells in soils. *Soil Biol. Biochem.*, 14, 461-467.
- MARUMOTO T., J.P.E. ANDERSON, K.H. DOMSCH (1982b). Mineralization of nutrients from soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.*, 14, 469-475.
- MARY B. (1978). Essai d'appréciation du pouvoir alimentaire du sol en azote. D.A.A., INA-PG, 81 p.
- MAYAUDON J., P. SIMONART (1963). Humification des micro-organismes marqués par ^{14}C dans le sol. *Ann. Inst. Pasteur*, 105, 257-266.
- MNEIMNE Z. (1981). Dynamique de la biomasse microbienne de deux sols méditerranéens. Etude par incubation avec du matériel végétal marqué au ^{14}C et ^{15}N . Thèse 3ème cycle, Montpellier, 61 p.
- NAKAS J.P., D.A. KLEIN (1979). Decomposition of microbial cell components in a semi-arid Grassland Soil. *Appl. Env. Microb.*, 38 (3), 454-460.
- NELSON D.W., J.P. MARTIN, J.O. ERVIN (1979). Decomposition of microbial cells and components in soil and their stabilization through complexing with humic acid-type phenolic polymers. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 43 (1) 84-88.

- NICOLARDOT B. (1981). Décomposition de corps microbiens marqués au carbone 14 dans les sols fumigés au chloroforme. D.E.A., Université Lyon, 60 p.
- NICOLARDOT B., R. CHAUSSOD (1982). Problèmes posés par l'estimation de la biomasse microbienne du sol. *In* " 6ème Réunion des Microbiologistes de l'INRA " Murat-le-Quaire 17-18 Juin, 69-73, (INRA Publications).
- NICOLARDOT B., R. CHAUSSOD, G. CATROUX (1982). Revue des principales méthodes disponibles pour mesurer la biomasse microbienne et ses activités. *Bull. Ass. Fr. Et. Sol*, 4, 253-261.
- NICOLARDOT B. (1983). Influence de l'humidité sur la minéralisation du carbone et de l'azote dans quatre sols cultivés. *Bull. Sci. Bourg.*, 36 (2), 21-28.
- NICOLARDOT B., G. GUIRAUD, R. CHAUSSOD (1983). Determination of a microbial nitrogen compartment in soil *In* Biological processes and Soil Fertility. I.S.S.S. and B.S.S.S. Symposium, Reading 4-8 July.
- NICOLARDOT B., R. CHAUSSOD, G. CATROUX. (1984). Décomposition de corps microbiens dans des sols fumigés au chloroforme : Effet du type de sol et de micro-organisme. *Soil Biol. Biochem.*, 16, (à paraître).
- NORMAN A.G. (1933). The biological decomposition of plant material. Part VIII- The availability of the nitrogen of fungal tissues. *Ann. Appl. Biol.*, 20, 146-164.
- OCHIN D., J.P. HORNEZ, B. COURTOIS, J.C. DERIEUX (1983). Conservation de la viabilité de *Rhizobium meliloti* par lyophilisation. *Bio-Sciences II*, 7, 114-115.
- PARNAS H. (1975). Model for decomposition of organic material by micro-organisms. *Soil Biol. Biochem*, 7, 161-169.
- PAUL E.A., W.B. Mc GILL (1977). Turnover of microbial biomass, plant residues and soil humic constituents under field conditions *In* Soil Organic Matter studies, I.A.E.A. and F.A.O. (Vienne), 1, 149-157.

- PAUL E.A., J.A. VAN VEEN (1978). The use of tracers to determine the dynamic nature of organic matter. *In* 11th Cong. Int. Soc. Soil Sci., University of SASKATCHEWAN (SASKATOON, Canada), 61-102.
- PAUL E.A., R.P. VORONEY (1980). Nutrient and energy flows through soil microbial biomass. *In* Contemporary Microbial ecology by D.C. ELLWOOD, J.N. HELDGER, M.J. LATHAM, J.M. LYNCH and J.M. SLATER, (Academic Press, London), 215-237.
- PENGRAND R.M., M.A. COLE, M. ALEXANDER (1969). Cells walls and lysis of *Mortierella parvispora* hyphae. *J. Bacteriol.* 97 (3) 1056-1061.
- PINCK L.A., ALLISON F.E. (1944). The synthesis of lignin-like complexes by fungi. *Soil Sci.*, 57, 155-161.
- POTGIETER H.J., M. ALEXANDER (1966). Susceptibility and resistance of several fungi to microbial lysis. *J. bacteriol.* 91 (4), 1526-1532.
- POWELSON D.S. (1975). Effects of biocidal treatments on soils organisms. *In* Soil Microbiology, WALKER N. (Butterworths, London) 192-224.
- RIDGE E.M. (1976). Studies on soil fumigation.II- Effect on bacteria. *Soil Biol. Biochem.*, 8, 249-253.
- RITTENBERG D. (1948) *In* Preparation and measurement of isotope tracers (D.W. WILSON, A.O.C. NIER, S.P. REIMANN), Edited by EDWARDS, Ann. Arbor. Michigan , 31-42.
- ROVIRA A.D. (1976). Studies on soil fumigation. I- Effects on ammonium, nitrate and phosphate in soil and on the growth, nutrition and yield of wheat. *Soil Biol. Biochem.*, 8, 241-247.
- SAGGAR.S., J.R. BETTANY, J.W.B. STEWART (1981). Measurement of microbial sulfur in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 13, 493-498.
- SCHLOESING T.H., A. MUNTZ (1877). Sur la nitrification par les ferments organisés. *C.R. Acad. Sci. (Paris)*, 85, 1018-1020.
- SCHWARTZ (1977). Méthodes statistiques à l'usage des médecins et des biologistes, Flammarion Ed., 318 p.

- SHIELDS J.A., E.A. PAUL, W.E. LOWE, D. PARKINSON (1973). Turnover of Microbial tissue in soil under field conditions. *Soil Biol. Biochem.*, 5, 753-764.
- SHIELDS J.A., E.A. PAUL, W.E. LOWE (1974). Factors influencing the stability of labelled microbial materials in soils. *Soil Biol. Biochem.*, 6, 31-37.
- SMITH O.L. (1979). An analytical model of the decomposition of soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.*, 11, 585-606.
- SPARLING G.P., M.V. CHESCHIRE, C.M. MUNDIE, S. MURAYAMA (1981). The transformation of ^{14}C -labelled glucose in sterilized soil inoculated with selected micro-organisms. *Rev. Ecol. Biol. Sol*, 18 (4), 447-457.
- STEINBRENNER, J. MATSCHKE (1971). Ein Beitrag zur Huminstoff synthese durch einige Bodenpilze. *Zentrabl. Bacteriol. Parasitenkd. InfektionKran. Hyg.* 126 (6), 585-603.
- STOTSKY G. (1965). Microbial respiration *In* Methods of soil analysis, (Vol 2) by C.A. BLACK et al, Am. Soc. Agr. Madison (Wisc.), Agronomy, 9, 1550-1572.
- VAN VEEN J.A., M.J. FRISSEL (1980). Mathematical modelling of nitrogen transformations in soil. *In* Modelling Nitrogen from Farm Wastes by J.K.R. GRASSER (Applied Science), 133-157.
- VERMA L., J.P. MARTIN, K. HAIDER (1975). Decomposition of carbon 14-labelled proteins, peptides, and amino-acids ; Free and complexed with humic polymers. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 39 (2), 279-284.
- VERMA L., J.R. MARTIN (1976). Decomposition of algal cells and components and their stabilization through complexing with model humic acid - type phenolic polymers. *Soil Biol. Biochem.*, 8, 85-90.
- VERSTRAETE W., VOETS J.P. (1976). Nitrogen mineralization tests and potentials in relations to soil management. *Pedologie*, 26 (1), 15-26.
- VORONEY R.P. (1979). Effect of soil management on the level and turnover rates of soil organic constituents Thesis, University of SASKATCHEWAN (SASKATOON), 103 p, annexes.

- WAGNER G.H. (1968). Significance of microbial tissues to soil organic matter. *In* Isotopes and Radiations in Soil Organic matter studies (Proceedings F.A.O./ I.A.E.A., Technical Meeting, Vienna) 197-205.
- WAGNER G.H., H.M. RABINSKA (1971). The contribution of melanic fungal tissues to soil organic matter formation. *Humus et Planta* V, 27-32.
- WAGNER G.H. (1975). Microbial growth and carbon turnover. *In* Soil Biochemistry by E.A. PAUL et A.D. Mc LAREN (DEKKER ed., New-York), 3, 269-305.
- WAKSMAN S.A. (1924). Influence of micro-organisms upon the carbon-nitrogen ratio in the soil. *J. Agric. Sci.*, 14, 555-562.
- WARCUP J.H. (1976). Studies on soil fumigation IV- Effects on fungi. *Soil Biol. Biochem.*, 8, 261-266.
- WEBLEY D.M., D. JONES (1971). Biological transformations of microbial residues in soil. *In* Soil Biochemistry by Mc LAREN A.D., J. SKUJINS (DEKKER, New-York), 2, 446-485.
- WHITE R.E. (1981). Pathways of phosphorus in soil *In* Phosphorus in sewage sludge and animal waste slurries by HUCKER T.W.G., G. CATROUX (D. REIDEL, Holland), 21-44.
- WOLDENDORP J.W. (1981). Nutrients in the rhizosphere *In* Agricultural yield potentials in continental climates. Proceedings of the 16th colloquium of the International Potash Institute held in WARSAW (Poland), 99-125.
- ZUNINO H., F. BORIE, S. AGUILERA, J.P. MARTIN, K. HAIDER (1982). Decomposition of ¹⁴C-labelled glucose, plant and microbial products and phenols in volcanic ash-derived soils of Chile. *Soil Biol. Biochem.*, 14, 37-43.
- YONEYAMA T., T. YOSHIDA (1977). Decomposition of rice residue in tropical soils. III- Nitrogen mineralization and immobilization of rice-residue during its decomposition in soil. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 23 (2), 175-183.

GLOSSAIRE

ANALYSE COMPARTIMENTALE : consiste à décrire le comportement d'un système biologique sous forme d'un modèle théorique ou d'un modèle mathématique à l'aide de diverses techniques dont l'utilisation de traceurs. Le système biologique est alors représenté par un certain nombre de compartiments entre lesquels sont établis des transferts de substance.

ACTIVITE SPECIFIQUE (A.S.) : Grandeur qui mesure la concentration d'un traceur dans un composé. Elle peut être exprimée par exemple pour un traceur radioactif en nombre d'impulsions par mn et par unité de masse de produit. Dans cette étude la concentration en carbone 14 des produits carbonés est exprimée en KBq/g Carbone (KBq = Kilo Becquerel).

AZOTE MINERAL : ($N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$, $N-NO_3^-$). Azote présent dans la solution du sol ou en position d'échange sur le complexe argilo-humique et qui est extrait par KCl N.

AZOTE ORGANIQUE : Azote combiné chimiquement au carbone, à l'hydrogène et à l'oxygène généralement sous l'action de processus biologiques.

AZOTE 15 : Isotope stable de l'azote, utilisé comme traceur. Sa concentration dans un composé se mesure en spectrométrie de masse ou en spectrométrie d'émission.

CARBONE 14 : Isotope radioactif du carbone (période : 5730 ans, émission β de 156 KeV). Sa concentration dans un composé est mesurée au moyen de la radioactivité qu'il émet, en utilisant des appareils de comptage.

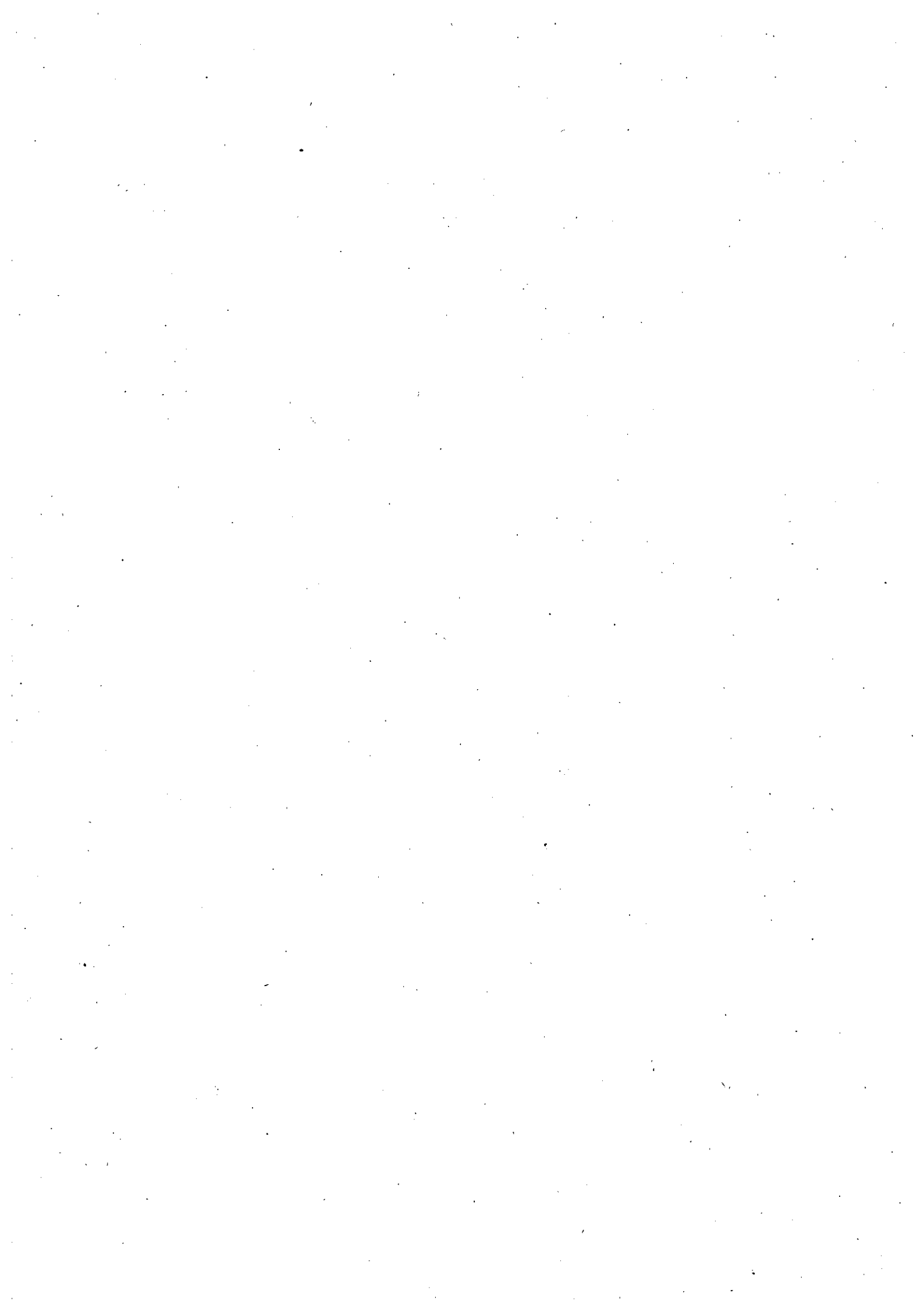
COMPARTIMENT : Quantité de substance qui a une cinétique uniforme, reconnaissable et discernable, de transformation ou de transport.

DENITRIFICATION : Transformation chimique ou biologique des formes nitriques (NO_3^-) et nitreuses (NO_2^-) de l'azote en azote moléculaire (N_2) ou protoxyde d'azote (N_2O).

EXCES ISOTOPIQUE : Ecart entre la teneur isotopique d'un échantillon et la teneur isotopique d'un étalon de référence.

Pour l'azote étalon de référence = teneur naturelle de l'air en azote 15
= $0,3663 \pm 0,0004$ (1)

(1) In MARIOTTI A. (1982). Apports de la géochimie isotopique à la connaissance du cycle de l'azote. Mém. Sc. Terre. Univ. Curie. Paris. n°82-13. 476n



FLUSH : Terme anglais traduisant la bouffée respiratoire (Dégagement CO_2) et/ou la libération importante d'éléments minéraux en un temps relativement court, dues à la minéralisation de la matière organique du sol soumis à un stress ou à un traitement particulier (par ex. fumigation au chloroforme).

IMMOBILISATION : voir réorganisation

MINERALISATION : Transformation biologique de l'azote organique en azote minéral (N-NH_4^+).

MODELE MATHEMATIQUE / MODELE THEORIQUE : Le modèle théorique est la représentation de la cinétique d'une substance dans un système biologique, le modèle mathématique étant le système d'équations qui sont dérivées du modèle théorique et qui décrivent les concentrations et les quantités de substance en jeu en fonction du temps.

NITRIFICATION : Processus biologique qui consiste à transformer l'azote ammoniacal (N-NH_4^+) en azote nitrique (N-NO_3^-).

POOL : Ensemble de substances ou de composés de diverses origines et servant de sources à partir desquelles sont synthétisés les produits cellulaires (pool métabolique) ou sources de nutrition minérale de la plante dans un sol (pool minéral) ...

"PRIMING EFFECT" : terme anglais qui pourrait être traduit par effet d'activation et dont la cause est l'introduction de matière organique dans le sol, cet apport modifiant la minéralisation de la matière organique propre du sol (inhibition ou stimulation), par référence à un sol sans apport.

RADIOACTIVITE : Propriété que possède certains corps de se transformer par désintégration en un autre élément par suite d'une modification du noyau de l'atome, en émettant des rayonnements corpusculaires ou électromagnétiques.

Mesurée primitivement en Curie qui est par définition la radioactivité d'un gramme de ^{226}Ra ($2,22 \cdot 10^{12}$ désintégrations/mn).

Unité officielle utilisée : le Becquerel (1 curie = $37 \cdot 10^9$ Bq).

(1 Bq = 1 désintégration/s.)



RAPPORT ISOTOPIQUE : Grandeur instrumentale de comparaison qui par définition est le rapport de l'effectif total des molécules d'un corps simple contenant deux isotopes à l'effectif des molécules de ce même corps contenant uniquement l'isotope le plus abondant.

$$\text{Pour l'azote : } R = \frac{(29)\text{N}}{(28)\text{N}} = \frac{15\text{N} - 14\text{N}}{14\text{N} - 14\text{N}}$$

REORGANISATION : Transformation biologique de l'azote minéral en azote organique.

TENEUR ISOTOPIQUE (ou abondance isotopique) : Grandeur sans dimension exprimant l'importance relative (en atomes pour cent) de l'isotope le moins abondant d'un corps simple à l'ensemble des isotopes de ce même corps.

$$\text{Pour l'azote } T \% = \frac{\text{Nombre d'atomes } 15\text{N}}{\text{Nombre d'atomes } 14\text{N} + \text{Nombre d'atomes } 15\text{N}} \times 100$$

$$\text{Relation liant teneur et rapport isotopique (R) : } T = \frac{100R}{2 + R}$$

TURN-OVER : Terme qui se traduit par taux de renouvellement (d'une substance à l'intérieur d'un pool ou d'un compartiment).

Cette notion peut être traduite par différents indices :

Constante de vitesse (temps^{-1}), vitesse de renouvellement (masse. temps^{-1}), temps de renouvellement, vie moyenne, demie-vie...

Nota : la majeure partie des définitions énoncées ci-dessus sont tirées de ATKINS G.L. (1973). Modèles à compartiments multiples pour les systèmes biologiques, 181 p., GAUTHIER-VILLARS, Paris.



*Ce document a été
entièrement reproduit
sur papier recyclé.*



E R R A T A:

- page 35, figure 5 LIRE: $^{14}\text{C-CO}_2 = 247,5(1-e^{-0,417t})$

- page 69, figure 12 LIRE: $^{15}\text{N} = 5,93(1-e^{-0,650t})$

