

Cette technique demande toutefois un étalonnage qui ne peut être effectué qu'avec un traceur tel que l'azote 15 et présente un certain nombre d'autres inconvénients (CHALAMET A. et LENSIS R. 1981). Aussi, l'estimation des pertes se fait le plus souvent par différence entre les quantités apportées et celles retrouvées sans que bien souvent, il ne soit possible de séparer la part de la dénitrification de celle de la lixiviation.

De nombreux auteurs ont essayé d'établir un lien entre l'activité dénitrifiante et le stock de substances carbonées du sol. BURFORD J.R. et BREMNER J.M. (1975) relient directement la dénitrification à l'apport de matière organique facilement décomposable alors que la paille moins biodégradable favorise l'organisation et réduit donc les pertes (CRASWELL E.T. 1978).

GERMON J.C. et al (1981) démontrent que l'activité dénitrifiante dans les sols est moins dépendante du carbone total que des différentes formes sous lesquelles il se trouve ; ils établissent une relation liant vitesse de dénitrification et carbone de la biomasse.

MEEK B.D. et al (1969) affirment qu'il faut la provoquer en dessous de la zone racinaire afin de réduire la pollution des nappes phréatiques ; mais pour BURESH R.J. et PATRICK Jr. W.H. (1978) elle est de façon indésirable car elle entraîne toujours des pertes d'azote au sens strict du terme.

De nombreux facteurs influent sur la dénitrification et la difficulté de mise en oeuvre des techniques de mesures expliquent les différences considérables relevées dans l'estimation des pertes par dénitrification. Dans un essai en vases de végétation CRASWELL E.T. et MARTIN A.E. (1975) retrouvent 98 % de l'azote 15 ajouté. ROLSTON D.E. (1978) sur des parcelles à différents taux d'humidité maintenus constants mesure directement des pertes allant de quelques traces pour les plus sèches à 75 % pour les plus humides et ayant reçu du carbone organique sous forme de fumier. En 30 jours, dans une parcelle cultivée dont la teneur en eau est proche de la capacité de rétention, le déficit est de 45 % par

mesure directe et de 68 % par différence (ROLSTON D.E. et al 1976). Dans un essai sur 3 années conduit avec un engrais appauvri en ^{15}N , BROADBENT F.E. et CARLTON A.B. (1978) déterminent des pertes voisines de 20 % se situant dans la valeur moyenne estimée entre 10 % et 30 % par ALLISON F.E. (1966).

VII.2.1 - Evaluation des pertes lors d'une culture en pots

Nous avons essayé de provoquer des pertes importantes lors d'une culture de ray-grass en vases de végétation (GUIRAUD G. et BERLIER Y. 1969). Pour cela nous effectuons un semis serré, en humidifiant les pots par capillarite jusqu'à saturation en eau et en apportant 1 % de paille de blé pour favoriser la prolifération microbienne. L'engrais est ajouté sous forme de $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ à raison de 240 ppm d'azote avec un excès de 4,83 % soit 11,6 ppm de ^{15}N par pot. Il y a 4 répétitions par traitement (témoin et addition de paille) et nous effectuons seulement deux coupes après 3 et 7 semaines de culture ; les eaux de percolation sont recyclées.

Les résultats sont rassemblés dans le tableau 60.

		AZOTE TOTAL (mg)	EXCES ISOTOPIQUE %	Q ^{15}N (mg)	% DU ^{15}N départ
Témoin (sans paille)	1ère coupe	190	3,71	7,05	61
	2ème coupe + Racines	55	3,06	1,68	14
	Soil	770	0,12	0,92	8
	Total	1 015		9,66	83
Sol + 1% paille	1ère coupe	75	3,40	2,55	22
	2ème coupe + Racines	45	2,70	1,22	11
	Soil	780	0,14	1,09	9
	TOTAL	900		4,86	42

Tableau 60 - Absorption comparée de l'azote d'un engrais en présence ou absence de paille.

Le déficit en azote 15 de 17 % dans la série témoin, s'élève à 58 % dans la série avec addition de paille. Pour ce sol, la volatilisation d'ammoniac étant négligeable (page 185) et les pertes par lixiviation évitées, le défaut d'azote 15 dans le bilan ne peut qu'être attribué à des pertes par dénitrification. Afin de confirmer ces résultats, nous avons mis au point de vue technique une mesure directe (GUIRAUD G. et BERLIER Y. 1970).

VII.2.2 - Mesure directe de la dénitrification

Pour mesurer directement les pertes par dénitrification il a été nécessaire de réaliser un dispositif spécial (figure 29). Il s'agit d'un incubateur permettant de travailler en atmosphère confinée.

L'utilisation des traceurs devient primordiale car les quantités mises en jeu s'avèrent relativement petites par rapport à celles préexistant dans le sol ou dans l'atmosphère de l'incubateur.

VII.2.2.1 - Dispositif expérimental

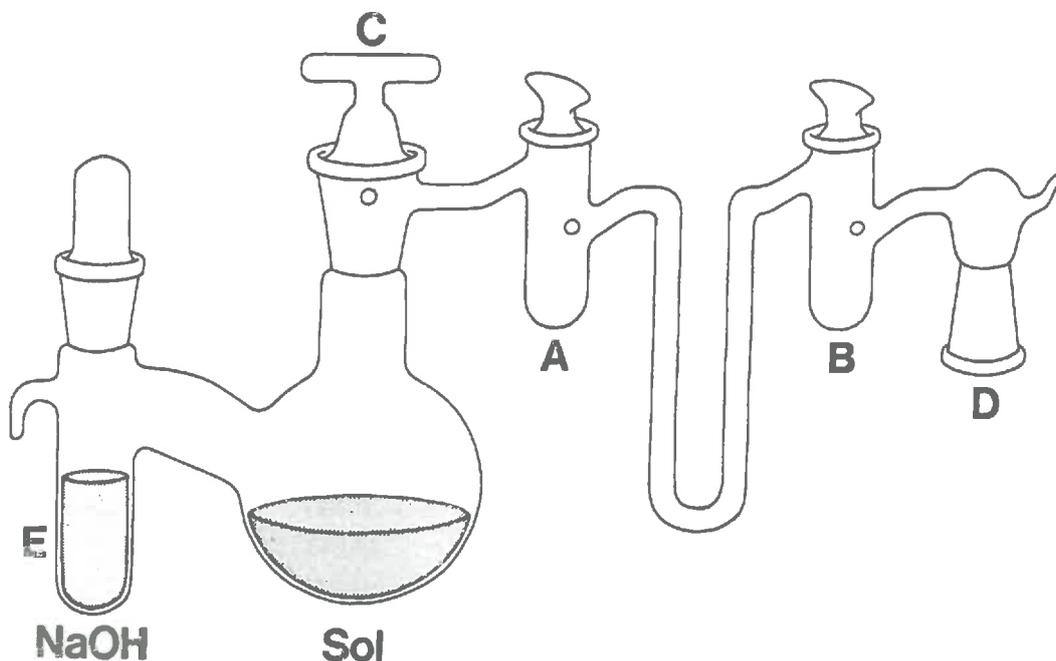


Figure 29 - Incubateur utilisé pour les expériences en atmosphère confinée.

Le sol est mis à incuber dans un ballon en verre pyrex de 200 ml environ, fermé par un robinet à clef creuse C. Une appendice E contient une solution concentrée de soude destinée à absorber le CO₂ dégagé. Un tube semi-capillaire en U peut être immergé dans l'azote liquide afin de piéger, le cas échéant, les gaz condensables (CO₂ résiduel et surtout N₂O). Le piège ainsi constitué peut être fermé par deux robinets A et B. Les deux robinets C et A délimitent sur ce tube semi-capillaire un petit volume (< 0,5 ml) permettant de prélever le gaz nécessaire à l'analyse spectrométrique. Ce volume est négligeable par rapport au volume total de l'incubateur ainsi il est possible d'effectuer plusieurs prélèvements sans modifier pour cela de façon sensible la quantité de gaz initialement présente.

Nous avons aussi employé un dispositif comprenant deux appendices, la deuxième contenant une solution de H₂SO₄ diluée servant à mesurer d'éventuelles pertes par volatilisation d'ammoniac. Dans toutes nos études ce dégagement n'a jamais dépassé 1 à 2 % de la quantité ajoutée.

Avant toute manipulation, la capacité exacte de l'incubateur est calculée par les techniques classiques de mesures des gaz afin de connaître la quantité d'azote présente dans le ballon au début des expériences. Il est nécessaire de tenir compte du volume réel du sol ainsi que de celui des différentes solutions ajoutées et de ramener les valeurs obtenues aux conditions standards de mesure des gaz. Le spectromètre de masse, n'ayant pas la même sensibilité vis-à-vis de tous les gaz, est préalablement étalonné avec différents gaz purs (N₂, N₂O et A en particulier) dans le but de déterminer le facteur de correction à appliquer.

Dans la plupart des cas, l'expérience est effectuée sur 20 g de sol saturé en eau, auquel on ajoute 15 mg d'azote, sous forme de KNO₃, enrichi à 30 % de ¹⁵N. L'atmosphère de l'incubateur, placé dans une étuve à 25°, est périodiquement analysée. Pour cela le dispositif est relié au spectromètre de masse et le vide est fait jusqu'au robinet C au moyen du groupe de pompage de cet appareil. Le robinet A étant ensuite fermé, on

prélève entre C et A le volume de gaz nécessaire à l'analyse spectrométrique. Les performances de l'appareil utilisé (spectromètre de masse VARIAN MAT modèle GD 150) permettent plusieurs analyses sur ce petit échantillon.

La technique proposée ici exige deux et parfois trois déterminations sur le même échantillon gazeux pour analyser le mélange azote moléculaire (N_2) - oxyde nitreux (N_2O), les deux seuls composés détectés, aucune production d'oxyde nitrique (NO) n'est décelée contrairement à ce qui a été parfois décrit dans des conditions assez particulières (DELWICHE C.C. 1981).

La première détermination porte sur environ la moitié du gaz contenu dans le volume de prélèvement entre C et A (fig. 29) que l'on détend dans le tube en U entre A et B.

La deuxième sur l'autre moitié après piégeage des gaz condensables dans le tube en U plongé dans l'azote liquide.

La troisième, après pompage des autres constituants du mélange, sur les gaz précédemment piégés ramenés à la température ambiante. Cette dernière détermination est rarement nécessaire et sert le plus souvent de contrôle.

VII.2.2.2 - Dosage de l'oxyde nitreux (N_2O)

La première analyse permet de déterminer la quantité d'azote dégagée sous forme d'oxyde nitreux par la mesure du rapport de la somme des hauteurs des pics correspondant aux masses 44, 45 et 46 à la hauteur du pic 28. Les pics 29 et 30 sont négligeables par rapport au 28 ainsi que la contribution des pics secondaires du N_2O et du CO_2 . En effet, le dégagement d'oxyde nitreux est toujours faible par rapport à l'azote préexistant dans le ballon ; de même seule une faible partie seulement du CO_2 dégagé n'est pas piégée par la soude contenue dans l'appendice E (fig. 29).

Pour les calculs, nous allons utiliser les mêmes formules que pour l'azote moléculaire (N_2), mais nous mesurons les pics 44 (^{14}N ^{14}N ^{16}O), 45 (^{14}N ^{15}N ^{16}O). Dans cette première analyse, l'excès isotopique du N_2O

calculé suivant la formule / II / (page 31) est toujours inférieur de quelques pour cent à celui mesuré directement (formule / I /)(page 30) lui même inférieur à l'excès calculé par la formule / III / (page 31). Cette différence est due à la présence du CO_2 qui n'est piégé que de manière incomplète dans la soude.

L'oxyde nitreux étant fortement enrichi en ^{15}N (30 % environ) il suffit d'une petite quantité de CO_2 résiduel venant augmenter la hauteur du pic 44 pour diminuer de façon sensible la valeur de l'excès isotopique mesuré suivant la formule / II / (page 31).

Par contre du fait même de cet important enrichissement de l'oxyde nitreux, en azote 15 la contribution du CO_2 sur les pics 45 et 46 est négligeable. En effet dans le spectre de masse du CO_2 naturel le pic 45 (dû à $^{13}\text{CO}_2$) représente environ 1 % du pic 44 ($^{12}\text{CO}_2$) alors que pour le N_2O enrichi à environ 30 %, la hauteur de ces deux pics ($^{14}\text{N } ^{14}\text{NO}$ et $^{14}\text{N } ^{15}\text{NO}$) est du même ordre.

Si l'on admet que le CO_2 non piégé représente 10 % du N_2O présent dans l'incubateur (chiffre très supérieur à la réalité) la contribution du CO_2 sur le pic 45 s'élève à 0,1 % seulement, ce qui est négligeable. La participation du CO_2 au pic 46 ($^{12}\text{C } ^{16}\text{O } ^{18}\text{O}$) est encore beaucoup plus faible. La formule / III /, sur laquelle le pic 44 n'interfère pas, est donc la seule valable pour calculer l'excès isotopique réel de N_2O .

L'excès ainsi mesuré est pratiquement égal à celui des nitrates ajoutés au sol et la reproductibilité des mesures est très bonne aussi bien en début qu'en fin d'expérience où la quantité de N_2O présente est faible et le pic 46 petit.

L'excès isotopique du N_2O peut être vérifié si l'on fait la troisième mesure car l'oxyde nitreux devient alors le composé essentiel du mélange gazeux analyse. Cette analyse n'est pratiquement jamais nécessaire.

Connaissant l'excès isotopique exact du N_2O ainsi que la valeur du pic 45, en reprenant la formule / II /, nous calculons facilement la valeur R puis nous en déduisons la participation réelle de N_2O dans le pic 44. C'est cette valeur qui est adoptée pour déterminer le rapport :

$$\frac{/44/ + /45/ + /46/}{/28/} \cdot 100$$

donnant le pourcentage de l'oxyde nitreux dans l'azote de l'incubateur.

VII.2.2.3 - Dosage de l'azote moléculaire (N_2)

Malgré la proportion relativement faible (< 10 %) de l'azote nitreux dégagé par rapport à l'azote moléculaire présent dans le ballon, la contribution des pics secondaires du N_2O sur les masses 29 et 30 apparaît comme très importante et empêche la détermination précise de la part revenant à l'azote moléculaire. C'est pourquoi la deuxième introduction de gaz dans le spectromètre de masse (le premier volume ayant été éliminé auparavant) se fait après piégeage des gaz condensables dans le tube en U de l'incubateur (fig. 29). De cette façon l'oxyde nitreux et le gaz carbonique, entièrement piégés, n'interfèrent plus sur la mesure de l'excès isotopique de N_2 . Cependant la formule / II / devient inutilisable (HAUCK R.D. et MELSTED S.W. 1956), car la combinaison 2 à 2 des atomes d'azote n'est plus statistique. Le dégagement dû à la dénitrification a lieu dans une atmosphère contenant déjà des molécules de N_2 à l'abondance naturelle en ^{15}N et l'équilibre isotopique du mélange n'est pas réalisé. Le calcul de l'excès moyen se fait donc directement par la mesure des trois pics 28, 29 et 30 selon la formule / I /.

Les expériences peuvent également être conduites dans une atmosphère de gaz inerte (argon en particulier) ; ainsi les calculs quantitatifs sont faits en fonction de ce gaz servant de standard ; on détermine alors l'excès isotopique réel de l'azote dégagé qui n'est plus dilué par l'azote atmosphérique : les trois formules de calculs de l'excès isotopique sont

alors applicables. Cependant la formule / III / s'avère la plus appropriée car, dans ce cas là le pic 30 est facilement mesurable ; cette technique permet de ne pas avoir à prendre en considération, sur le pic 28, les interférences de l'azote provenant soit de légères rentrées d'air toujours possibles soit (et) d'un remplacement incomplet de l'atmosphère du sol par l'argon en début d'expérience. Cet essai en atmosphère d'argon permet de vérifier que l'azote dégagé a lui aussi la même teneur isotopique que les nitrates du sol.

Dans le cas d'une atmosphère naturelle, il est possible de calculer la quantité globale, X, dégagée sous forme moléculaire à partir de l'équation de dilution isotopique :

$$E (X + Y) = E_0 \cdot X$$

où :

E est l'excès isotopique moyen mesuré du mélange,

E_0 est l'excès isotopique mesuré des nitrates dans le sol au début de l'expérience.

Y est la quantité d'azote présente dans l'incubateur.

On tire de cette équation :

$$X = \frac{E \cdot Y}{E_0 - E}$$

Parallèlement à ces mesures, il est également possible de suivre l'évolution des autres constituants de l'atmosphère, en particulier la disparition de l'oxygène.

VII.2.2.4 - Applications et résultats

Les premiers essais ont été réalisés sur un sol saturé en eau avec une addition de nitrates marqués. Il n'a été observé aucun dégagement gazeux d'azote marqué. Il en est de même avec une addition de NaNO_2 . Par contre, avec un apport de glucose, nous mettons en évidence un *dégagement d'oxyde nitreux se produisant très rapidement* (fig. 30), atteignant son maximum (environ 60 % de la quantité d'azote apportée) au bout de 6 à 7 jours et disparaissant complètement au bout de deux semaines. Au cours de cette incubation, l'azote moléculaire n'apparaît qu'au bout de 4 à 5 jours puis il augmente très vite pour atteindre une valeur voisine de 90 % en une douzaine de jours.

Si dans une expérience parallèle on suit le devenir des nitrates dans le sol on constate une baisse rapide et une disparition presque totale après dix jours. Les bilans globaux (azote dégagé plus azote restant dans le sol sous forme minérale ou organique) oscillent entre 95 et 105 % de la quantité d'azote 15 ajoutée.

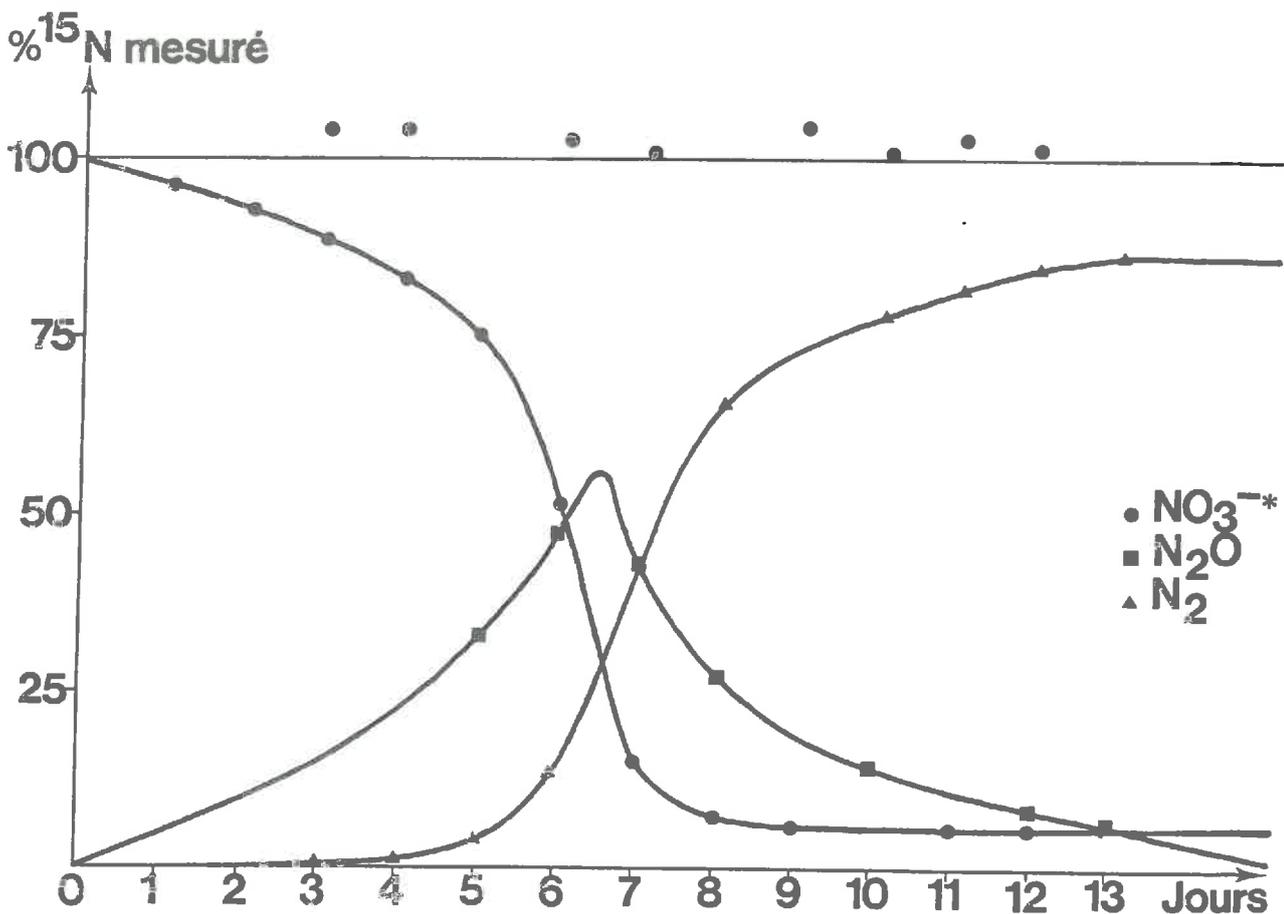


Figure 30 - Evolution des nitrates ajoutés à un sol et mesure du dégagement gazeux.

Dans la série d'expériences suivantes on mélange au sol 2 % de paille de blé fragmentée ; le dégagement des composés gazeux azotés est suivi soit sous argon (figure 31), soit sous air (figure 32) ; nous détectons, sous forme gazeuse, seulement de l'oxyde nitreux et de l'azote moléculaire.

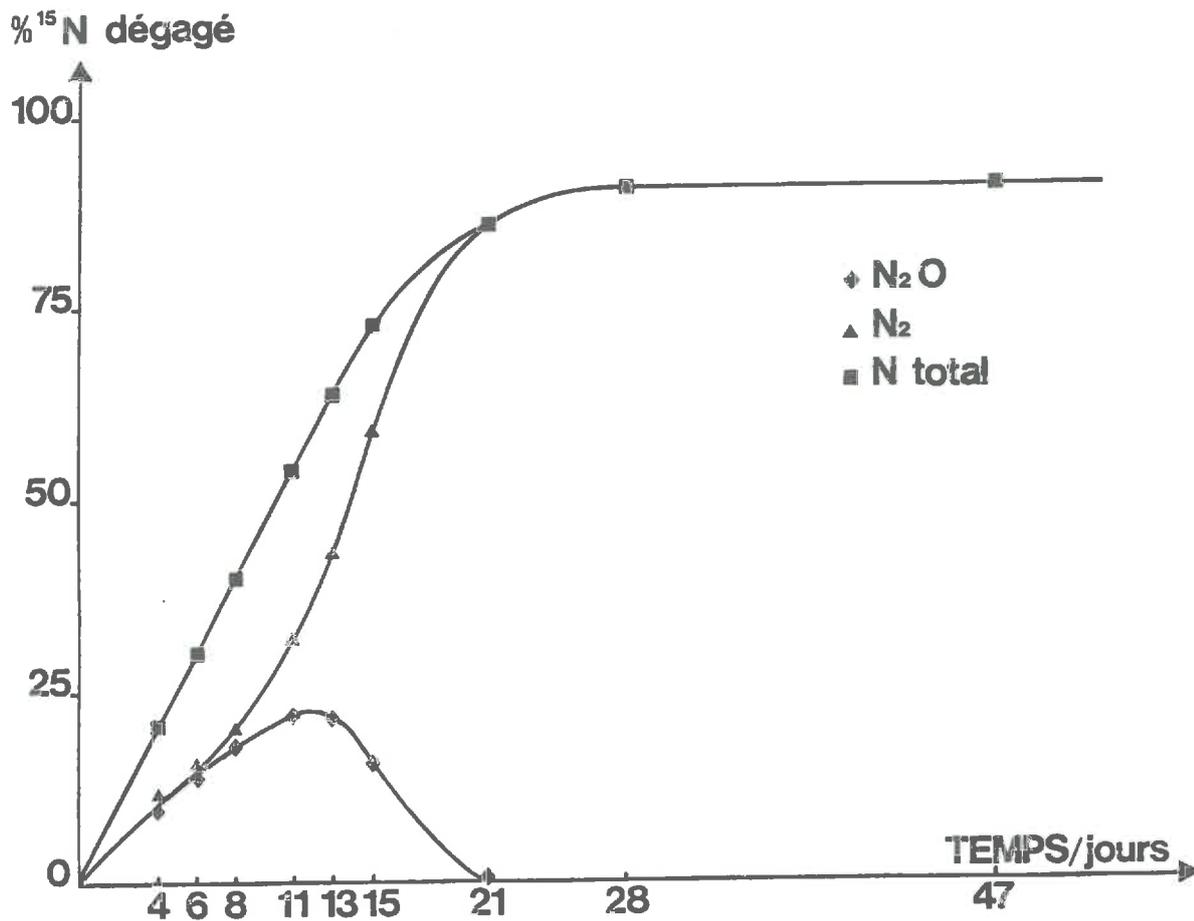


Figure 31 - Evolution de dégagement de N_2 et N_2O en présence de paille sous argon.

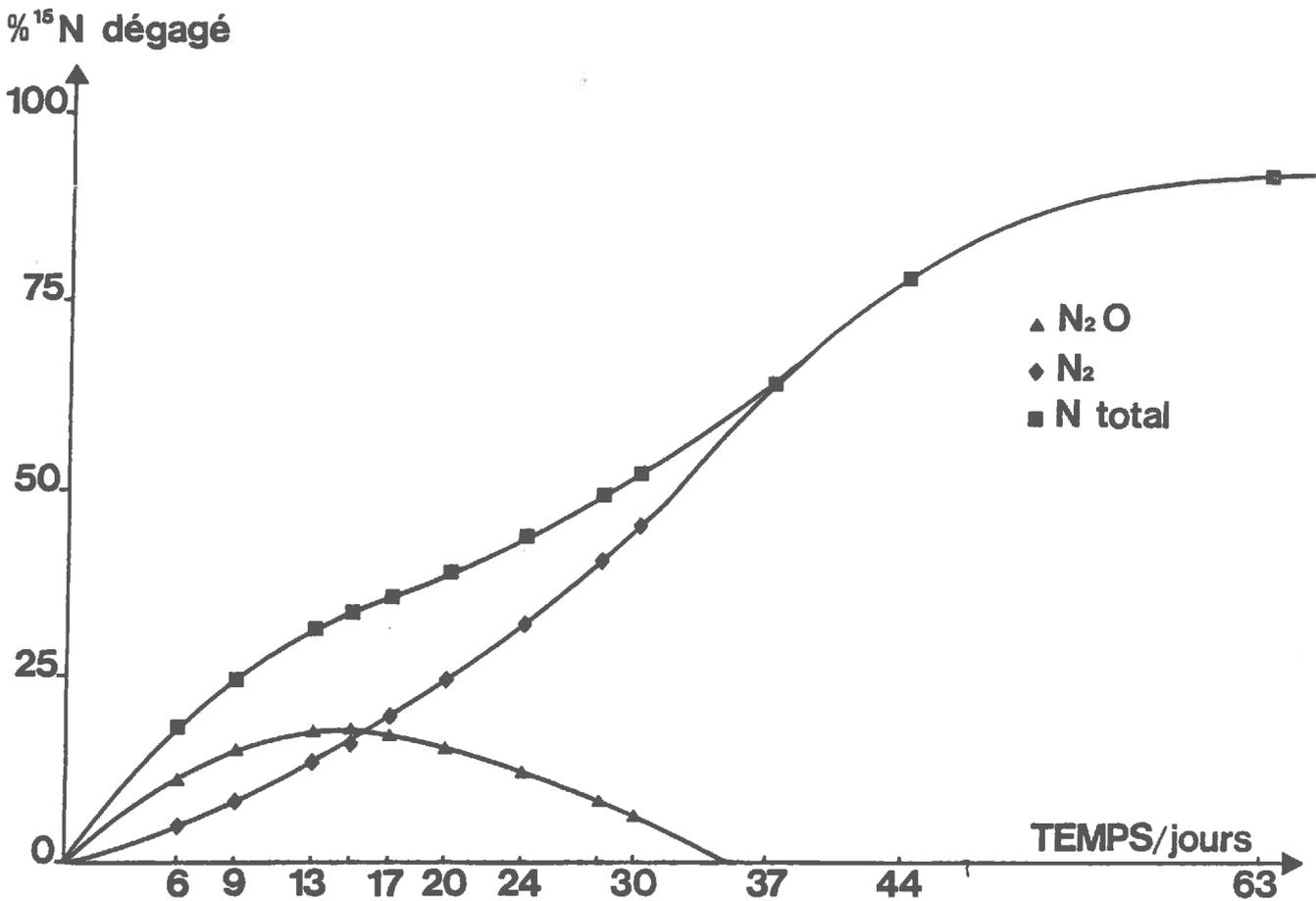


Figure 32 - Evolution du dégagement de N_2 et N_2O en présence de paille sous air.

A la fin de l'expérience 90 % du traceur ajouté se retrouve sous forme gazeuse mais cette transformation s'effectue plus rapidement dans l'atmosphère sans oxygène (28 jours) que dans l'atmosphère naturelle (55 jours), où les conditions d'anaérobiose sont plus longues à se réaliser. En atmosphère d'argon, où l'on supprime le phénomène de dilution par l'azote ambiant, les excès isotopiques du N_2O et N_2 produits par dénitrification sont pratiquement identiques à celui des nitrates du sol. Les pertes d'azote proviennent donc uniquement des nitrates présents ou ajoutés au sol.

On peut alors dire que dans ce cas il y a peu de nitrification d'azote organique du sol et que la dénitrification chimique par réaction de type VAN SLYKE ($\text{R} - \text{NH}_2 + \text{NO}_2\text{H} \rightarrow \text{ROH} + \text{H}_2\text{O} + \text{N}_2$) est négligeable ; s'il n'en était pas ainsi l'azote dégagé provenant de deux molécules d'azote, l'une marquée et l'autre non, devrait avoir un excès isotopique égal à la moitié seulement de celui de la molécule marquée.

La durée et l'intensité du dégagement intermédiaire de N_2O varient selon les conditions expérimentales. Avec un apport de 2 % de paille le maximum observé au 15^{ème} jours est seulement de 20 % et tout le N_2O a disparu au bout de 4 semaines. Cependant même lorsque l'oxyde nitreux n'est plus dosable le dégagement d'azote moléculaire se poursuit ; ceci suggère l'intervention de deux séries de réactions. La première correspond à la réduction des nitrates et aboutit, par une suite de composés intermédiaires, à une accumulation de N_2O d'autant plus importante que la substance énergétique est plus rapidement fermentescible. La deuxième réaction, réduction de N_2O , démarre plus lentement mais son intensité devient ensuite supérieure à celle de la première et en définitive le N_2O , réduit dès sa formation, ne peut plus s'accumuler.

En présence de paille un apport initial de nitrate plus élevé conduit à une accumulation de N_2O plus importante en valeur absolue et plus durable. Ainsi avec 7,5 mg d'azote nitrique le maximum est atteint au bout de 11 jours et la disparition de N_2O est totale après 18 jours, alors qu'avec 30 mg d'azote nitrique 10 % du traceur se trouve encore sous forme d'oxyde nitreux au bout de 2 mois. Le fractionnement de l'azote du sol en fin d'expérience permet de voir que tous les nitrates ont pratiquement disparu dans les incubateurs ayant reçu 7,5 et 15 mg d'azote mais il en reste 47 % avec la même teneur isotopique, dans le cas d'un apport de 30 mg.

La fraction organisée est relativement plus importante pour la plus faible teneur en nitrate (10 % de la quantité totale ajoutée contre 5 % dans les deux autres domaines de concentration).

De tels résultats, faisant état de pertes considérables par dénitrification, ne peuvent pas être transposés sans contrôle aux conditions de sol en place. *On ne saurait cependant exclure les possibilités de telles pertes d'azote dans les sols cultivés au contact d'amas de paille ou d'engrais vert ; ce pourrait être notamment le cas*

lorsque de la paille est incorporée dans le sol en même temps qu'un nitrate par un labour fermé précédant une période pluvieuse. Au champ les pertes par lixiviation peuvent intervenir et des essais en cases lysimétriques permettent de les quantifier.

VII.3 - LIXIVIATION

La plus grande partie de l'azote minéral perdu par lessivage se trouve sous forme nitrique. Cette perte est plus élevée sur les sols nus à cause de l'absence de plantes pouvant absorber aussi bien les nitrates que l'eau. Les autres facteurs importants affectant le mouvement des nitrates ajoutés au sol sont : la porosité, le volume d'eau, la quantité de nitrates, la température, l'activité microbienne (BURNS G.R. et DEAN L.R. 1964). Lorsque la teneur en eau du sol est supérieure à la capacité de rétention, les nitrates sont très rapidement entraînés en profondeur. Une fois arrivés hors de la zone d'exploration racinaire ils peuvent être considérés comme perdus car les remontées de nitrates en période de sécheresse se limitent au cinquante premiers centimètres de sol (WETSELAAR R. 1961). Il en résulte qu'un moyen pour évaluer les pertes d'azote consiste à déterminer la quantité de nitrates au-delà de cette zone (WETSELAAR R. 1962, DUKE H.R. et HAISE H.R. 1973, PRATT P.F. et al 1978). Cette méthode extrêmement délicate à cause de la difficulté d'échantillonnage due à la grande hétérogénéité du sol en place (BIGGAR J.W. 1978, LINDEMANN Y. et GUIRAUD G. 1978) n'apporte qu'une mesure indirecte.

L'utilisation de cases lysimétriques qu'elles soient de type monolithe ou reconstitué soulève de nombreuses critiques. On leur reproche leur faible épaisseur et volume de sol, leur faible capacité de rétention d'eau, leur capillarité anormale et limitée ainsi que leur évapotranspiration supérieure aux valeurs en plein champ. Malgré cela, elles constituent à l'heure actuelle le meilleur moyen de mesurer les pertes par lixiviation et que ce soit avec ou sans isotopes, de très

nombreuses études ont été réalisées (BASTISSE E.M. et HENIN S. 1954 ; YANKOVITCH L. 1956 ; TAKAHASHI D.T. 1967 ; OVERREIN L.N. 1968 et 1969 ; ZAKHARCHENKO I.G. 1974 ; MULLER J.C. et BALLIF J.L. 1981). *Suivant les différentes conditions expérimentales les pertes peuvent varier de 100 % (GADET R. et SOUBIES L. 1972) à 0 % (GIGOU J. et DUBERNARD J. 1979) en passant par toutes les valeurs intermédiaires (WINTERINGHAM F.P.W. 1980 ; BARRACLOUCH D. et al 1984).*

Avec un apport de composés marqués à l'azote 15 il est possible de suivre, dans différentes conditions, la fraction de la fumure azotée qui est transférée dans les eaux de drainage au cours des années suivant son application et qui contribue à la pollution des nappes phréatiques. La fraction entraînée au-delà de l'espace racinaire (de 1 m à 1,50 m de profondeur selon les cultures) peut atteindre les nappes à plus ou moins long terme sans être transformée par voie biologique. Dans tous les résultats suivants nous ne parlerons que d'azote minéral, essentiellement sous forme nitrique, car nous n'avons jamais décelé d'azote sous forme organique dissous si ce n'est à l'état de traces.

VII.3.1 - Mesure de la lixiviation sur le dispositif lysimétrique de Cadarache

Nous avons réalisé une série d'essais afin de déterminer dans nos conditions expérimentales quelle peut être l'importance réelle de la lixiviation. Les premiers résultats sont obtenus sur 12 cases remplies de sol "Cadarache" d'un volume de 1 m^3 (1 x 1 x 1 m).

Les conditions expérimentales sont résumées ci-dessous ; chaque traitement porte sur 3 cases lysimétriques.

Juillet 1973

Novembre 1973

Avril 1974

TRAITEMENT 1 :

Semis+8,2/ g de N
E%=15,37 %

TRAITEMENT 2 :

Apport de 3,7g de N Semis+4,5 g de N
E % = 33,9 %

TRAITEMENT 3 : Apport de 1 kg de
paille de blé broyée

Semis+8,27 g de N
E%=15,37 %

TRAITEMENT 4 : Apport de 1 kg de paille de blé broyée Apport de 3,7g de N Semis+4,5 g de N
E % = 33,9 %

L'azote minéral percolé (uniquement sous forme nitrique) a été dosé à des dates réglées par la pluviométrie jusqu'à l'arrêt total du drainage au début du mois de juin. Pendant cette période la pluviométrie a été importante (535 mm) et le drainage identique pour toutes les cases a été d'environ 335 litres (tableaux 61 et 62).

Date de prélèvement	TRAITEMENT 1						TRAITEMENT 3					
	Témoin			Soi + Paille			Témoin			Soi + Paille		
	Volume (en l)	QN (mg)	E %	% ¹⁵ N ajouté	QN issue du sol (mg)	QN issue de l'engrais (mg)	Volume (en l)	QN (mg)	E %	% ¹⁵ N ajouté	QN issue du sol (mg)	QN issue de l'engrais (mg)
28/12/73	45	500			500		50	360			360	
10/01/74	24	408			408		24	271			271	
18/01/74	20	450			450		20	270			270	
04/02/74	37	832			832		36	392			392	
12/02/74	22	606			606		22	219			219	
21/02/74	20	512			512		21	210			210	
06/03/74	30	606			606		30	232			232	
28/03/74	9	154			154		10	92			92	
Total	207	4068			4068		213	2046			2046	

semis et apport d'azote quinze

08/04/74	36	374	1,24	0,4	341	33	40	276	3,80	0,8	210	66
29/04/74	24	237	0,68	0,1	229	8	25	145	4,62	0,5	104	41
07/05/74	29	234	1,23	0,2	217	17	30	158	2,97	0,4	125	33
04/06/74	48	365	7,08	2,0	195	170	23	85	4,46	0,3	60	25
Total	137	1210		2,7	982	228	118	664		2,0	499	165
Total général	344	5278		2,7	5050	228	331	2710		2,0	2545	165

Tableau 61 - Analyse des percolats (Cadarache).

(Apport de 8,27 g de N ; E % = 15,37 en Avril 1974).

Date de prélèvement	TRAITEMENT 2						TRAITEMENT 4					
	Témoïn						Sol + paille					
	Volume (en l)	QN (mg)	E %	% ¹⁵ N ajouté	QN issue du sol (mg)	QN issue de l'engrais (mg)	Volume (en l)	QN (mg)	E %	% ¹⁵ N ajouté	QN issue du sol (mg)	QN issue de l'engrais (mg)
28/12/73	48	580	0,945	0,4	564	16	50	357	0,21	0,1	355	2
10/01/74	25	459	3,86	1,4	407	52	24	327	2,79	0,7	300	27
18/01/74	19	523	6,02	2,5	430	93	20	325	6,65	1,7	261	64
04/02/74	36	1391	13,09	14,3	855	536	36	877	18,11	12,5	408	469
12/02/74	22	667	14,11	7,4	389	278	22	500	20,62	8,1	196	304
21/02/74	21	1043	16,72	13,7	529	514	21	703	23,46	13,0	216	487
06/03/74	30	1337	18,84	19,8	595	742	31	987	24,96	19,4	260	727
28/03/74	9	333	19,07	5,0	145	188	10	284	24,42	5,5	80	204
Total	210	6333		64,5	3914	2419	214	4360		61,0	2076	2284

semis et apport d'azote non marqué

02/04/74	36	865	15,13	10,3	479	386	40	683	18,10	9,7	318	365
25/04/74	25	496	14,74	5,8	280	216	26	429	18,21	6,2	198	231
07/05/74	28	421	10,64	3,5	289	132	30	240	11,66	2,2	158	82
04/06/74	43	359	2,56	0,7	332	27	15	51	5,6	0,2	43	8
Total	132	2141		20,3	1380	761	111	1403	/	18,3	717	686
Total général	342	8474		84,8	5294	180	325	5763		79,3	2793	2970

Tableau 62 - Analyse des percolats (Cadarache).

(Apport de 3,74 g de N par case E % 33,98 en Novembre 1973.
Apport de 4,53 g N par case en Avril 1974).

Pour la période considérée on peut estimer que l'azote apporté au mois d'Avril n'a pas été entraîné par l'eau au delà de la zone racinaire car (fig. 33) la quantité d'azote ¹⁵N des percolats atteint seulement 1 à 2 % de celle apportée malgré un volume drainé important de 130 l environ (tableau 61).

Par contre avec l'apport de traceur en novembre le lessivage de l'engrais est considérable. Il y a un décalage d'environ 1 mois entre les premiers lessivages où l'azote ¹⁵N est peu abondant pour un volume drainé d'une centaine de litres, mais ensuite une lixiviation très importante de l'engrais se poursuit pendant toute la période de drainage (tableau 62). Ceci se traduit par une élévation de l'excès isotopique des percolats et dans ces conditions la quantité de nitrates en provenance de l'engrais devient plus importante que celle issue de la minéralisation de la matière organique du sol.

Au total, c'est entre 80 et 85 % de l'engrais azoté qui est lixivié et l'enfouissement de paille n'a que peu d'influence (figure 33).

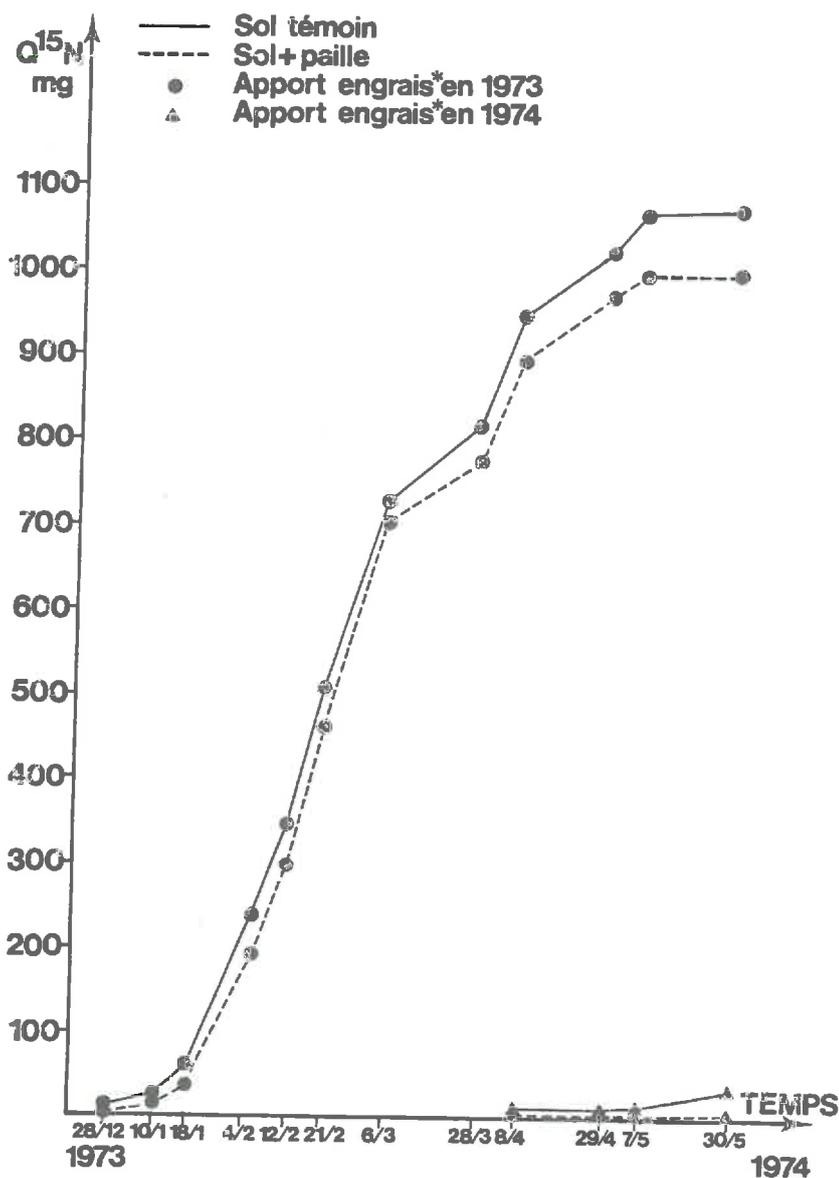


Figure 33 - Quantité d'azote 15 percolée.

Durant toute la période où le sol est nu et les températures basses la vie microbienne est ralentie : les nitrates, ne pouvant être ni organisés ni dénitrifiés, sont lixivés. Cela met en évidence les risques de pollution dus à un épandage d'engrais nitrique à l'automne même si des pailles viennent d'être enfouies.

Les apports de paille permettent de diminuer la concentration en nitrates dans les percolats (figures 34 et 35).

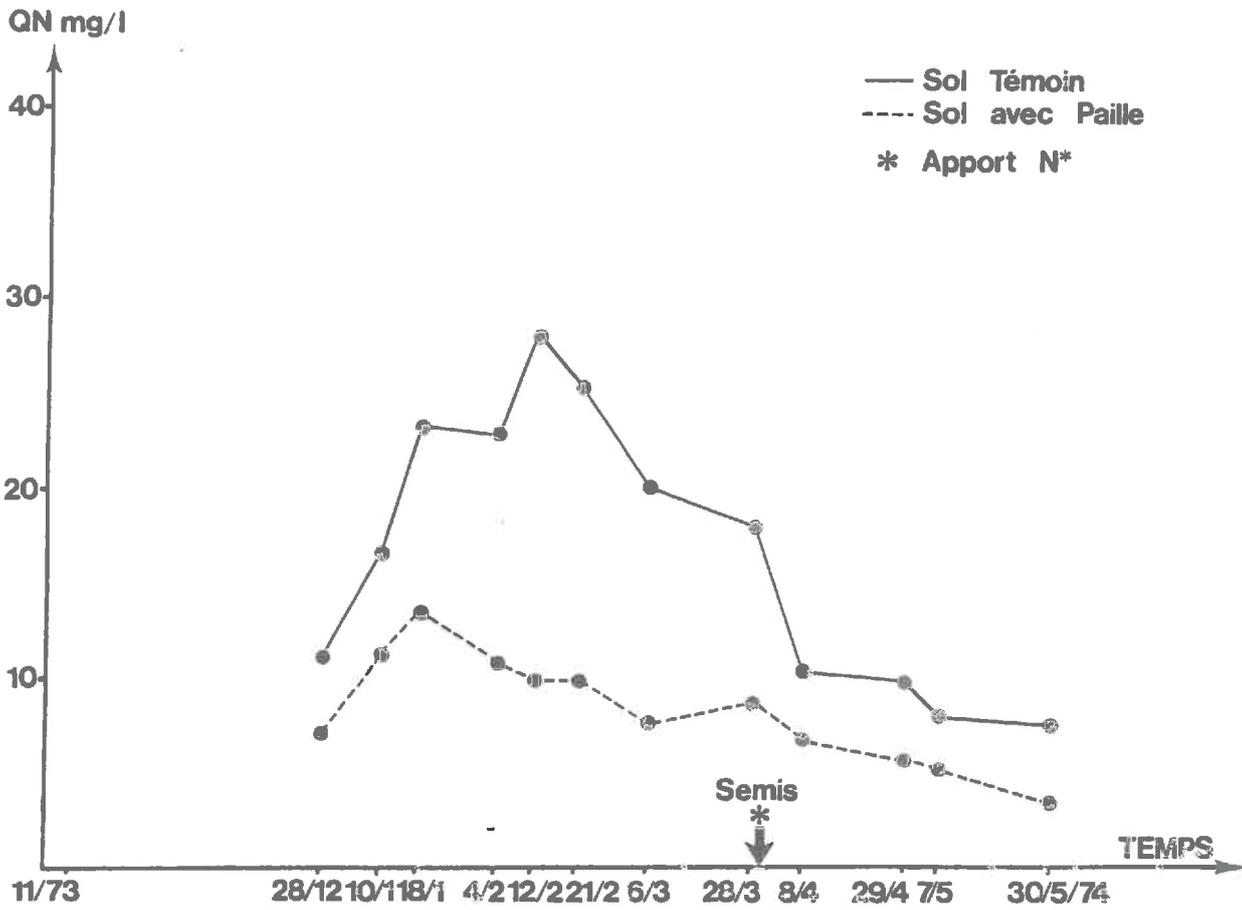


Figure 34 - Concentration des percolats en mg/l (Apport N*4/74).

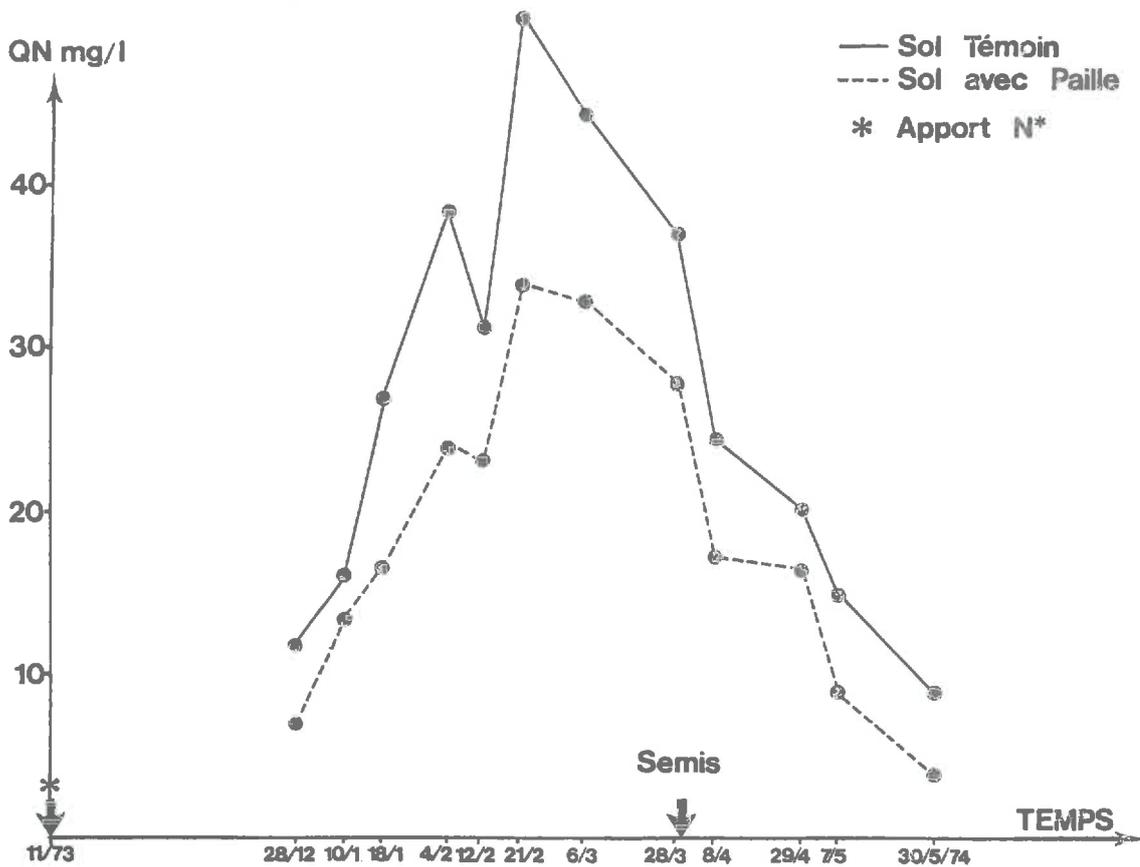


Figure 35 - Concentration des percolats en mg/l (Apport N*.11/73).

Elle atteint des valeurs très élevées surtout avec l'addition des engrais en novembre ; au maximum du drainage (en février) la teneur en azote nitrique atteint 50 mg.l^{-1} , valeur limite pour la potabilité de l'eau. Les volumes drainés étant sensiblement identiques il en résulte que les quantités lessivées (figures 36 et 37) sont moindres.

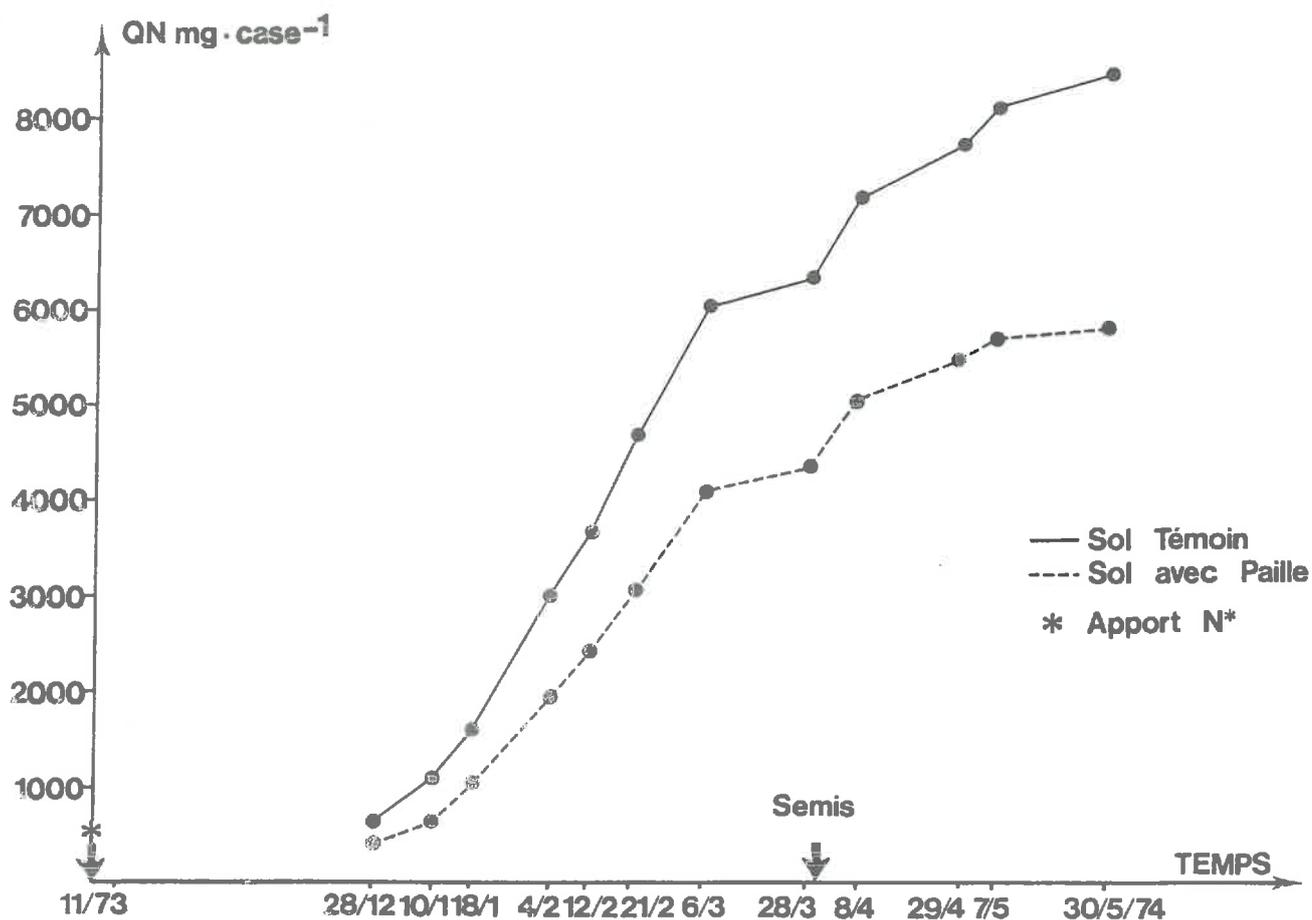


Figure 36 - Quantité d'azote percolée en mg.
Apport d'engrais en novembre 1973.

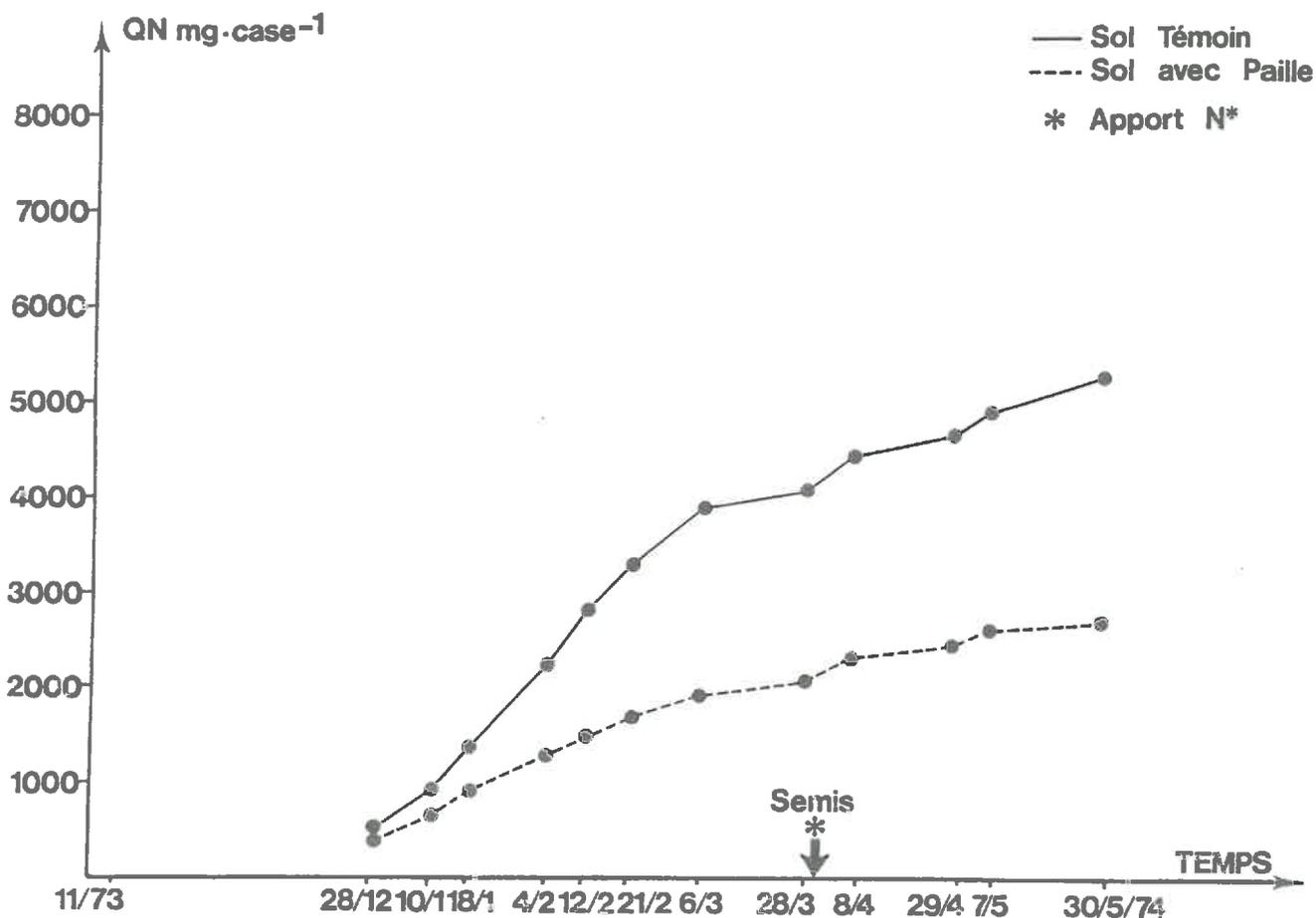


Figure 37 - Quantité d'azote percolée en mg (apport d'engrais en 1974).

Le traceur permet de distinguer, dans les percolats, l'azote issu du sol et celui de l'engrais. Dans le traitement sans paille (figure 38), les pertes du fertilisant (3200 mg de N par case) sont inférieures à celles provenant de la minéralisation de l'azote organique du sol (5300 mg de N par case) ces dernières n'étant pas modifiées par l'apport d'engrais. En présence de paille, nous avons vu que les lessivages de l'engrais restent à peu près identiques à ceux des cases témoins ; il en résulte (figure 39) que la diminution des quantités de nitrate lixiviées (2800 mg par case contre 5300 mg) est imputable uniquement à celle de la minéralisation nette de l'azote du sol ; les pertes demeurent toutefois importantes.

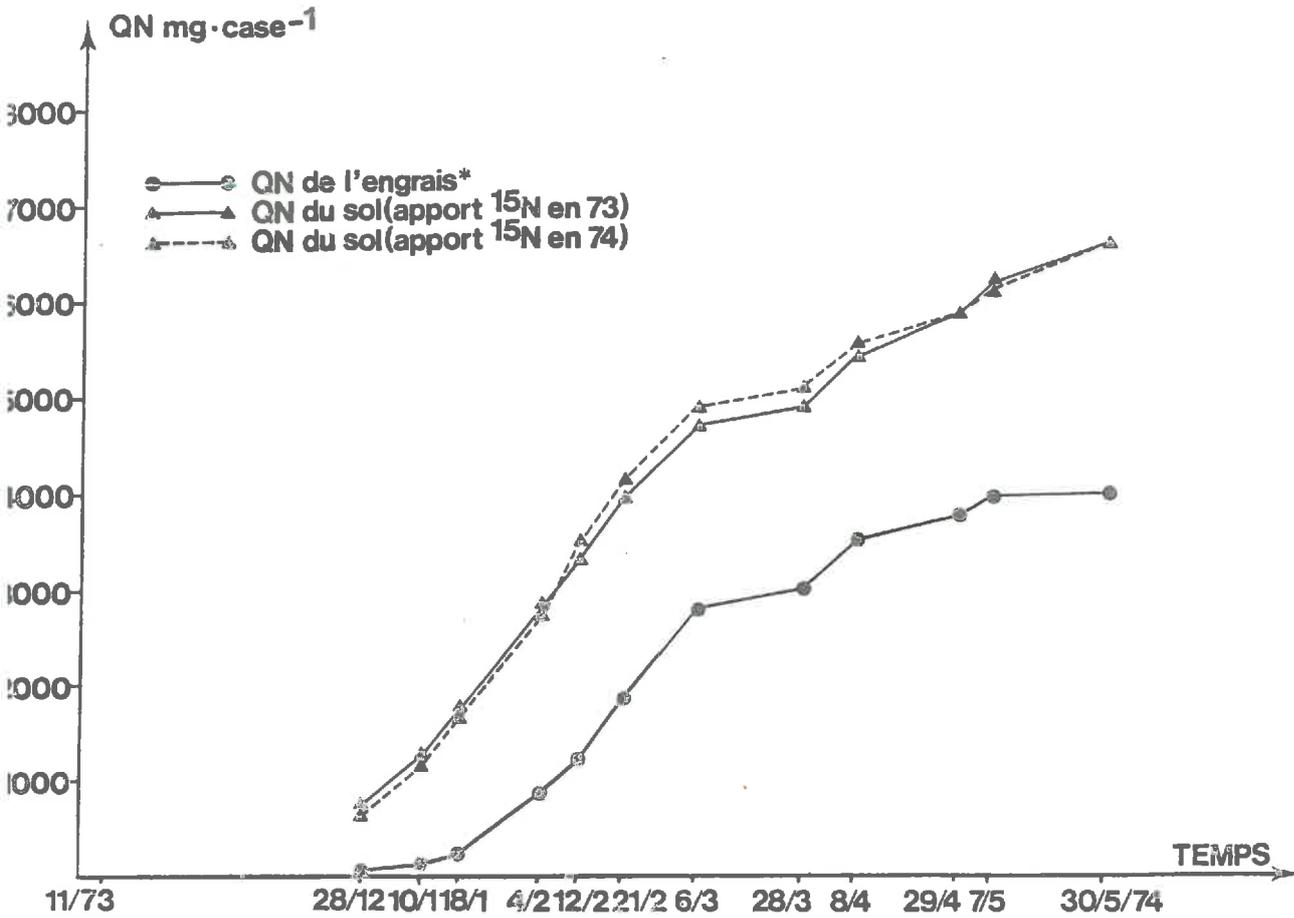


Figure 38 - Quantité d'azote percolée venant du sol et de l'engrais avec apport d'engrais en 74 - Traitement sans paille.

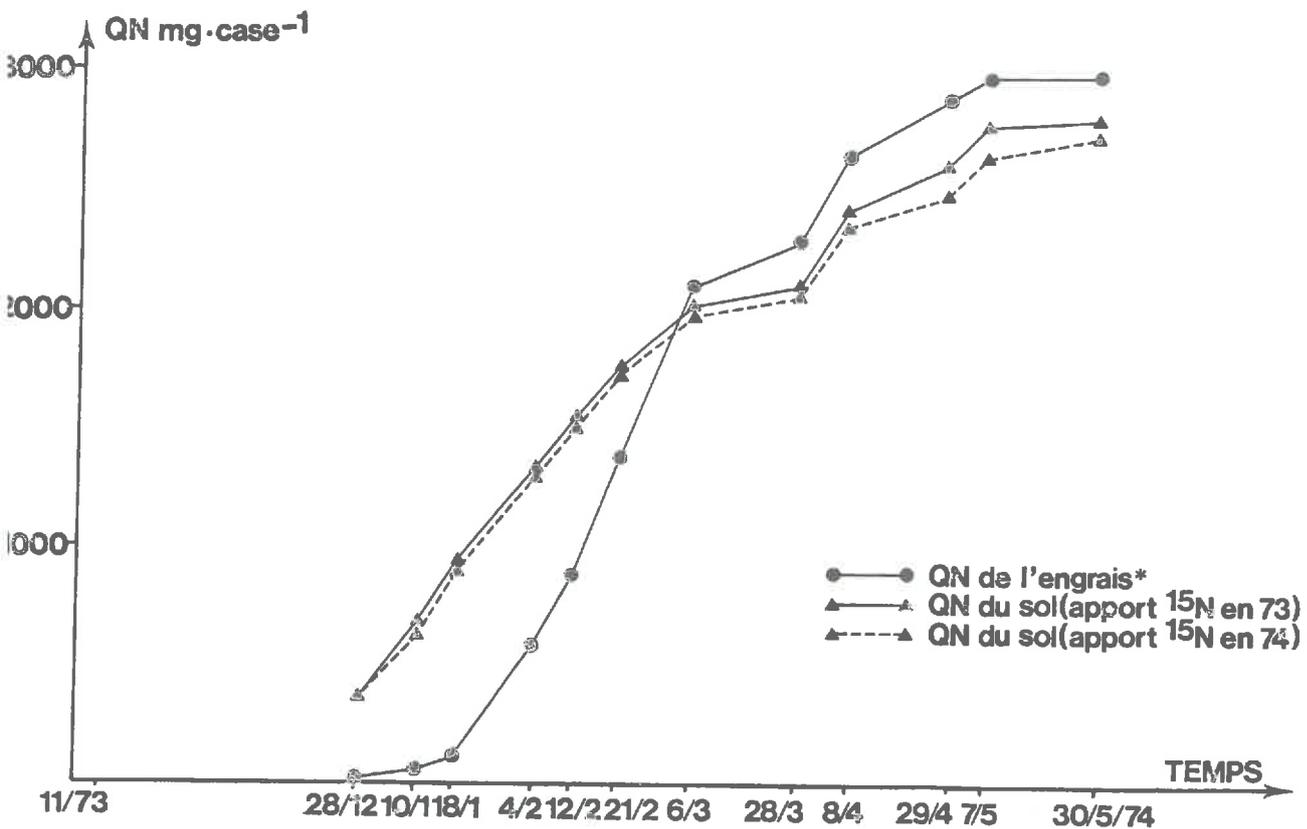


Figure 39 - Quantité d'azote percolée venant du sol et de l'engrais avec apport d'engrais en 74 - Traitement avec paille.

Dans les conditions expérimentales décrites avec ou sans addition de paille nous constatons (figures 38 et 39) une étroite similitude des courbes de lessivage de l'azote provenant du sol avec ou sans apport de nitrates en novembre : *il n'y a donc eu aucun effet d'activation causé par l'engrais.*

Après la récolte lors de la reprise du drainage en février 1975 nous avons continué à analyser les percolats pendant 3 ans. Les pertes d'azote se sont poursuivies ; la concentration des percolats est en moyenne de 15 à 20 mg N par litre mais les excès isotopiques ont chuté fortement dès le 1er prélèvement, et régulièrement ensuite, pour atteindre des valeurs très faibles de l'ordre de 0,2 %.

Nous retrouvons au total moins de 1 % du traceur apporté en novembre 1973 et seulement 3 % de l'apport d'avril 1974. Il en résulte un lessivage très partiel de cet apport (environ 5 %) alors que l'ajout précoce sur sol nu a été perdu dans sa quasi intégralité (86 %).

VII.3.2 - Mesure de la lixiviation sur le dispositif lysimétrique de BAMBEY (Sénégal)

En 1980 sur le dispositif de Bambey déjà décrit page 186 nous étudions l'influence du type d'engrais sur la valeur des pertes. Nous apportons l'azote, en surface ou entoui à 10 cm sous trois formes : urée, sulfate d'ammonium et nitrate de calcium à raison de 100 kg ha⁻¹ environ. Les cases sont cultivées en mil. Trois jours après la fertilisation azotée une très forte pluie a favorisé une lixiviation importante qui se traduit (tableau 63) par des pertes considérables de nitrate de calcium (près de 50 % de la quantité apportée). Pour les autres engrais azotés le lessivage n'entraîne qu'un faible pourcentage du traceur même s'il a été enfoui.

	Urée 98 kg.ha ⁻¹ E%=10,23		Sulfate d'ammonium 68 kg.ha ⁻¹ E%=10,27		Nitrate de calcium 101 kg.ha ⁻¹ E%=10,27	
	Surface	Profondeur	Surface	Profondeur	Surface	Profondeur
QN	133,2	85,2	193,5	142,9	156,5	139,0
E % moyen	0,756	0,858	0,182	0,620	3,03	3,23
Q ¹⁵ N	1,01	0,73	0,35	0,89	4,74	4,49
% ¹⁵ N départ	10,0	7,3	5,0	12,7	45,7	43,3
QN issue du sol	123,4	78	190,1	134,3	110,3	95,3
QN issue de l'engrais	9,8	7,2	3,4	8,6	46,2	43,7

Tableau 63 - Analyse des percolats (Bambey 1980).
(Les quantités d'azote sont exprimées en kg.ha⁻¹).

Ainsi malgré la faible capacité d'échange de ces sols très sableux l'adsorption des ions ammonium est suffisante et il est probable que l'urée a été hydrolysée très rapidement. Pour tous les traitements la minéralisation de l'azote en provenance du sol est importante et l'entraînement en profondeur est toujours supérieur à celui de l'engrais.

Un essai identique conduit l'année suivante (en 1981) fait état de pertes d'engrais par lixiviation quasi nulles malgré la faible profondeur des cases (40 cm) même pour l'apport d'azote nitrique. Il est certain que *les conditions climatiques*, surtout quand elles sont particulièrement contrastées, jouent un rôle prépondérant dans la lixiviation.

VII.3.3 - Mesure de la lixiviation sur le dispositif lysimétrique de Versailles

L'étude des pertes d'azote nitrique par lessivage a été poursuivie sur le dispositif des cases lysimétriques de la station INRA de Versailles.

Ce dispositif comporte 30 cases non enterrées dont 28 de section carrée égale à 2 m² et de profondeurs différentes (0,50 m ; 1 m ; 1,50 m). Certaines sont maintenues sans végétation, d'autres cultivées. 24 de ces cases sont remplies d'un même matériau homogène constitué par un sous-sol limoneux non calcaire (prélevé dans l'horizon B d'un sol de région de Versailles), de pH initial 7,0 et contenant 28,5 % d'argile et 24,0 % de limons fins.

La teneur en azote organique s'élevait à 0,62 ‰ en 1958 au remplissage des cases et se situait en 1976 à 1 ‰ en moyenne pour les sols des cases les plus anciennement cultivées ; la mise en culture et l'enfouissement des résidus de récolte conduisent à un net enrichissement des horizons de surface en matière organique.

La rotation adoptée depuis 1972 est céréalière : blé-maïs ou maïs-maïs.

Les résidus de récolte sont enfouis chaque année, sur une partie des cases, avec un apport d'azote ammoniacal à la dose de 7 kg d'azote par tonne de paille. Toutes les cases cultivées bénéficient chaque année de fumures minérales phosphatée, potassique et azotée identiques pour une même culture (130 - 140 kg N/ha sur blé ; 160 sur maïs) excepté 3 cases d'1,50 m de profondeur qui reçoivent régulièrement des doses d'engrais azotes minéraux plus élevées (160 kg N/ha sur blé - 200 kg N/ha sur maïs). Afin d'augmenter les chances d'obtenir une production végétale maximale des traitements fongicides sont effectués sur blé.

Deux séries d'essais sont mises en place en 1974 et 1976. Les conditions expérimentales sont résumées ci-dessous ; chaque traitement porte sur une seule case.

N° de la case	Profondeur (cm)	Culture	Année d'apport de l'engrais marqué	QN apportée (kg.ha ⁻¹)	Excès isotopique (%)
17	150	Nue	1974	148	2,70
3	50	maïs-blé	1974	148	2,70
6	100	maïs-blé	1974	148	2,70
11	150	maïs-blé	1974	148	2,70
19	150	maïs-blé	1974	198	2,70
18	150	maïs	1976	202	2,83
23	150	maïs-blé	1976	202	2,83

Les percolats sont relevés journallement et font l'objet d'analyses minérales par tranche de 10 à 50 cm de drainage suivant l'époque et la nature de la case. Seule la forme nitrique est présente dans les eaux de percolation mais des traces de nitrites sont régulièrement détectées à la reprise automnale ou hivernale des drainages.

Comme nous l'avons déjà vu et comme le montrent les premiers résultats (figure 40), le volume drainé dépend étroitement de la pluviométrie et il en est de même pour la quantité annuelle d'azote lessivé. Pour faciliter l'interprétation des résultats il comporte donc de préciser les conditions climatiques observées à Versailles durant la période 1974-1978.

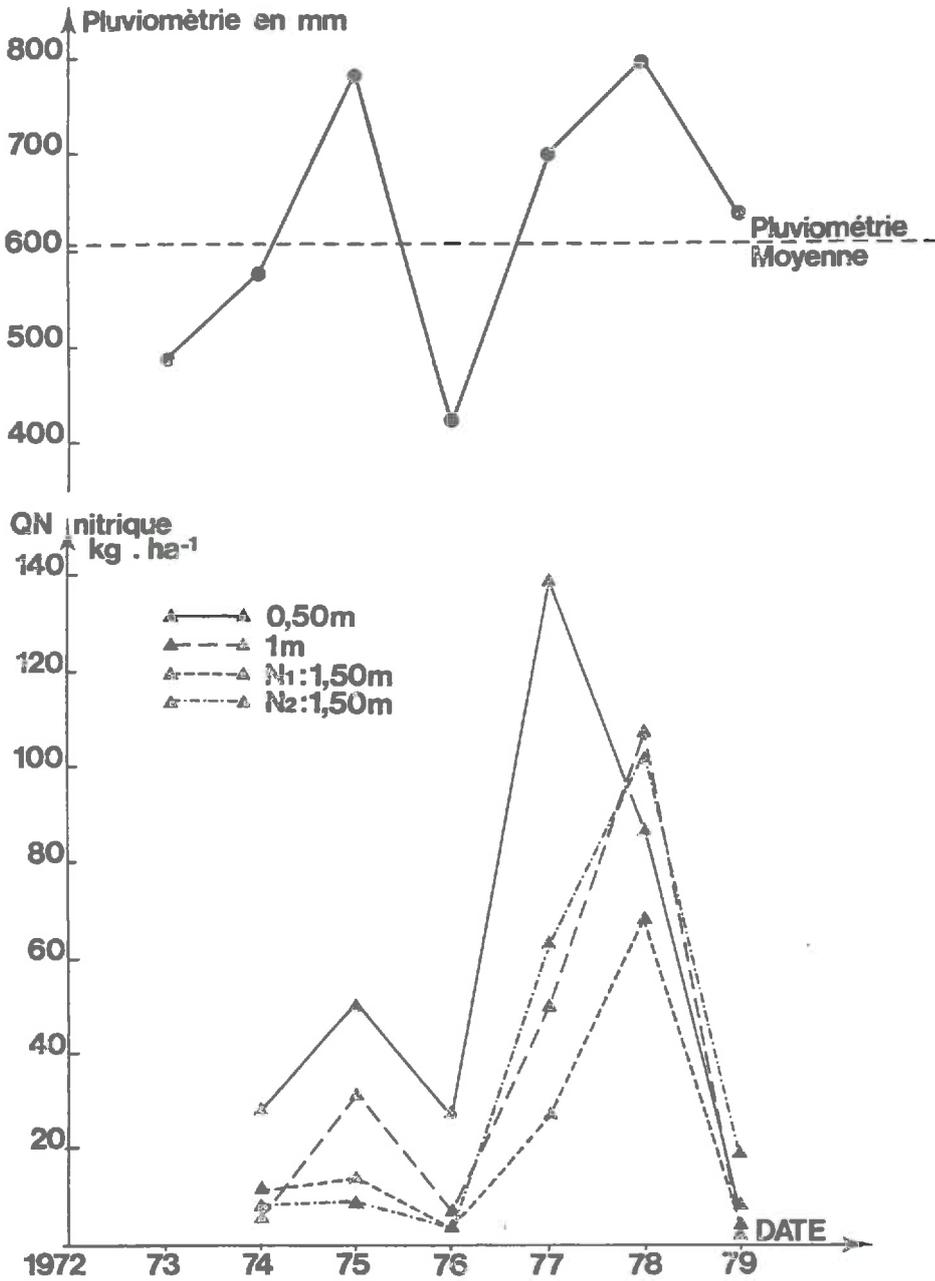


Figure 40 - Pluviométrie et azote lixivié.

La moyenne de la pluviométrie locale, voisine de celle du Bassin Parisien, s'établit pour la période 1928-1978 à 605,8 mm, avec une assez bonne répartition des précipitations (50 mm par mois environ). Mais au cours des 5 années de nos observations, seule l'année 1973-74 présente une pluviométrie assez proche de la moyenne (570 mm), avec cependant de faibles précipitations de printemps et d'été. Les pluviométries de 1974-75, 76-77, 77-78 respectivement de 772, 713 et 813 mm sont largement supérieures à la moyenne, les automnes et les hivers ayant été particulièrement (sinon excessivement) pluvieux, provoquant en conséquence des drainages abondants et rapides.

Quant à la période 1975-76, après un automne normalement pluvieux, une sécheresse exceptionnelle et prolongée de l'hiver, du printemps et d'une partie de l'été a sévi ; aussi la pluviométrie totale est seulement de 422 mm.

L'influence déterminante de la profondeur se traduit par un drainage considérable pour la profondeur 50 cm (surtout lors de pluies supérieures à la moyenne) et des quantités percolées plus importantes en fonction de la dose d'engrais apportée (tableau 64).

D'une année sur l'autre nous constatons une grande variabilité des pertes globales d'azote qui vont de :

27 à 140 kg.ha ⁻¹	pour la case 50 cm (N° 3)
4 à 108 kg.ha ⁻¹	pour la case 1 m (N° 6)
6 à 69 kg.ha ⁻¹	pour la case 1,50 m dose 150 kg N.ha ⁻¹ (N° 11)
8 à 103 kg.ha ⁻¹	pour la case 1,50 m dose 200 kg N.ha ⁻¹ (N° 19)

		Case n° 3 50 cm profondeur 148 kg N.ha ⁻¹ E % 2,70	Case n° 6 1 m profondeur 148 kg N.ha ⁻¹ E % 2,70	Case n° 11 1,50 m profondeur 148 kg N.ha ⁻¹ E % 2,70	Case n° 19 1,50 m profondeur 198 kg N.ha ⁻¹ E % 2,70	Case n° 17 1,50 m profondeur 148 kg N.ha ⁻¹ E % 2,70
1974-1975	QN	50	31,3	8,4	12,7	118,9
	E % moyen	1,45	1,60	1,09	1,09	2,23
	% ¹⁵ N ajouté	18,1	12,5	2,3	2,6	66,3
	QN issue du sol	23,2	12,8	4,9	7,5	20,6
	QN issue de l'engrais	26,8	18,5	3,5	5,2	98,3
1975-1976	QN	27	7,4	3,2	4,0	9,9
	E % moyen	0,24	0,162	0,125	0,267	0,404
	% ¹⁵ N ajouté	1,6	0,3	0,1	0,2	1,0
	QN issue du sol	24,6	6,9	3	3,7	1,5
	QN issue de l'engrais	2,4	0,5	0,2	0,3	8,4
1976-1977	QN	140	45,5	27,4	62,1	47,4
	E % moyen	0,080	0,070	0,073	0,129	0,135
	% ¹⁵ N ajouté	2,8	0,8	0,5	1,5	1,6
	QN issue du sol	135,9	44,3	26,7	59	45,1
	QN issue de l'engrais	4,1	1,2	0,7	3,1	2,3
1977-1978	QN	87	107,5	69	103,0	30,0
	E % moyen	0,041	0,030	0,041	0,047	0,053
	% ¹⁵ N ajouté	0,9	0,8	0,7	0,9	0,4
	QN issue du sol	85,7	106,3	68,0	101,3	29,4
	QN issue de l'engrais	1,3	1,2	1,0	1,7	0,6
Total	% ¹⁵ N ajouté	23,4	14,4	3,6	5,2	69,3
	QN issue du sol	269	170,3	102,6	171,5	96,6
	QN issue de l'engrais	35	21,4	5,4	10,3	109,6

Tableau 64 - Analyse des percolats (Versailles 1974-1978).
(Les quantités d'azote sont exprimées en kg.ha⁻¹).

La mesure des quantités de ¹⁵N lessivées au cours des drainages, suivant l'apport de Ca (NO₃)₂ marqué, permet de distinguer entre l'azote du sol et celui originaire de l'engrais. L'année de l'apport (1974) les pertes de ¹⁵N sont nulles (figure 41), car le drainage est très ralenti, voire nul, à partir du moment de l'épandage ; aussi faut-il attendre la reprise de la lixiviation au début de l'automne pour voir apparaître les premières traces de marqueur. Le lessivage de l'azote de l'engrais atteint un maximum au cours de l'automne et de l'hiver qui suit l'apport. C'est une période, pouvant durer de 6 à 9 mois selon la rotation des cultures, où généralement le sol est nu. L'importance de ces pertes, liée au volume drainé dépend de la profondeur de la case (figure 41) et bien sur de la végétation.

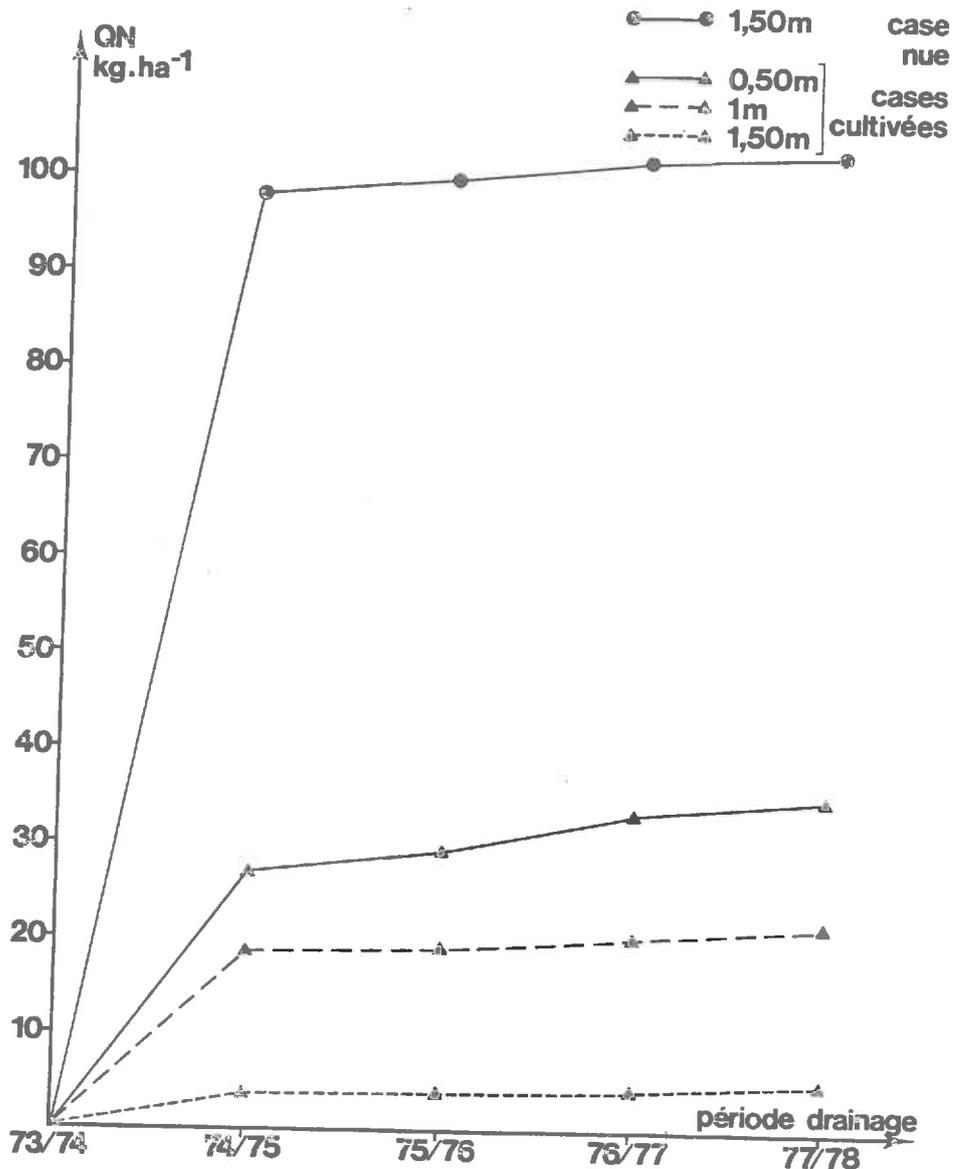


Figure 41 - Lixiviation de l'engrais (Apport 148 kg N.ha⁻¹ le 8/5/74).

Les pertes sur la case 17 qui n'est pas cultivée sont considérables (près des deux tiers de l'engrais apporté) car le drainage est beaucoup plus important que pour les cases de même profondeur cultivées où l'arrêt de la lixiviation se produit plus tôt. Le drainage, pour cette case nue, a été en 19/4, de 503 mm représentant 65 % des précipitations alors qu'il n'a été que de 100 mm pour les cases cultivées.

Le lessivage de l'azote venant de la minéralisation de la matière organique est aussi très important dans la case nue ; il est du même ordre de grandeur que celui de la case cultivée de 50 cm de profondeur (figure 42). Le décrochement à partir de la période de 75-76 provient uniquement du fait que les cases cultivées ont continué à être fertilisées alors que l'on a arrêté l'apport d'engrais sur la case 17 (sans végétation).

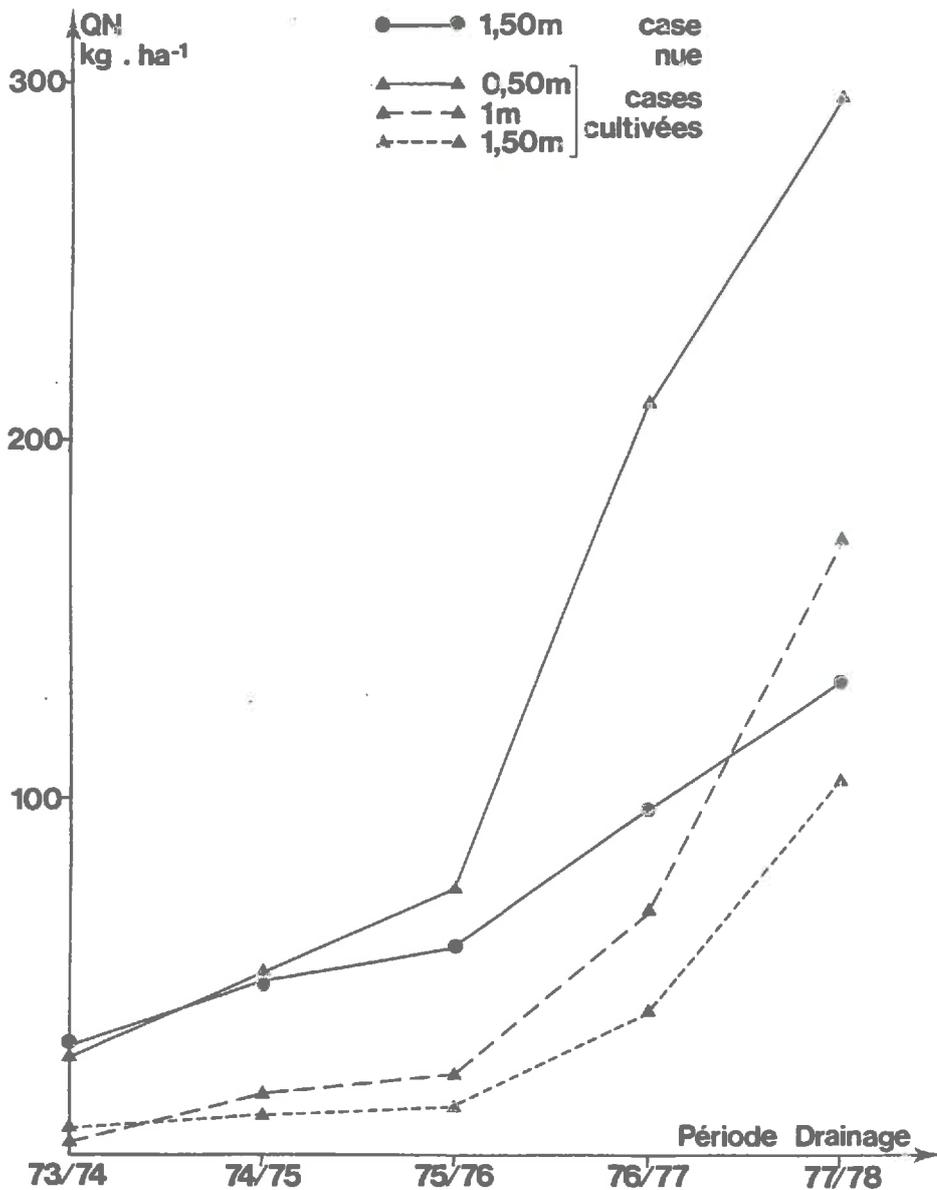


Figure 42 - Lixiviation de l'azote du sol.

Enfin, si on compare la valeur des pertes en fonction de la quantité d'engrais apportée (150 ou 200 kg N.ha⁻¹) (figure 43) on se rend compte que celles en ¹⁵N sont sensiblement égales mais celles du sol et (ou) de l'engrais non marqué ajouté ensuite sont à partir de la campagne 76-77 largement supérieures. Ceci s'explique par les deux années de pluviométrie importante succédant à l'année "sèche" de 1976.

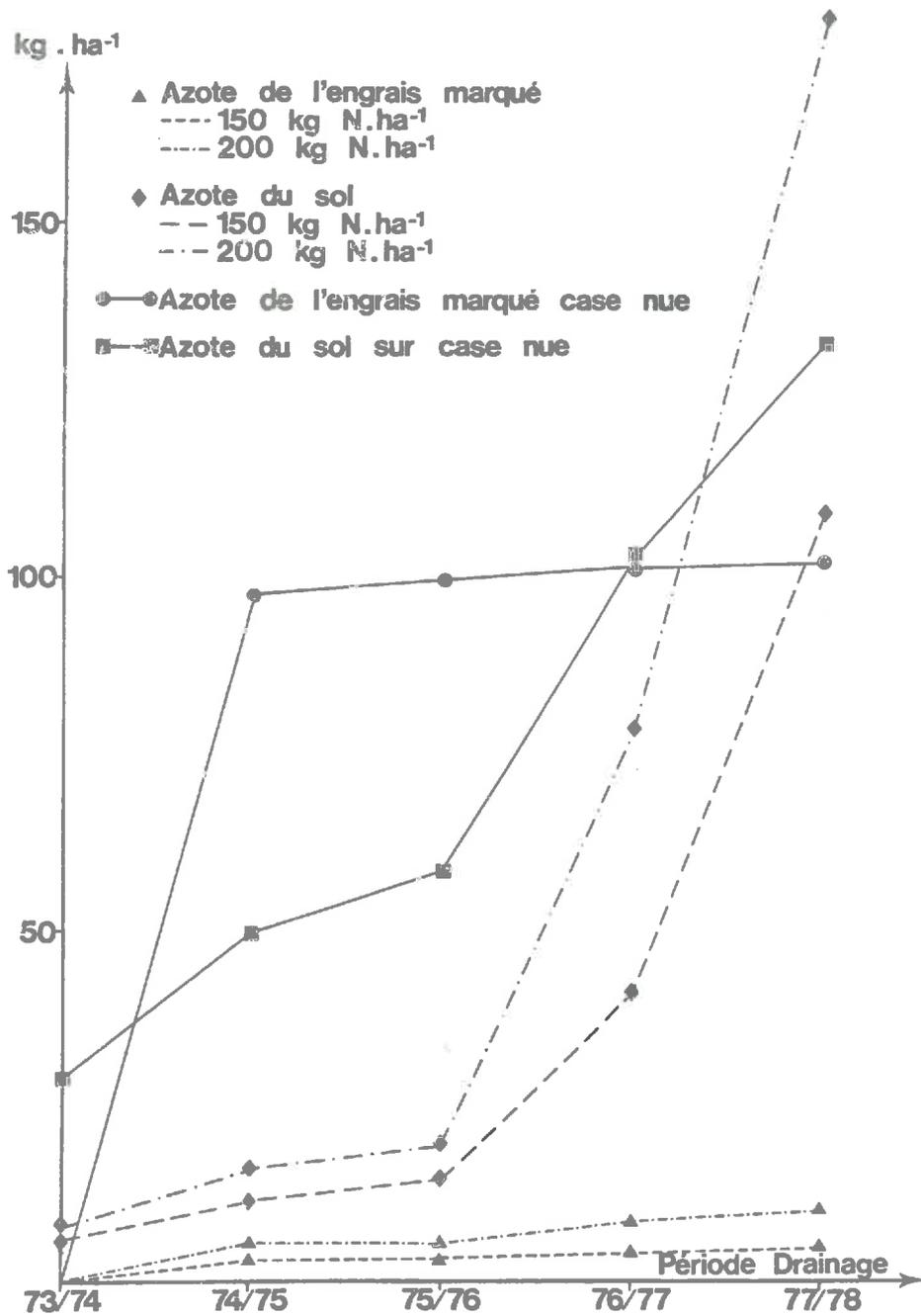


Figure 43 - Lixiviation suivant la dose apportée (cases 1.50 m).

Il est intéressant de voir l'influence de cette grande période de secheresse sur les mouvements d'un engrais applique au printemps 1976 (tableau 65).

		Case n° 18 1,50 m profondeur 202 kg N.ha ⁻¹ E % 2,83 Maïs - Maïs	Case n° 23 1,50 m profondeur 202 kg N.ha ⁻¹ E % 2,83 Maïs - Blé
1976 - 1977	QN	66,6	71,0
	E % moyen	2,05	1,80
	% ¹⁵ N ajouté	23,9	22,3
	QN issue du sol	18,4	26,1
	QN issue de l'engrais	48,2	44,9
1977 - 1978	QN	78,3	70,0
	E % moyen	1,11	0,187
	% ¹⁵ N ajouté	15,2	2,3
	QN issue du sol	47,6	65,4
	QN issue de l'engrais	30,7	4,6
1978 - 1979	QN	7,8	5,5
	E % moyen	0,095	0,166
	% ¹⁵ N ajouté	0,13	0,16
	QN issue du sol	7,5	5,2
	QN issue de l'engrais	0,3	0,3
1979 - 1980	QN	10,8	23,4
	E % moyen	0,042	0,122
	% ¹⁵ N ajouté	0,08	0,5
	QN issue du sol	10,6	22,4
	QN issue de l'engrais	0,2	1,0
Total	% ¹⁵ N ajouté	39,3	25,3
	QN issue du sol	84,1	119,1
	QN issue de l'engrais	79,4	50,8

Tableau 65 - Analyse des percolats (Versailles 1976-1980).
(Les quantités d'azote sont exprimées en kg.ha⁻¹).

Comme dans le premier essai les pertes en engrais ont été nulles dans les mois qui ont suivi l'application du traceur ; il faut attendre la reprise du drainage en décembre pour voir apparaître l'azote 15. A cause du faible coefficient d'utilisation de l'engrais (nous le verrons dans le chapitre VIII traitant de cette mesure) il doit rester une grande quantité d'azote minéral venant de l'engrais dans le sol aussi les pertes par lessivage durant l'année 1977, sont considérables.

Au total ce sont 70 kg.ha⁻¹ d'azote nitrique (tableau 65) qui ont percolé dont 45 kg environ proviennent de l'engrais soit plus de 20 % de la quantité apportée. On peut comparer ces valeurs à celles de la case n° 19 où, en 1975, la pluviométrie avait été du même ordre et les quantités d'azote apportées aussi ; les pertes ont été de 13 kg.ha⁻¹ seulement (figure 40).

Pour la période 1977-1978 il faut distinguer les deux cases 23 (maïs-blé) et 18 (maïs-maïs) ; en effet la lixiviation de ¹⁵N correspond seulement à 4,6 kg.ha⁻¹ pour celle-là contre 30,7 kg.ha⁻¹ pour celle-ci ; cette quantité correspond à une perte supplémentaire de 15 % de la quantité d'engrais marqué apporté. Malgré cette différence les volumes drainés ont été, dans les deux cases, pratiquement identiques et les concentrations en NO₃⁻ aussi ; donc les quantités totales d'azote lixiviées sont peu différentes.

L'examen des excès isotopiques des différents percolats en apporte l'explication. A la reprise du drainage en janvier 1978, l'excès isotopique des percolats de la case 23 est de 0,216 % alors que pour la case 18 il est de 1,542 %. La justification la plus probable tient à la nature des cultures successives qui constituent l'unique différence dans l'utilisation de ces deux cases lysimétriques. La case 23 cultivée en maïs-grain et blé d'hiver n'est restée sans végétation que 3 mois et le maintien du maïs jusqu'au stade grain a limité les entraînements en profondeur des nitrates. Le semis précoce du blé d'hiver agit dans le même sens. Par contre, la case 18 cultivée en maïs fourrage continu est restée nue beaucoup plus longtemps (8 mois) ; une partie des nitrates a pu alors être entraînée petit à petit en profondeur, même s'il y a eu aucune percolation, et réapparaître ensuite dans les percolats du début 1978.

CONCLUSION

L'examen des expériences réalisées dans différentes conditions permet de dire que, dans les régions de climat tempéré, *les pertes par volatilisation d'ammoniac sont faibles*. Par contre en climat tropical où l'engrais est apporté essentiellement sous forme d'urée les pertes peuvent être importantes en période de saison sèche. Il est difficile dans les conditions naturelles de les quantifier car bien souvent *il se produit en même temps une dénitrification* : ce processus très général, doit toujours être examiné si l'on désire établir des bilans corrects. En effet nous avons montré que, sous certaines conditions, il était possible d'avoir un déficit, *pouvant aller jusqu'à 90 % du traceur ajouté, sous forme nitrique*, perte qui ne peut être attribuée qu'à de la dénitrification par voie biologique mesurée directement dans des essais in vitro et indirectement dans des essais en vases de végétation. Nos déterminations directes, sur des cultures en milieu contrôlé, n'ont pas pu être quantifiées à cause d'une part de la grande dilution par l'azote de l'air dans le cellule et d'autre part des faibles quantités perdues, empêchant toute mesure, même avec un spectromètre de masse à double introduction. En effet, dans cette expérience où l'apport d'engrais nitrique était asservi à la courbe de photosynthèse du maïs le bilan général ne fait état que d'un déficit de quelques pourcent (HETIER J.M. et al 1980).

Le problème est posé d'une toute autre manière au champ où il est impossible de distinguer, lors de l'établissement du bilan, entre les pertes par dénitrification et les pertes par lixiviation. Il n'y a aucune manière de déterminer celles-ci et il devient dès lors évident que pour avoir accès à celles-là il est indispensable de *perfectionner les méthodes de détermination "in situ"* malgré les grandes difficultés rencontrées pour la quantification de ces pertes (ROLSTON D.E. 1978 ; ROLSTON D.E. et al 1984).

Si la volatilisation ou la dénitrification se traduisent uniquement par une perte financière il n'en est pas de même de la *lixiviation* qui occasionne en plus une *dégradation des eaux tant superficielles que souterraines*. Les engrais ont souvent été considérés comme la seule source de pollution des nappes phréatiques alors que beaucoup d'autres processus tout aussi polluants sont susceptibles d'intervenir. HENIN S. (1981) estime à 0,6 million de tonnes par an la quantité totale d'azote drainée vers les nappes ; il est donc nécessaire de *connaître la part réelle qui revient aux engrais*.

Les études menées dans un bassin versant sans (PIERRE D. 1983) ou avec l'aide des variations d'abondance naturelle ne permettent qu'une appréciation qualitative ou semi quantitative (MARIOTTI A. et al 1975, MARIOTTI A. 1981). Aussi pour le moment les essais en cases lysimétriques, malgré leurs imperfections, restent indispensables pour quantifier la lixiviation en provenance de la fertilisation (BONIFACE R. 1981).

Nos résultats montrent que *des engrais ajoutés sans discernement peuvent être lessivés sous forme de nitrates dans leur quasi intégralité* ; l'enfouissement de résidus de récolte à rapport C/N élevé est susceptible, *en favorisant la réorganisation de l'azote minéral, de limiter les drainages*. Les essais que nous avons entrepris sont exemplaires dans la mesure où les conditions météorologiques particulièrement contrastées ont révélé des comportements totalement différents et souligné l'extrême complexité des phénomènes et donc des études à entreprendre.

En effet, le devenir de l'azote d'un engrais nitrique, appliqué au printemps avant un semis de maïs, varie non seulement avec les années du semis mais également avec celles des années précédentes et suivantes. Le climat de cette première période conditionne la réussite de la culture, donc l'utilisation de l'engrais, le bilan hydrique et le reliquat azoté minéral après l'enlèvement de la récolte. Du climat qui succède à la première culture dépend le drainage dans son volume et son intensité, donc l'entraînement de l'azote résiduel minéral marqué dans le profil et/ou au-delà de la couche explorée par les racines et son utilisation éventuelle par les cultures suivantes (arrière-action).

Avec des conditions climatiques favorables, permettant l'obtention de hauts rendements, la contribution de l'azote de l'engrais à la charge nitrique globale des eaux de drainage de la première période peut être négligeable même pour des doses d'azote de 200 kg.ha^{-1} . Par contre, une sécheresse exceptionnelle, comme celle du printemps 1976 suivie par deux années à pluviométries automnales et hivernales excessivement drainantes, conduit à des pertes d'environ 40 % de l'engrais apporté ; la proportion d'azote issue de l'engrais monte jusqu'à 72 %.

Ainsi comme d'autres chercheurs l'ont observé (BELLAMIE R. 1981), l'année 1976 a, dans plusieurs cas, entraîné une pollution nitrique importante, décelable dès 1977 dans les eaux superficielles et dont ont été responsables à la fois les engrais azotés et l'azote du sol. La forte concentration de nitrates qui en est résultée atteindra les nappes aquifères dans un temps variable avec leur profondeur et leur vulnérabilité. Une telle séquence d'accidents climatiques favorisant la pollution des nappes est, hélas, imprévisible mais sa fréquence est très rare dans le Bassin Parisien. Par contre les irrégularités pluviométriques du Midi Méditerranéen et les excès d'irrigation trop fréquents y conduisent fréquemment.

Ainsi les mesures, fournies par l'utilisation conjointe des techniques isotopiques et lysimétriques, renseignent sur les transferts et les différentes origines de l'azote lixivié. Les résultats sont d'autant plus utiles que les cases sont plus profondes et il semble qu'une valeur de 1,50 m soit suffisante car les racines au delà de cette profondeur sont relativement rares ; cependant même pour des valeurs de 50 cm, dans des conditions normales, les pertes d'azote issues de l'engrais sont très faibles à condition toutefois que les sols soient cultivés.

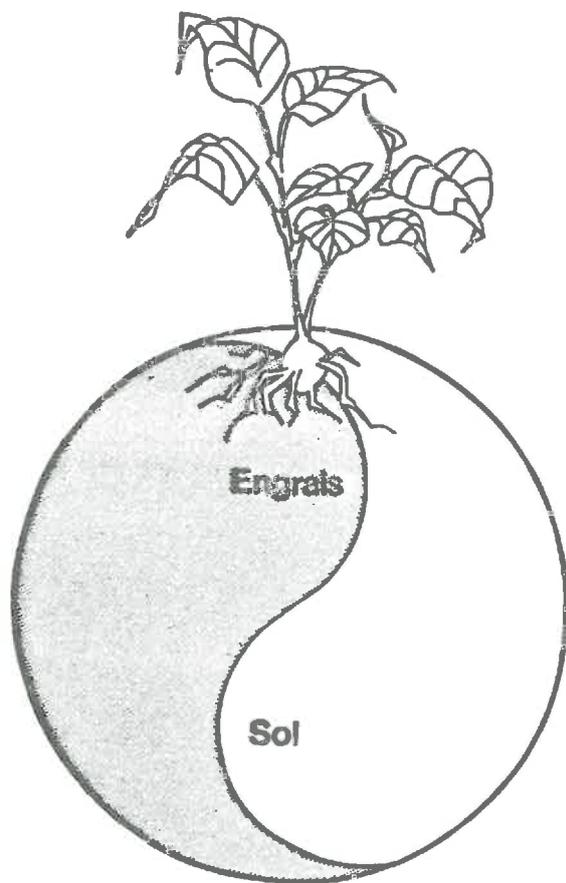
Ces résultats illustrent que la variabilité météorologique impose des études plurianuelles afin de pouvoir intégrer les informations recueillies dans une politique de fertilisation raisonnée.

TROISIEME PARTIE

**INFLUENCE DES APPORTS D'ENGRAIS
EFFETS DES CULTURES
SUR LE CYCLE DE L'AZOTE**

CHAPITRE VIII

AZOTE UTILISABLE EN PROVENANCE DES
ENGRAIS : COEFFICIENT REEL D'UTILISATION



Dans la partie précédente nous avons traité essentiellement certaines étapes du cycle interne de l'azote dans le sol, cette partie-ci portera surtout sur les transferts de l'azote, issu de l'engrais ou du sol, vers la plante. Il est difficile de *dissocier l'apport d'engrais de la culture* car ils ne se conçoivent pas l'un sans l'autre ; leur action sur le *cycle de l'azote* en sera d'autant plus importante.

A l'échelle de la FRANCE, HENIN S. (1981) estime les "entrées" d'azote à 3,8 M tonnes par an : les précipitations et la fixation symbiotique ou non apportent 1,8 Mt, le reste provenant des engrais.

Nous avons vu comment évoluait cet azote minéral dans le sol mais nous n'avons pas parlé de la motivation première de ces apports : à savoir l'accroissement de la production agricole, l'action de l'azote se manifestant sur la croissance des végétaux et sur les rendements.

Toutefois la fertilisation azotée est une tâche difficile. Son application peut donner des résultats totalement différents et demande la prise en compte de nombreux paramètres. De plus, *une fertilisation azotée abusive ne se concrétise pas forcément par un gain de production mais peut conduire à des pertes importantes, surtout par lixiviation.* En outre, le coût des engrais azotés est supérieur à celui de tous les autres. Par contre, alors que *la suppression momentanée des fumures phosphorées ou potassiques peut passer inaperçue, celle de la fumure azotée entraîne, dès la première année, une baisse des rendements même si des doses élevées ont été appliquées auparavant.*

Comme l'azote minéral ne se trouve, en fin de culture, qu'en très faible quantité dans le sol, les agronomes ont mis longtemps avant de s'apercevoir que les *engrais azotés n'étaient jamais utilisés à 100 % par les plantes.* Avant l'emploi des traceurs, ils étaient confortés dans leur erreur par la détermination des coefficients apparents d'utilisation (C.A.U.) susceptibles de donner des résultats supérieurs à 100 % (LINDEMANN Y. et al 1983).

Bien que sans commune mesure avec les coefficients d'utilisation des engrais phosphatés ou potassiques déterminés au moyen de ^{32}P et ^{40}K , rarement supérieure à 10 % (FARDEAU J.C. et al 1984, COOKE G.W. 1984), l'incomplète utilisation de l'engrais azoté par les plantes a été révélée dès les premiers travaux avec l'azote 15 . Les coefficients réels d'utilisation (C.R.U) sont fort variables et vont de 38 % (Mac VICAR R. et al 1951) à 70 % (LEGG J.O. et ALLISON F.E. 1967). Quelques résultats récents s'intègrent tout à fait dans cette fourchette (REMY J.C. et HEBERT J. 1977, RIGA A. et al 1980, VAN CLEEMPUT O. et BAERT L. 1980). *La moyenne se situe entre 50 et 60 %, mais certaines valeurs peuvent s'écarter notablement.*

Dans des conditions dites exceptionnelles (sécheresse par exemple), nous avons mesuré un C.R.U. de 3 % seulement (BONIFACE R. et al 1979). Par contre, lors d'une culture de maïs en conditions parfaitement contrôlées le C.R.U a atteint jusqu'à 90 % (HETIER J.M. et al 1980). De telles valeurs sont parfois obtenues au champ (KHANIF Y.M. et al 1983).

Du fait même de la sensibilité de la méthode isotopique, il est possible de mesurer la quantité d'azote issue de l'engrais réorganisée dans le sol, et les pertes par lixiviation en recueillant les eaux de percolation ; ceci dans les essais en pots (DILZ K. et WOLDENDORP J.W. 1961, DINCHEV D.I. 1964) et, dans une moindre mesure, dans les essais en cases lysimétriques (OWENS L.D. 1960, VON THIES W. et al 1977).

Par contre, au champ les mesures sont beaucoup plus délicates (LEGG J.O. et MEISINGER J.J. 1982). Les pertes par voie gazeuse, difficiles à mesurer directement, sont le plus souvent déterminées par différence sans qu'il soit possible de les distinguer de celles par lixiviation.

Il est ainsi possible, en présence de plantes, *d'établir un bilan de l'engrais azoté et d'apprécier son action sur le cycle de l'azote.*

VIII.1 - ESSAIS EN VASES DE VEGETATION

C'est la manière la plus pratique pour établir un bilan azote. En serre, la température et l'éclairage sont contrôlés ; les arrosages bien dosés permettent d'éviter toute lixiviation. Nous avons, lors des chapitres précédents, donné succinctement les résultats concernant les coefficients réels d'utilisation des engrais ; nous allons ici détailler une expérience réalisée pour déterminer l'influence d'un apport de matière organique (paille de blé) sur le devenir de différents engrais azotés.

Le sol utilisé est un sol granitique acide dont la teneur en azote total est de 1,45 ‰. Nous ajoutons 200 ppm d'azote, marqué à 30 % de ^{15}N , sous diverses formes : nitrate de calcium, sulfate d'ammonium ou urée additionnée ou non de 1 % de paille de blé broyée. Sur trois coupes successives de ray-grass, nous mesurons l'azote total et son excès isotopique ; il en est fait de même sur les racines et le sol séparés en fin d'expérience. Les résultats exprimés en mg par kg de sol (ou ppm) sont rassemblés dans le tableau 66. A partir de ces mesures, nous pouvons calculer les coefficients réels d'utilisation, les Ndff et le taux d'organisation de l'azote, de l'engrais dans le sol, ceci pour chaque type d'apport.

Dans cet essai, les coefficients de variation (3 répétitions) sont de l'ordre de 10 % et la comparaison des moyennes a été faite par le test t de STUDENT-FISHER (seuil 5 %).

Les principales conclusions sont les suivantes :

- Les coefficients réels d'utilisation (C.R.U) des différents engrais sont élevés et de l'ordre de 70 %. C'est le sulfate d'ammonium qui donne le C.R.U le plus fort (77 %) alors que l'urée donne le plus faible (67 %).

Traitement	NO ₃ ^{-*}	NO ₃ ^{-*+ P}	NH ₄ ^{++*}	NH ₄ ^{++*+ P}	Urée*	Urée*+ P	
Azote	QN(ppm) 238		233		228		
Départ	E Z : 29,94		31,41		32,19		
	Q ¹⁵ N(ppm) : 71,2		73,2		73,4		
1e coupe	QN	202,2	164,7	154,3	144,9	155,1	126,3
	E Z	17,16	19,80	18,84	18,87	17,33	16,60
	Q ¹⁵ N	34,70	32,61	29,07	27,34	26,86	20,97
2e coupe	QN	72,8	29,75	111,8	84,1	82,3	62,7
	E Z	18,48	17,94	20,27	17,84	19,13	16,13
	Q ¹⁵ N	13,45	5,34	22,66	15,00	15,74	10,11
3e coupe	QN	20,1	11,15	28,0	20,35	37,7	19,25
	E Z	13,77	9,83	17,18	14,86	16,68	13,41
	Q ¹⁵ N	2,77	1,10	4,81	3,02	6,29	2,58
Total	QN	295,1	205,6	294,1	249,4	275,1	208,3
	Q ¹⁵ N	50,92	39,05	56,54	45,36	48,91	33,66
	% ¹⁵ N départ	71,5%	54,8%	77,2%	62,0%	66,6%	45,9%
Racines	QN	33,3	32,1	33,35	40,75	28,55	38,1
	E Z	8,22	6,02	12,46	10,82	12,24	9,99
	Q ¹⁵ N	2,74	1,93	4,16	4,41	3,49	3,81
Sol	QN	1406	1507	1420	1492	1402	1461
	E Z	0,346	0,719	0,618	1,647	0,953	2,167
	Q ¹⁵ N	4,86	10,84	8,78	24,57	13,36	31,66
Total	QN	1734	1745	1747	1782	1706	1707
	Q ¹⁵ N	58,52	51,82	69,48	74,34	65,76	69,13
	% ¹⁵ N départ	82,2	72,8	94,9	101,5	89,6	94,2

Tableau 66 - Bilan azote 15 sol granitique.
(Les valeurs de N et ¹⁵N sont exprimées en ppm).

- L'apport de paille déprime aussi bien les rendements que l'utilisation de l'engrais ; dans ce cas, le C.R.U du sulfate d'ammonium est de 62 % alors que celui de l'urée est seulement de 46 %. Ce phénomène classique (SIMON G. 1960) peut être assimilé à certains de nos résultats sur le sol brun-calcaire, qui le mettent en évidence de façon encore plus nette (Tableau 21, page 93 et Tableau 60 page 190).

- L'apport de paille favorise l'organisation des engrais dans le sol, principalement si l'azote est ajouté sous forme ammoniacale ou urée, composé facilement hydrolysable, ceci en raison de la préférence des micro-organismes pour l'ammonium (JANSSON S.L. et al 1955).

- Les pertes, calculées par différence, sont faibles dans les traitements urée et sulfate d'ammonium, plus importantes dans le cas des nitrates. Elles sont probablement dues à la dénitrification amplifiée par l'addition de paille (27 % au lieu de 18 %).

Nous pouvons établir ici un premier bilan approximatif de l'évolution de l'azote provenant d'un engrais : les C.R.U sont de l'ordre de 70 %, l'organisation de 15 % et les pertes de 15 % ; en présence de paille ces valeurs sont respectivement de 55 %, 30 % et 15 %.

- L'absorption de l'azote en provenance de l'engrais se fait principalement dans la première coupe ; dans le cas d'un apport de nitrates, on y retrouve ainsi 70 % de l'azote 15 des parties aériennes et, avec addition de paille, près de 85 %.

Toutes ces informations ne pourraient pas être obtenues sans l'emploi des traceurs. La représentation graphique (Figure 44) ne donnerait qu'une partie des résultats et en particulier ne permettrait pas de calculer le Ndff % (Nitrogen derived from fertilizer) comme nous pouvons le faire à partir des valeurs du tableau 66.

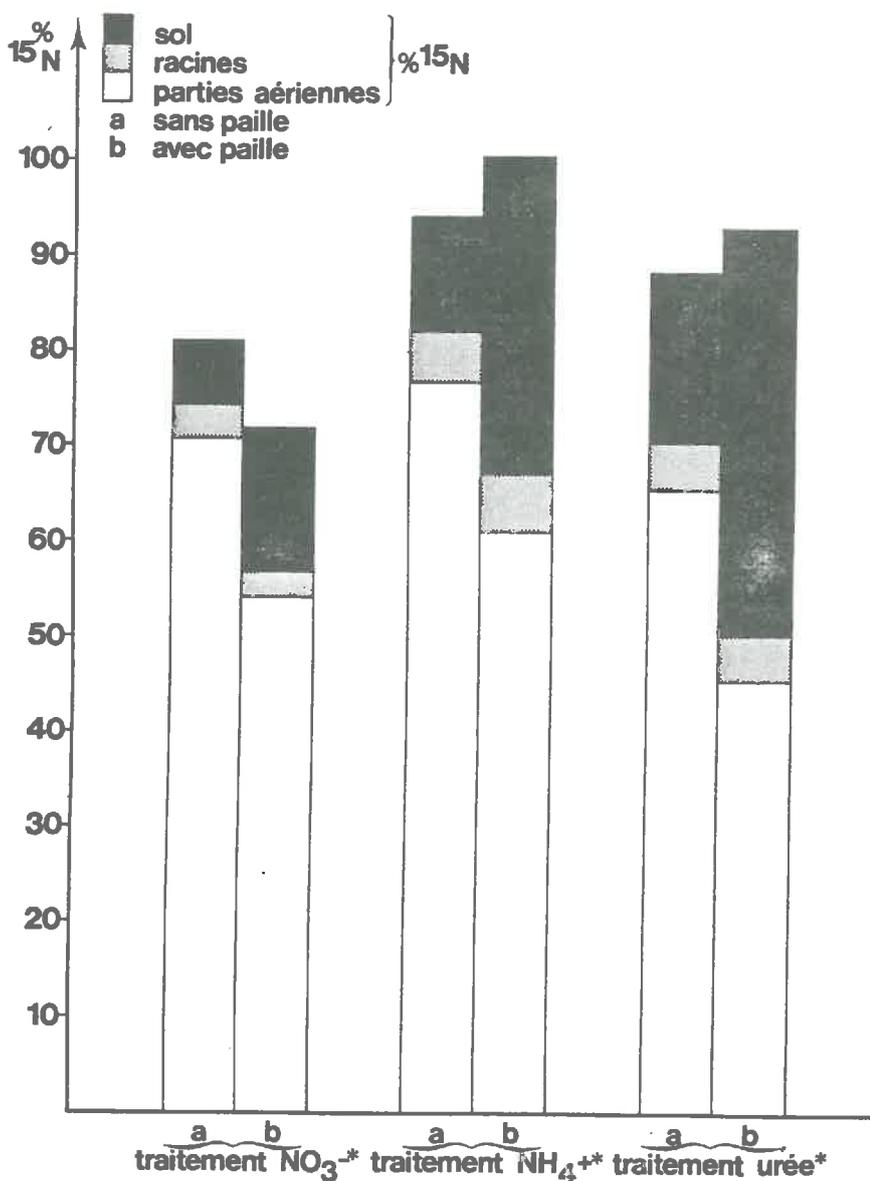


Figure 44 - Bilan des engrais azotés marqués

Ce critère est important car il n'est que peu lié aux rendements ou aux exportations par les récoltes ; il indique le pourcentage d'azote provenant de l'engrais et donc, par différence, celui provenant du sol.

		NO ₃ ^{-*}	NO ₃ ^{-*} + P	NH ₄ ⁺⁺	NH ₄ ⁺⁺ + P	Urée*	Urée*+ P
1e coupe	Ndff %	57	66,1	60,0	60,0	53,8	51,6
	Valeur A (ppm)	177	122	155	155	196	214
2e coupe	Ndff %	61,7	59,9	64,5	56,8	59,4	50,1
	Valeur A (ppm)	148	159	128	177	156	227
3e coupe	Ndff %	46,0	32,8	54,7	47,3	51,8	41,7
	Valeur A (ppm)	279	487	193	259	212	319

Tableau 67 - Pourcentage d'azote issu de l'engrais (Ndff) et valeur A.

Le Ndff % est plus faible avec un apport d'urée et il demeure à peu près constant lors des deux premières coupes (Tableau 67) ; il diminue fortement lors de la troisième à cause de la part croissante prise dans l'alimentation du végétal par la minéralisation de la matière organique du sol d'autant plus importante avec l'apport de paille.

Nous avons calculé les différents Ndff % pour les deux essais en pots réalisés avec le sol en provenance du champ GESA de Loigny-la-Bataille (décrit page 109) et en provenance du champ DEHERAIN (décrit page 116).

Pour l'essai GESA, le tableau 68 ne fait état d'aucune différence entre les divers traitements (paille enfouie, brûlée ou enlevée) mais le Ndff % augmente en fonction de la dose d'engrais apportée et diminue lors des coupes successives. Cette baisse est plus sensible pour les faibles apports d'engrais.

Dose apportée	75 ppm			150 ppm			300 ppm		
	PE	PB	PO	PE	PB	PO	PE	PB	PO
1ère coupe	52	54	54	69	70	72	81	82	81
2ème coupe	40	42	42	59	61	61	76	79	77
3ème coupe	25	26	26	39	39	40	54	55	53

Tableau 68 - Ndff % du 1er essai "GESA".

(PE : pailles enfouies PB : pailles brûlées PO : pailles ôtées).

Le deuxième essai après 14 ans de différenciation des sols (tableau 69) conduit à des résultats équivalents ; nous notons cependant la très petite valeur du Ndff pour la dose minimale d'engrais (5 ppm). Nous retrouvons là les résultats déjà cités : à cause de la lenteur de l'évolution de l'état organique des sols, il est difficile de mettre en évidence les différences provenant des divers traitements appliqués sur le terrain.

Dose apportée	5 ppm				70 ppm				140 ppm			
	Traitements	PB	PE ₁	PE ₂	PO	PB	PE ₁	PE ₂	PO	PB	PE ₁	PE ₂
1ère coupe	7	7	8	7	63	63	65	62	75	76	76	74
2ème coupe	4	4	5	4	46	47	45	47	70	71	71	69
3ème coupe	2	2	3	2	29	30	26	28	50	58	53	53

Tableau 69 - Ndff % du 2ème essai GESA.
(PE₁ et PE₂ : pailles enfouies PB : pailles brûlées PO : pailles ôtées).

Pour les sols de l'essai DEHERAIN (Tableau 70), l'enfouissement de la matière organique (fumier) a une influence non négligeable. Cette action se traduit par une plus grande disponibilité de l'azote dans le sol pour les cultures, et se retrouve lors de cet essai sous la forme d'une moindre utilisation relative de l'engrais.

Dose ajoutée	SOL		SOL + NPK		SOL + FUMIER		SOL + FUMIER + NPK	
	9 ppm ON	73 ppm N	9 ppm ON	73 ppm N	9 ppm ON	73 ppm N	9 ppm ON	73 ppm N
1ère coupe	20	69	17	63	14	59	15	59
2ème coupe	11	52	10	49	8	46	8	46

Tableau 70 - Ndff % de l'essai DEHERAIN.

Pour la première coupe du traitement ON nous notons, en outre, une valeur significativement plus élevée des Ndff % du traitement "sans engrais" par rapport au traitement "NPK", confirmant l'importance de l'engrais pour les sols pauvres ou en voie d'appauvrissement.

VIII.2 - ESSAIS EN CASES LYSIMETRIQUES

Les résultats obtenus en vases de végétation mettent en évidence des mécanismes et dégagent des tendances d'évolution de l'azote ; il ne saurait être question de les transposer sans précaution au champ. C'est la raison pour laquelle nous avons entrepris d'autres expériences en cases lysimétriques tout d'abord, et en plein champ ensuite.

VIII.2.1 - Dispositif de Cadarache

Sur le dispositif lysimétrique de Cadarache (12 cases de 1 m³) deux essais distincts sont implantés.

Le premier est destiné à vérifier l'homogénéité du dispositif après 2 ans de mise en service. Le second, à mesurer les pertes par lixiviation et les C.R.U en présence et absence de paille enfouie.

Sur 12 cases identiques, 20 g d'orge sont semés et on apporte une fumure 100-100-100 kg.ha⁻¹. L'azote, sous forme de nitrate de potassium marqué (9,3 kg de N, E % : 0,83 soit 77,2 mg d'azote 15 en excès par case), est ajouté, à l'arrosoir, en une seule fois immédiatement après le semis. Des prélèvements intermédiaires d'orge ont permis d'obtenir durant toute la culture des excès isotopiques de l'ordre de 0,6 %. En fin de culture, nous récoltons d'une part le grain, et d'autre part la paille et les balles. Les quantités d'azote et les excès isotopiques mesurés permettent de calculer les C.R.U et les Ndff %. Les résultats sont donnés dans le tableau 71. Ils sont exprimés en kg.ha⁻¹ et concernent la moyenne des 12 cases.

	Poids sec q.ha ⁻¹	% N	QN en kg.ha ⁻¹	E %	Q ¹⁵ N en g.ha ⁻¹	C.R.U. %	Ndff %	Valeur A en kg.ha ⁻¹
Epis	36,3	1,404	50,96	0,623	317,5	41,1	75	30,9
Tiges	30,8	0,581	17,90	0,591	105,8	13,7	71	37,6
Total	67,1	1,026	68,86	0,615	423,3	54,8	74	32,5

Tableau 71 - 1ère récolte d'orge sur les cases lysimétriques.
(Apport de N : 93 kg.ha⁻¹ ; E % : 0,830).

Les rendements sont un peu faibles : seulement 36 quintaux de grains, mais sont habituels dans cette région sèche. Le C.R.U de 55 % (41 % dans le grain, 14 % dans la paille) est conforme aux résultats de la littérature. Malgré la faible dose d'engrais ajoutée le Ndff % est élevé, traduisant l'importance primordiale des apports d'engrais sur ce sol.

Les coefficients de variation, de l'ordre de 5 %, montrent la bonne homogénéité du dispositif et nous permettent de n'effectuer que 3 répétitions et donc 4 traitements pour le deuxième essai.

Ce deuxième essai mis en place sur les mêmes cases que précédemment vise deux objectifs : d'une part, mesurer la lixiviation d'un engrais nitrique apporté à l'automne (nous avons étudié les résultats au chapitre VII), et d'autre part mesurer les C.R.U en présence et absence de paille. En effet, les effets d'un enfouissement de paille sont mal connus (LEFEVRE G. et al 1953). L'utilisation des résidus de récolte comme fertilisant est fort ancienne mais à l'heure actuelle, avec le renchérissement du coût de l'énergie, de nombreuses autres utilisations sont possibles (GATEL P. 1980), et il est particulièrement utile de connaître la quantité de paille à laisser dans le sol pour maintenir leur fertilité (BOYELDIEU J. 1980) et si possible l'accroître.

Les mêmes quantités de grains sont semées ; l'apport d'engrais est de 82,5 kg.ha⁻¹ (E % 15,28), sous forme de nitrate de potassium. Les résultats sont rassemblés dans le tableau 72.

		Poids sec q.ha ⁻¹	% N	QN kg.ha ⁻¹	E %	Q ¹⁵ N g.ha ⁻¹	C.R.U. %	Ndff %	Valeur A Kg.ha ⁻¹
Témoïn	Epis	3,03	1,87	5,67	8,12	460	3,6	53	72,7
	Tiges	26,7	0,77	20,6	8,03	1654	13,1	53	74,5
	Total	29,73	0,88	26,3	8,04	2114	16,7	53	74,3
Addition de paille	Epis	7,17	1,59	11,40	8,10	923	7,3	53	73,1
	Tiges	30,0	0,79	23,7	8,41	1993	15,8	55	67,4
	Total	37,17	0,94	35,1	8,31	2916	23,1	54	69,2

Tableau 72 - 2ème récolte d'orge sur les cases lysimétriques.
Apport de N = 82,5 kg.ha⁻¹ E % = 15,28.

Ils sont peu exploitables car, malgré un filet de protection, les oiseaux ont occasionné de gros dégâts à la récolte. Le C.R.U des grains est donc voisin de zéro ; dans la paille nous retrouvons des valeurs identiques à l'essai précédent (15 % du ^{15}N apporté) mais le Ndff % est plus faible (53 % au lieu de 74 %). Il n'a pas été modifié par l'addition de paille.

Cette expérience illustre la difficulté de réalisation de ce type d'essais (en place) où des nuisances de tous ordres sont à craindre : dégâts dus aux animaux, maladies parasitaires, nématodes, traitement phytosanitaire trop tardif, erreur dans le repérage des parcelles ou dans l'épandage des engrais, accidents climatiques etc... Nous pensons donc qu'une mesure de C.R.U pour une année donnée n'a qu'une valeur indicative et qu'il est nécessaire de poursuivre et de répéter les essais sur plusieurs années pour tirer des conclusions de portée générale.

VIII.2.2 - Dispositif de BAMBEY (Sénégal)

Un exemple particulièrement significatif peut être donné avec les résultats d'un essai mené durant deux années consécutives en cases lysimétriques, à la station agronomique de Bambey (Sénégal) sur sol DIOR. Le but était de comparer l'efficacité de différents engrais (urée, sulfate d'ammonium, nitrate de calcium) apportés en surface ou enfouis à 10 cm de profondeur sur une culture de mil.

Le dispositif a été décrit page 186. Il y a 6 répétitions par traitement et les coefficients de variation sont de l'ordre de 10 %. Les résultats sont rassemblés dans le tableau 73.

En 1980, le nitrate de calcium n'a pas été utilisé par la plante (les rendements en matière sèche des lysimètres avec fertilisation étant même inférieurs à ceux du témoin) ; le sulfate d'ammonium est mieux absorbé que l'urée, en particulier quand il est apporté en profondeur. En 1981, les résultats sont inversés et les C.R.U les plus élevés sont obtenus avec le nitrate de calcium.

		Urée*					Sulfate d'Ammonium*					Nitrate de Calcium*				
		QN (mg)	E %	Q-15N (mg)	C.R.U. %	Nd ff %	QN (mg)	E %	Q-15N (mg)	C.R.U. %	Nd ff %	QN (mg)	E %	Q-15N (mg)	C.R.U. %	Nd ff %
1980	Azote de départ	1180	10,23	120,7	/	/	815	10,27	83,7	/	/	1210	10,27	124,3	/	/
	Apport en surface	1429	1,34	19,15	15,9	13	1479	1,31	19,37	23,2	13	950	0,23	2,19	1,8	2
	Apport en profondeur	1307	1,65	21,58	17,9	16	1461	2,18	31,85	38,1	21	1040	0,22	2,29	1,9	2
1981	Azote de départ	1165	6,31	73,5	/	/	1172	6,51	76,3	/	/	1039	6,08	63,2	/	/
	Apport en surface	680	2,09	14,21	19,3	33	934	3,22	30,07	39,4	49	1160	3,63	42,11	66,6	60
	Apport en profondeur	1209	3,72	44,97	61,2	59	1057	3,62	38,79	50,8	56	1090	3,64	39,67	62,8	60

Tableau 73 - C.R.U de différents engrais dans un essai en cases lysimétriques au Sénégal.

Ces différences s'expliquent ainsi : en 1980 juste après l'apport d'engrais, un violent orage a lixivié plus de 40 % de l'azote nitrique (Tableau 63, page 211) et a probablement entraîné hors de la zone d'exploitation racinaire l'azote restant. Celui-ci a pu être rapidement dénitrifié car des circonstances favorables étaient réunies (température élevée et anaérobie). En ce qui concerne l'urée et le sulfate d'ammonium, moins mobiles, les quantités d'azote dans les percolats sont plus faibles (10 % environ), mais il y a des pertes par volatilisation, réduites cependant par l'enfouissement de l'engrais.

En 1981, la pluviométrie a été plus régulière et malgré l'épaisseur restreinte (40 cm) des lysimètres, les pertes par lixiviation sont inférieures à 1 %. Le nitrate est fortement utilisé et les C.R.U sont élevés. Il faut encore noter pour l'urée et le sulfate d'ammonium, des C.R.U plus élevés quand l'engrais est enfoui. En moyenne générale, pour les 6 traitements, nous trouvons un C.R.U de 16 % pour 1980 et de 50 % pour 1981. Le Ndff %, bas la première année, est plus élevé la deuxième. Il augmente, sauf pour l'engrais nitrique, avec l'apport en profondeur limitant les pertes par volatilisation.

Des conditions aussi extrêmes ne se rencontrent que rarement sous nos climats tempérés, mais il ne faut pas oublier la sécheresse de l'année 1976 (dite exceptionnelle) : le C.R.U d'un phosphate diammonique épandu en couverture avait été de 3 % ; l'année suivante, malgré des attaques d'oïdium et de rouille mal enrayées par les traitements fongicides, la valeur moyenne du C.R.U a été de 30 % pour un essai identique (BONIFACE R. et al 1979).

VIII.2.3 - Dispositif de Versailles (INRA)

Pour obtenir d'autres données sur les pertes par lixiviation, nous avons utilisé l'installation lysimétrique mise en place en 1956 par HENIN et TRUC à la station INRA de Versailles et décrite page 212.

VIII.2.3.1 - 1ère série d'expériences (1974-1978)

Rappelons qu'à partir de 1974, 4 cases de profondeurs différentes 50, 100 et 150 cm (respectivement les cases n° 3, 6 et 11 et 19) sont cultivées en maïs-blé. La dose d'azote appliquée sous forme de nitrate de calcium correspond à 150 kg N.ha^{-1} sauf pour la case 19 où elle est de 200 kg N.ha^{-1} . Les résultats sont rassemblés dans les tableaux 74 et 75.

	Rendement $q \cdot \text{ha}^{-1}$ (grain)	QN $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ Plante entière	E % moyen	$Q^{15} \text{ N}$ en $\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$	C.R.U. %	Ndff %	Valeur A $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$
Case 3 50 cm de profondeur	12,9	81,9	1,673	137,0	34,3	62,7	91
Case 6 1 m de profondeur	65,0	116,4	1,417	164,9	41,3	52,5	134
Case 11 1,50 m de profondeur	102,2	139,0	1,271	176,7	44,2	47,1	166
Case 19 1,50 m de profondeur	117,6	191,1	1,373	262,4	49,2	50,9	191

Tableau 74 - Mesure des coefficients réels d'utilisation (C.R.U) en cases lysimétriques sur maïs en 1974.

Quantités apportées : cases 3, 6 et 11 :
 $148,2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ E % : 2,698.
 Cases 19 :
 $197,6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ E % : 2,698.

D'une manière générale, le coefficient réel d'utilisation (C.R.U) annuel (Tableau 74) dépend étroitement des rendements. *Il croît avec la profondeur du sol (de 34 % à 44 %) ainsi qu'avec la dose appliquée (de 44 % à 49 %)*. Par comparaison des cases 11 et 19, l'apport supplémentaire de 50 kg N.ha⁻¹ se traduit, en plus d'un gain de 15 q.ha⁻¹ de grain, par une exportation d'azote de 191,1 - 139 = 52,1 kg.ha⁻¹ soit un coefficient apparent d'utilisation (C.A.U) de 105 %. Le C.R.U de cet apport supplémentaire est de 64 %, valeur assez élevée indiquant une bonne utilisation de cet ajout. Ceci est confirmé par la mesure de l'azote 15 des percolats : une forte dose d'engrais n'a pas entraîné de perte plus importante (5 kg au lieu de 4)(Tableau 64 page 216).

La diminution du Ndff % avec la profondeur des cases traduit une participation relative de l'azote du sol plus importante à cause d'une moindre concentration de l'engrais et un développement racinaire moins limité par le volume de la case ; comme nous l'avons déjà vu, le Ndff % augmente lorsque la dose d'engrais apportée passe de 150 à 200 kg N.ha⁻¹.

Nous en concluons que des cases lysimétriques de 1,50 m de profondeur sont peut être d'une taille insuffisante pour bien étudier les problèmes du cycle de l'azote. Il faudrait au moins une profondeur de 2 m pour envisager d'extrapoler les résultats aux conditions réelles du champ.

La deuxième culture l'année suivante (blé), est susceptible d'utiliser l'engrais précédent qui n'a pas été, soit exporté par la récolte, soit perdu par volatilisation ou lixiviation. L'azote de cet engrais se trouve sous différentes formes : minérales ou organiques. En tout premier lieu, l'azote nitrique, non évacué par le drainage peut subsister dans les couches profondes du sol accessibles au système racinaire du blé. Ensuite, il existera de l'azote minéralisé provenant de la matière organique du sol ; la vitesse de minéralisation varie grandement en fonction des corps microbiens, des débris racinaires, des résidus de récolte enfouis ou de l'azote incorporé dans d'autres molécules organiques, a priori beaucoup plus stables.

	1975- Blé		1976 - Maïs		1977 - Blé		1978 - Maïs		Total des C.R.U. %	
	Rendement q .ha ⁻¹ (grain)	C.R.U. %	Rendement q .ha ⁻¹ (Matière sèche)	C.R.U. %	Rendement q .ha ⁻¹ (grain)	C.R.U. %	Rendement q .ha ⁻¹ (grain)	C.R.U. %	1975 à 1978	1974 à 1978
Case 3 (50 cm)	28,6	4,4	27,4	2,0	52,4	1,3	71,9	0,8	8,5	42,8
Case 6 (1 m)	41,3	6,1	41,6	2,1	57,7	1,4	106	1,1	10,7	52,0
Case 11 (1,50 m)	47,0	7,9	56,3	2,8	68,0	1,6	135,9	1,6	13,9	58,1
Case 19 (1,50 m)	51,8	9,6	38,7	1,9	66,0	1,6	148,0	1,4	14,5	63,7

Tableau 75 - Mesures des C.R.U des cultures successives sur cases lysimétriques de 1974 à 1978.

Il n'est pas possible de chiffrer exactement les amplitudes relatives de chacun de ces mécanismes ; ceci nécessite d'autres études. Dans tous les cas, le C.R.U des récoltes successives est très faible, puisque il ne dépasse jamais 10 % lors de la deuxième culture et 15 % avec les trois suivantes (Tableau 75).

Les coefficients réels d'utilisation augmentent avec la profondeur du sol et avec la dose d'apport ; le maximum (9,6 % du N apporté) est atteint pour l'apport le plus élevé sur la case de 1,50 m. En valeur absolue, les différences sont encore plus importantes, car pour la case 11 nous retrouvons 11,7 kg et pour la case 19, 19 kg soit près du double. Cette constatation est logique dans la mesure où, en négligeant les pertes hors du système sol-plante, il reste théoriquement dans le sol 65 kg dans la case 11 et 97 kg dans la case 19. Il est probable qu'une quantité plus importante d'azote est restée sous forme nitrique directement utilisable par le blé, et que les résidus de récolte plus importants interviennent aussi (CHICHESTER F.W. et SMITH S.J. 1978, GIGOU J. 1982, CHABALIER P.F. 1976).

Les C.R.U de la 3ème culture (maïs) sont de 2 % en moyenne. Il faut en chercher une explication dans la chute des rendements due à la sécheresse de cette année 1976. Ceci est particulièrement net dans la case 19, où ils sont même inférieurs à ceux de la case 6 de 1 m de profondeur seulement. C'est un phénomène bien connu dans les pays tropicaux, où l'apport important d'engrais favorise la levée et donc augmente les besoins en eau des plantes ; une sécheresse ultérieure prolongée est de ce fait beaucoup plus redoutable que pour les parcelles moins fertilisées et oblige bien souvent à resemer.

Par la suite, la participation du traceur aux autres récoltes décroît lentement. Nous pouvons penser qu'il a été incorporé dans des molécules organiques de plus en plus résistantes à la minéralisation.

Il semble que la cinétique pluriannuelle des C.R.U cumulés puisse être assimilée à celle d'une *décroissance exponentielle* (Figure 45) dont l'équation sera de la forme :

$$y = k (1 - \alpha e^{-\lambda t})$$

Dans cette équation "y" représente le C.R.U.

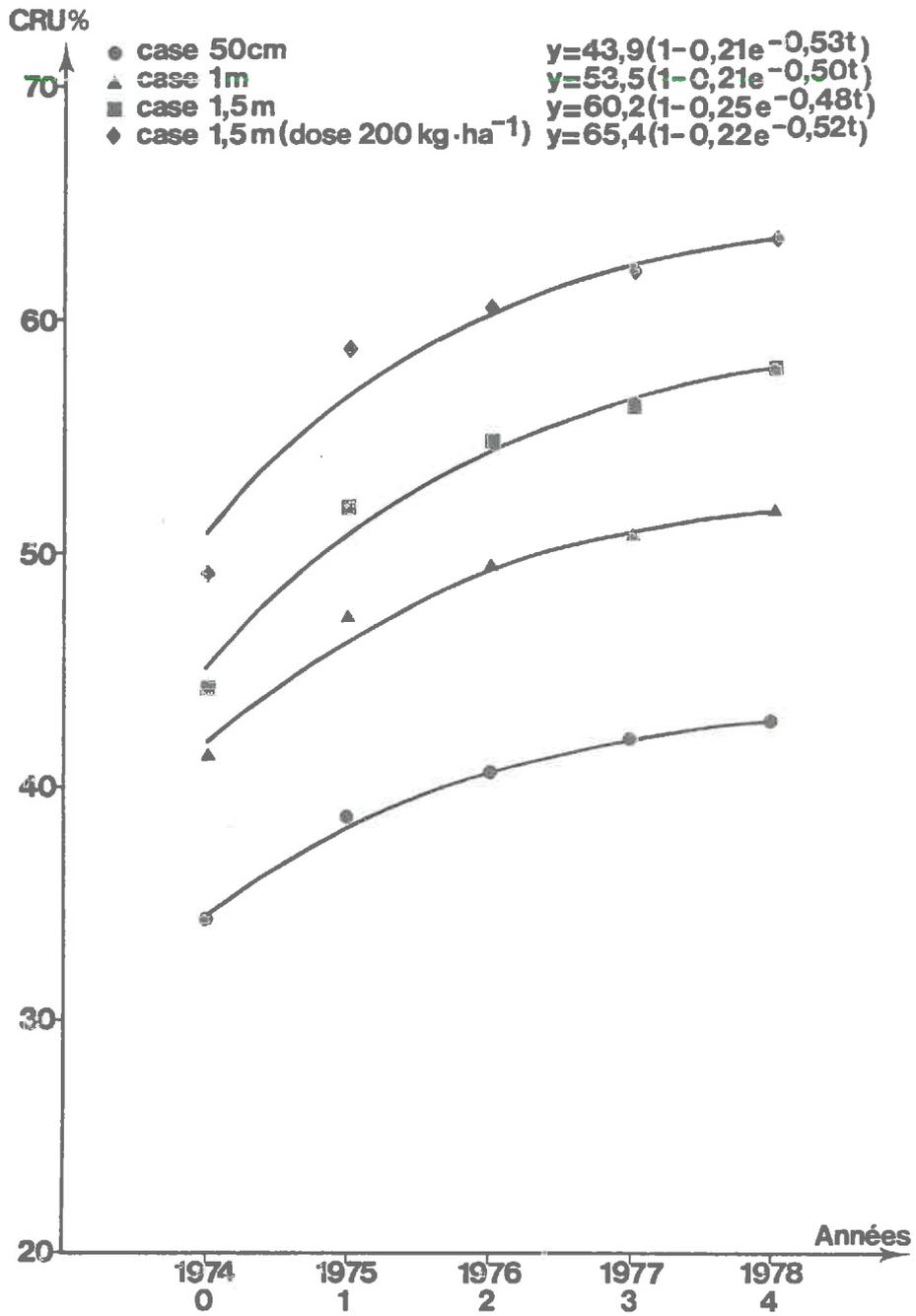


Figure 45 - Cinétique d'évolution des C.R.U. en cases lysimétriques

Le C.R.U cumulé tendra donc vers une limite k comme le laissent supposer les résultats du tableau 75. Cette limite est de 43,9 % pour la case 3 (50 cm) ; 53,5 % pour la case 6 (1 m) ; 60,2 % pour la case 11 (1,50 m) et 65,4 % pour la case 19 (1,50 m, dose 200 kg.ha⁻¹).

Les constantes cinétiques pour ce même sol ne sont pas différentes ; seul le C.R.U limite croît en fonction de la profondeur et de la dose. Il demeure toujours très éloigné de la valeur de 100 %.

Nous constatons aussi qu'après seulement quatre saisons culturales, le C.R.U cumulé atteint plus de 95 % de la valeur limite et il est donc d'un faible intérêt de poursuivre au delà. Ce modèle ne s'applique qu'au cas particulier étudié ici et nous n'avons pas pu prendre en considération d'autres données ; il serait intéressant d'étudier si des conditions différentes (sol, climat, culture, etc...) conduisent à des résultats semblables.

Lors de la première année de culture pour la case 19, l'apport supplémentaire de 50 kg d'engrais par rapport à la case 11 est apparemment utilisé à 100 %. Sur les 5 ans de cet essai, c'est au total 280 kg d'azote qui sont ainsi ajoutés et les exportations par les récoltes passent de 780 kg à 880 kg soit une augmentation de 100 kg seulement. L'analyse des percolats cumulés (tableau 64 page 216) montre une quantité supplémentaire lixiviée de 75 kg, soit 30 % de la quantité ajoutée.

Il semble donc que pour la dose 200 kg N.ha⁻¹, nous approchons du palier de la courbe de rendement en fonction des doses, seuil à partir duquel un apport supplémentaire d'engrais se répercute peu sur les rendements, mais peut entraîner, par contre, une lixiviation importante de l'azote de l'engrais et du sol.

VIII.2.3.2 - 2ème série d'expériences (1976-1978)

En 1976, nous avons utilisé deux cases de 1,50 m de profondeur conduites l'un en maïs continu (case 18), l'autre en maïs-blé (case 23). Nous apportons, immédiatement avant le semis et en une seule fois, une dose d'azote correspondant à 200 kg.ha^{-1} , sous forme de $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ avec un excès isotopique de 2,83 %. Les résultats sont rassemblés dans le tableau 76.

	Case 18			Case 23		
	1976	1977	1978	1976	1977	1978
	Maïs	Maïs	Maïs	Maïs	Blé	Maïs
Rendement q.ha^{-1}	48,8	106,3	123,2	41,8	70,0	145,7
QN kg.ha^{-1} plante entière	114,6	186,7	189,5	80,3	183,5	222,2
E % moyen	1,126	0,684	0,061	1,323	0,782	0,103
Q^{15}N g.ha^{-1}	129,1	127,7	11,6	106,2	143,5	22,9
C.R.U. %	22,6 Valeur A 306	22,3	2,0 CRU total 46,9	18,6 Valeur A 230	25,1	4,0 CRU total 47,7
Nd. ff %	40	24	2	47	28	4

Tableau 76 - Mesure des coefficients réels d'utilisation (C.R.U) de 1976 à 1978.

Quantités d'azote apportées : $201,85 \text{ kg.ha}^{-1}$
E % : 2,833.

Cette deuxième série d'essais est fort différente de la première : la sécheresse de 1976 a provoqué des rendements très faibles (Tableau 76). Le coefficient réel d'utilisation de l'engrais azoté est de l'ordre de 20 % seulement. Cette sécheresse, particulièrement prolongée, sévissant juste après l'application, n'a pas permis un entraînement en profondeur de l'engrais dans un milieu moins sec où les racines auraient pu s'alimenter : les pertes par lixiviation ont donc été nulles cette année là.

Un faible coefficient réel d'utilisation d'une part, des pertes nulles par lixiviation et une dénitrification probablement limitée par la faible pluviométrie d'autre part, doivent conduire à des *reliquats minéraux importants*, même si nous admettons une organisation importante par voie biologique dans l'horizon superficiel. Nous n'avons pas pu faire les analyses nécessaires car elles auraient entraîné une détérioration irrémédiable de la structure des sols des cases lysimétriques.

En 1977, en effet, les cultures de maïs et de blé ont *bénéficié de ce reliquat* d'une façon substantielle puisque le C.R.U est pratiquement égal à celui de l'année précédente pour le maïs (22,3 %), voire même supérieur pour le blé (25,1 %). Il est certain que la pluviométrie élevée de l'hiver et du printemps 1977 (438 mm contre 278 mm en moyenne), tout en provoquant un drainage important, n'a pas pu éliminer totalement du profil l'azote minéral marqué, dont l'organisation aurait été limitée par la non restitution des résidus de récoltes. Ceci est confirmé par la valeur élevée (de l'ordre de 25 %) du Ndff %, alors que dans le premier essai, la deuxième année, il était largement inférieur à 10 %. La valeur supérieure du C.R.U pour le blé peut s'expliquer par un semis plus précoce.

Par suite des conditions climatiques exceptionnellement favorables, les rendements en maïs, cultivé en 1978, sont excellents (123 et 145 q.ha⁻¹ de grains) ; malgré cela, la récupération du traceur tombe à 2 % quand les résidus de récolte n'étaient pas enfouis (case 18) et à 4 % quand ils l'étaient (case 23). Nous retrouvons des valeurs très proches de celles du premier essai 4. Si nous appliquons le même modèle mathématique (voir page 244) malgré l'insuffisance du nombre de données (3 seulement), nous arrivons à un C.R.U limite de 48 % qui est donc très inférieur aux valeurs précédentes. Nous en concluons que la valeur limite des C.R.U cumulés dépend étroitement du C.R.U de la première année de culture ; s'il est faible, il est totalement illusoire d'espérer retrouver ensuite dans les plantes, l'intégralité de l'engrais apporté.

VIII.3 - ESSAIS AU CHAMP

La meilleure et seule façon d'évaluer précisément les C.R.U consiste à opérer en plein champ. A l'étranger, depuis le premier essai de BARTHOLOMEW W.V. et al (1950) mesurant un C.R.U de 11 à 29 % sur de l'avoine, de nombreux autres ont été réalisés (CHO C.M. et al 1964, WESTERMAN R.L. et KURTZ L.T. 1973 et 1974, HERA C. 1979, HAUNOLD E. 1983) sans oublier ceux initiés par l'IAEA* (Technical reports series n° 108, 121, 157, 181). En France, rares sont les résultats publiés (CHABALIER P.F. et al 1975, REMY J.C. et HEBERT J. 1977, BONIFACE R. et al 1979, REMY J.C. et VIAUX Ph. 1980). Les raisons essentielles ne résident pas dans un *manque d'intérêt*, mais bien dans les *problèmes matériels* posés par de telles expériences. En plus des difficultés pratiques de réalisation des essais en plein champ, se pose en effet la contrainte du coût de l'isotope ajoutée au problème de l'analyse isotopique elle-même. Nous avons donc travaillé en collaboration avec l'INAPG (chaire de Science du Sol) ainsi que l'ITB et la GESA**.

VIII.3.1 - Essais de TROGNY (champ d'essai GESA)

Une expérience a été commencée à TROGNY (Loiret), en Beauce à 15 km au Nord Ouest d'Orléans. Il s'agit d'un essai de longue durée implanté en 1965 par le Groupement de Vulgarisation Agricole de Sougy (Loiret) et la GESA*, pour étudier l'influence de différentes fumures N, P et K sur les rendements. Depuis 1979, nous avons installé des placettes de 4 à 9 m² sur lesquelles nous apportons l'engrais marqué sous forme nitrique à différentes doses. En particulier, nous disposons d'une dose zéro obtenue en épandant une très petite quantité d'engrais (moins de 5 kg.ha⁻¹) fortement enrichie en ¹⁵N.

*IAEA = International Atomic Energy Agency.

**INA PG : Institut National Agronomique Paris Grignon

ITB : Institut technique de la Betterave

GESA : Générale des Engrais Société Anonyme

		N départ QN (kg;ha ⁻¹) E %	N exp kg ha ⁻¹	E Z moyen	Q ¹⁵ N kg ha ⁻¹	C.R.U. %	CAU %	Valeur A kg ha ⁻¹	Nd ff %	N en provenance du sol kg.ha ⁻¹
Betterave 1979	No	4,70 9,98	174	0,107	0,186	39,7	-	434	1	172
	N ₉₀	95,70 0,500	198	0,149	0,295	61,7	106	225	30	138
	N ₁₄₀	144,2 0,518	330	0,181	0,597	79,9	113	268	35	215
	N ₁₉₀	192,7 0,505	310	0,248	0,769	79,0	109	200	49	158
Blé 79 - 80	No 1e apport	2,41 10,07	44,6	0,175	0,078	32,1	-	159	2	44
	No 2e apport	3,26 10,07	74	0,250	0,185	56,4	-	127	2	72
	N ₁₁₀ 1e apport	52,7 0,460	135	0,091	0,123	50,7	70	211	20	109
	N ₁₁₀ 2e apport	61,3 0,533	136	0,155	0,211	64,5	70	149	29	96
Maïs 1981	No	1,68 30,83	132	0,278	0,367	70,8	-	185	1	131
	N ₁₁₀	111,7 0,464	192	0,158	0,303	58,6	54	216	34	127
	N ₁₄₀	142,1 0,464	212	0,231	0,490	74,3	57	143	50	106
	N ₁₇₀	172,6 0,464	257	0,218	0,560	69,9	73	195	47	136
Blé 81 - 82	No	1,25 82,84	53	0,462	0,245	23,7	-	223	1	53
	N ₁₈₀ 1e apport	71,3 1,453	172	0,423	0,728	70,3	58	174	29	122
	N ₁₈₀ 2e apport	112 1,457	144	0,849	1,223	75,3	58	79	58	60
	N ₂₃₀ 3e apport	50,3 2,949	182	0,536	0,976	65,8	63	226	18	149

Tableau 77 - CRU de l'essai de TROGNY (1979-1982).

En 1979, la première culture a été une betterave sucrière ; ensuite se sont succédés un blé d'hiver, un maïs et à nouveau un blé d'hiver. Les résultats sont donnés dans le tableau 77. En 1983 nous avons cultivé du colza et en 1984 du blé.

Les coefficients réels d'utilisation (C.R.U) varient de 24 % (valeur faible obtenue avec la dose "0" sur le blé cultivé en 1982) à 80 % (valeur exceptionnelle obtenue avec la dose 140 sur betterave en 1979) ; la moyenne se situe entre 50 % et 70 %.

Les coefficients apparents d'utilisation de l'engrais azoté (C.A.U) sont beaucoup plus dispersés. Ils dépassent 100 % dans l'essai betterave de 1979 qui a conduit à une récolte exceptionnelle de 15,5 t.ha⁻¹ pour les racines et 10,0 t.ha⁻¹ pour les verts (matière sèche). Il apparaît cependant de nombreux cas où les C.A.U sont inférieurs aux C.R.U.

On ne peut pas dans ces essais relier les C.R.U aux doses d'engrais apportées ; nous n'avons pas assez de valeurs. Il semblerait cependant qu'aux très fortes doses le C.R.U ait tendance à diminuer, comme l'ont constaté BROADBENT F.E. et CARLTON A.B. (1978) en apportant des quantités d'engrais anormalement élevées (360 kg N.ha⁻¹). A partir d'un certain seuil, la plante ne pourrait plus assimiler les engrais proportionnellement aux ajouts. Nous retrouvons là ce qu'on a parfois appelé la loi des excédents moins que proportionnels qui conduit à la formule de MITSCHERLICH.

Nos résultats concordent avec ceux de REMY J.C. et VIAUX P. (1983) qui, dans une gamme d'apports d'engrais conforme à la pratique agronomique actuelle, ne trouvent pas de variation du C.R.U en fonction de la dose. Pour le blé où les apports ont été fractionnés, le deuxième apport (à la montaison) est mieux utilisé que le premier (au tallage). Ceci est également observé par d'autres chercheurs aussi bien sous climat tempéré (HERA C. 1977 ; REMY J.C. et VIAUX Ph. 1980; BORDES J.P. 1983 RECOUS-PEUCH LESTRADE S. 1983,) que sous climat tropical (PICHOT J. 1984).

Le Ndff %, comme dans les essais en pots ou en cases lysimétriques, augmente avec la dose d'engrais ajoutée : il varie de 30 à 50 %. Ceci signifie que plus de la moitié de l'azote de la plante provient du sol et donne une indication sur la fertilité élevée de ces sols. Il faut remarquer également que lors des apports fractionnés, le Ndff % représente le pourcentage de l'apport marqué par rapport à l'azote issu du sol et de l'engrais non marqué. Il perd alors beaucoup de sa signification.

VIII.3.2 - Essais sur betterave sucrière

La fumure azotée optimale de la betterave sucrière est mal connue, car un excès d'azote n'a pas d'influence négative sur les rendements en termes de quantités, par contre cet excès entraîne toujours une baisse non seulement de la qualité mais encore de la quantité de sucre extractible ; d'autre part un supplément de fumure azotée induit une production plus élevée de feuilles et de collets sans que le tonnage de racines augmente dans le même rapport. Ce n'est que depuis une quinzaine d'années que des essais ont été entrepris pour démontrer *l'influence négative des doses excessives*. Ceux conduits par l'ITB ont montré des variations considérables des fumures azotées optimales allant de 36 kg N.ha⁻¹ à 118 kg N.ha⁻¹ suivant les années ; ces doses sont largement inférieures à celles couramment appliquées qui sont de l'ordre de 160-180 kg N.ha⁻¹. Les techniques actuelles de prévision de fumure reposent sur un bilan où l'engrais est supposé être utilisé à 100 %. Il en résulte que la connaissance du C.R.U est une nécessité pour établir des bilans réels.

Les quelques valeurs relevées dans la littérature sont très variables : de 2 % à 20 % pour BROESHART H. (1983), plus de 50 % pour HAUNOLD E. (1983) qui estime les pertes à 30 % environ. Depuis 1978, nous avons entrepris des essais au champ et nos résultats sont réunis dans le tableau /8.

Afin de déterminer les C.R.U sur betterave sucrière une série d'essais de fumure azotée a été mise en place, depuis 1978, dans plusieurs régions betteravières françaises. L'engrais marqué est apporté, avec un excès de l'ordre de 1 %, sur des placettes de 9 m² intégrées dans un dispositif plus important permettant d'obtenir les autres composantes du rendement.

Les C.R.U varient de 25 à 80 %. Dans la plupart des cas, ils sont inférieurs aux C.A.U qui parfois dépassent même les 100 %. Si l'on excepte les doses "0" la moyenne des C.R.U ressort à 62 % légèrement supérieure à celle de HAUNOLD E. (1978,1983). Elle paraît aussi plus élevée que celle mesurée sur blé principalement en cases lysimétriques.

Essais	Dose N apportée kg.ha ⁻¹	QN Exportée kg.ha ⁻¹	QN Exportée venant du sol ₁ kg.ha ⁻¹	Coef. réel avec ¹⁵ N	Coef. apparent avec témoin sans azote	Ndff %
CHARNY (S. et M.) 1978	173	279	167	64,5	82,1	40
SAMMERON (S. et M.) 1979	180	228	119	60,8	68,4	48
SOUGY (Loiret) 1979	96	198	139	61,7	105,7	30
	144	330	215	79,9	113,0	32
	192	310	150	79,1	108,8	49
TOURY (E. et L.) 1980	82	187	140	56,8	83,2	25
	127	206	140	52,2	69,2	32
	165	238	140	59,3	72,7	41
BROUSSY LE G. (Marne) 1980	118	202	141	52,4	69,0	31
BARENTON CEL (Aisne) 1980	119	200	122	66,0	97,8	40
MARSAINVILLIERS (Loiret) 1980	120	214	132	68,7	78,7	40
AULNAY LA R. (Loiret) 1980	128	193	99	73,8	84,1	49
TART LE BAS (Côte d'Or) 1981	0,95	191	191	25	-	-
	128 urée	289	254	28	76	12
	124 NH ₄ ⁺	235	203	26	35	14
	121 NO ₃ ⁻	285	205	66	78	28
	125 1/3 NH ₄ ⁺ 2/3 NO ₃ ⁻	292	233	47	81	20
ST MARTIN DE BOSENAY (Aube) (terre blanche) 1981	0,95	176	176	46	-	-
	101	228	162	66	70	29
	151	297	187	72	88	37
	201	327	192	67	73	41
ANDREZEL (S. et M.) 1982	0,97	162	162	50	-	0,3
	61	166	132	56	46	20
	122	244	168	62	79	31
	183	309	181	70	73	41
TOURY (E. et L.) 1982	2,4	227	227	60	-	0,7
	142	351	243	76	75	31
	193	371	230	73	60	38

Tableau 78 - Coefficients d'utilisation de la fumure azotée

Dans la méthode du bilan prévisionnel de fumure la valeur de la quantité d'azote fournie par le sol est estimée à 130 kg unités environ. La moyenne de ces essais ($166 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, tableau 78) est supérieure à la dose d'engrais apportée dont une partie seulement reste sous forme organique dans le sol. Pour maintenir l'équilibre azoté des sols, il importe donc de *restituer les verts* qui contiennent environ 60 % de l'azote total de la plante entière. Les premiers résultats avec ^{15}N (qui demandent confirmation) semblent montrer une fourniture d'azote, en provenance des verts, à peu près identique à celle issue de la matière organique plus ancienne du sol.

Ces résultats sont difficilement comparables entre eux dans la mesure où ils sont obtenus en des dates et lieux différents avec des doses variables d'engrais. Par contre, si les doses d'engrais apportées sont les mêmes, il est possible de comparer entre eux les Ndff % (ce critère est indépendant des rendements) car leur valeur croît toujours avec la quantité épandue.

Pour une addition d'environ $120 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, ils sont de 40 % à Barenton et Marsainvilliers et de 31 % à Broussy-le-Grand. A Tart le Bas, ils sont de l'ordre de 10 % seulement pour un apport d'urée et de sulfate d'ammonium et de 30 % avec l'engrais nitrique ; la fertilisation mixte (nitrique-ammoniacale) donne une valeur intermédiaire de 20 %. Dans ce dernier essai, les C.R.U de l'urée et du sulfate d'ammonium (de l'ordre de 25 %) sont faibles et du même ordre que ceux trouvés par BROESHART H. (1983) sur 47 sites expérimentaux ; le C.R.U des nitrates (66 %) est dans la moyenne des autres déterminations.

Les racines des betteraves sont susceptibles d'absorber l'azote jusqu'à des profondeurs supérieures à 120 cm (BROESHART H. 1983 a) et, bien que les mesures n'aient pas été faites, nous estimons à une dizaine de pourcent la quantité du traceur susceptible d'être incorporée dans les radicules et restituée sous forme organique dans le sol. Il semble donc que les *problèmes de pollution* par les engrais azotés, en ce qui concerne la betterave sucrière, soient *minimes* l'année de sa culture tout au moins.

VIII.4 - VARIATION DU COEFFICIENT REEL D'UTILISATION DES ENGRAIS DANS LE TEMPS AU COURS D'UNE CULTURE

Dans de nombreux essais, quand cela a été possible, nous avons noté comme bien d'autres d'ailleurs (CHABALIER P.F. et al 1975, REMY J.C. et VIAUX Ph. 1980) que le C.R.U passait par un maximum en cours de végétation. STREBEL O. et al (1980), BORDES J.P. (1983) et LHOTELLIER H. et SEGARD E. (1983), dans des essais au champ sur blé, ne signalent pas de baisse significative des C.R.U (grain + paille).

Dans un essai sur blé à Versailles, nous mesurons un C.R.U de 45 % à la montaison et de 30 % seulement à la récolte. De même dans l'essai sur betterave mis en place à TART-LE-BAS en 1981, nous avons à la récolte en octobre un C.R.U de 41 % (moyenne des 4 formes d'engrais : urée, NO_3^- , NH_4^+ et $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$, tableau 79) alors qu'en cours de végétation au mois d'août il était de 57 %. Le résultat est semblable pour les 4 formes d'engrais malgré des C.R.U très différents (Tableau 78).

		Matière sèche t.ha ⁻¹	N ‰	N kg.ha ⁻¹	Ndff %	CRU %	N issu de l'engrais kg.ha ⁻¹	N issu du sol kg.ha ⁻¹
RECOLTE 6 Août	Racines	7,41	9,76	72,3	30,3	17,6	21,9	50,4
	Verts	6,35	25,18	159,9	30,5	39,2	48,8	111,1
	Total	13,76	-	232,2	-	56,8	70,7	161,5
RECOLTE 20 Octobre	Racines	14,99	8,31	124,6	21,5	21,5	26,8	97,8
	Verts	6,66	22,65	150,8	16,3	19,7	24,6	126,2
	Total	21,65	-	275,4	-	41,2	56,4	224,0

Tableau 79 - Résultats moyens sur les prélèvements en cours de culture.

(ESSAI de TART LE BAS en 1981).

Cette diminution est imputable aux verts, car le C.R.U dans les parties aériennes tombe de 40 à 20 %, alors que la quantité totale d'azote reste à peu près constante. Il semblerait qu'il y ait un *transfert de l'azote stocké dans les feuilles vers les racines*, insuffisant cependant pour compenser la totalité du déficit en azote 15. De même, à cause des précautions prises pour ramasser la totalité du feuillage, les chutes de feuilles paraissent insuffisantes pour combler le déficit ; cependant, il se produit toujours, en fin de végétation, une destruction plus ou moins importante des feuilles externes qui retournent au sol. Dans un essai en vases de végétation sur le sol de Cadarache, avec une culture de ray-grass, nous avons examiné cette variation du C.R.U. durant la période végétative.

Après un apport de $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ (147 ppm N ; E % : 32,00), un pot est récolté à différentes dates et l'azote des parties aériennes est analysé ; les résultats sont donnés dans le tableau 80.

L'azote nitrique est très rapidement absorbé puisque, après 2 semaines, le C.R.U est de 64 % et il atteint son maximum (73 %) après 3 semaines seulement. Ce n'est qu'à partir du 46ème jour que la baisse devient sensible. Au début de la croissance du ray-grass, nous observons une *accumulation d'azote nitrique*, d'excès isotopique très voisin de celui de l'engrais, (jusqu'à 25 %) et qui décroît rapidement à partir du moment où l'azote nitrique disparaît aussi dans le sol (après 3 semaines de culture environ). Parallèlement, il n'y a aucune accumulation d'ammonium ; l'azote 15 se retrouve principalement dans la fraction non directement hydrolysable correspondant aux protéines.

Alors que la quantité de matière sèche récoltée augmente constamment, la quantité totale d'azote atteint pratiquement son maximum après 2 semaines et reste à peu près constante jusqu'au 38ème jour avant de baisser à nouveau. Il semblerait que cette diminution s'accompagne aussi d'une baisse du Ndff % qui était resté aux alentours de 15 %.

Temps en jours	Poids sec en g	QN mg	N ‰	E ‰	Q ¹⁵ N mg	C.R.U.	Valeur A (ppm)	Nd ff %
6	0,43	25,4	6,0	14,31	3,6	7,8	182	45
7	0,62	33,8	5,5	14,13	4,8	10,2	186	44
10	0,86	56,9	6,7	20,08	11,4	24,3	87	63
12	1,78	76,5	4,31	21,87	16,7	35,7	68	68
13	1,82	106,8	5,9	22,93	24,5	52,2	58	72
14	2,17	127,6	5,9	23,57	30,1	64,1	53	74
17	2,66	132,4	5,0	24,27	32,1	68,5	47	76
19	3,52	131,1	3,7	24,56	32,2	68,7	45	77
20	3,57	130,5	3,7	24,42	31,9	68,0	46	76
21	4,63	140,7	3,0	24,32	34,2	73,0	46	76
24	5,47	138,1	2,5	23,30	32,2	68,7	55	73
26	5,54	129,4	2,3	24,43	31,6	67,4	46	76
28	6,13	135,3	2,2	24,60	33,3	70,9	44	77
31	7,09	131,2	1,9	23,86	31,3	66,8	50	75
34	7,98	130,8	1,6	22,42	29,3	62,5	63	70
38	7,28	126,5	1,7	24,36	30,8	65,7	46	76
46	8,64	104,8	1,2	22,76	23,8	50,8	60	71
53	9,50	102,0	1,1	21,39	21,8	46,5	73	67
74	10,55	96,6	0,9	21,19	20,5	43,6	75	66

Tableau 80 - Bilan azote dans les parties aériennes de la culture de ray-grass.

Diverses hypothèses peuvent être formulées pour expliquer ces résultats :

- *pertes par voies mécaniques* (chute de feuilles) : cette hypothèse vraisemblable dans l'essai au champ est à exclure pour l'essai en pots où la totalité des parties aériennes est récoltée,

- *lessivage de composés azotés des feuilles sénescentes* : ce ne peut pas être le cas dans l'essai en pots,

- *pertes par voie gazeuse* : elles sont difficiles à mettre en évidence et paraissent peu crédibles,

- *migration de composés azotés vers les racines* : c'est l'hypothèse la plus probable que nous contrôlons en mesurant, pour chaque pot récolté, la quantité totale d'azote des racines ainsi que celle du sol (Tableaux 81 et 82).

Durant toute la période de culture, nous observons une augmentation régulière de la quantité d'azote et de traceur dans les racines. Même après la disparition totale des nitrates du sol (soit 21 jours), le C.R.U dans les racines passe de 15 % à 34 % et durant cette même période le C.R.U des parties aériennes chute de 73 % à 43 %. Ceci se traduit par une baisse du rapport de ces coefficients, qui atteint un maximum de 10 au moment de l'absorption des nitrates, pour tomber à un peu plus de 1 en fin de végétation. Le N_{dff} % des racines reste à peu près constant durant toute la culture, mais est toujours plus faible que celui des parties aériennes. Par comparaison, nous avons des résultats inverses sur la betterave sucrière. Sur blé, BORDES J.P. (1981) relève également un excès isotopique plus faible dans les racines.

Cette hypothèse n'explique pas entièrement la décroissance de la quantité d'azote ^{15}N dans les parties aériennes car l'augmentation de la quantité de ^{15}N dans les racines (Figure 46) ne la compense que partiellement. La quantité totale de ^{15}N dans la masse végétale diminue ; cette baisse est cependant de moindre importance.

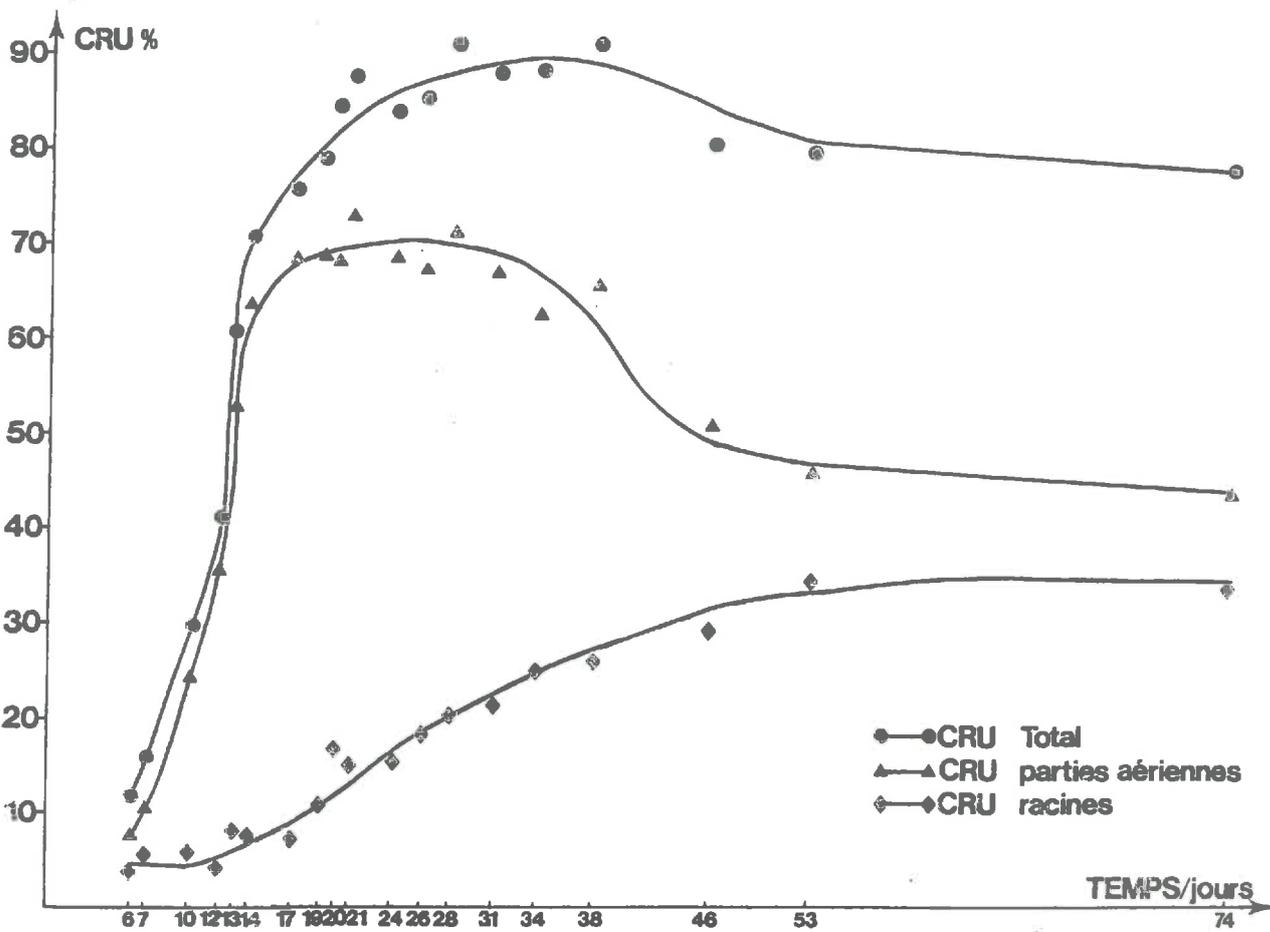


Figure 46 - Variation des coefficients réels d'utilisation en cours du temps.

Temps en jours	QN mg	E %	Q ¹⁵ N mg	C.R.U. %	Rapport CUPA/CUR	NdffZ
6	21,9	8,43	1,85	3,9	2	26
7	26,4	9,84	2,60	5,5	1,9	31
10	22,9	10,63	2,43	5,2	4,7	33
12	18,4	11,34	2,09	4,4	8,1	35
13	30,3	12,20	3,70	7,9	6,6	38
14	25,1	12,75	3,20	6,8	9,4	40
17	23,0	14,31	3,28	7,0	9,8	45
19	33,0	15,81	5,21	11,1	6,2	50
20	54,1	14,47	7,82	16,7	4,0	45
21	70,8	9,79	6,93	14,8	4,9	31
24	47,7	15,18	7,24	15,4	4,5	47
26	53,6	15,56	8,33	17,8	3,8	49
28	58,1	16,72	9,71	20,7	3,4	52
31	69,2	14,28	9,88	21,1	3,2	45
34	78,3	15,08	11,81	25,2	2,5	47
38	81,6	14,78	12,05	25,7	2,6	46
46	83,5	16,36	13,65	29,1	1,7	51
53	123,6	12,98	16,04	34,2	1,4	41
74	106,4	14,93	15,87	33,9	1,3	47

Tableau 81 - Bilan azote dans les racines du ray-grass.

Pour compléter ce bilan nous dosons l'azote organique dans le sol (Tableau 82).

Temps en jours	QN org du sol	E %	Q ¹⁵ N du sol (mg)	% ¹⁵ N départ	Total ¹⁵ N PA + RAC + Sol (mg)	% ¹⁵ N départ Total : parties aériennes + Racines + Sol
6	845	0,094	0,8	1,7	6,25	12,5
7	825	0,095	0,8	1,7	8,2	16,5
10	885	0,096	0,8	1,7	14,6	30,3
12	930	0,116	1,1	2,3	19,9	42,4
13	935	0,183	1,7	3,6	29,9	63,7
14	925	0,213	2	4,3	35,3	75,2
17	910	0,287	2,6	5,5	38	81,0
19	895	0,262	2,3	4,9	39,7	84,7
20	895	0,280	2,5	5,3	42,2	90,0
21	865	0,276	2,4	5,1	43,5	92,9
24	905	0,269	2,5	5,3	41,9	89,4
26	830	0,243	2,0	4,3	41,9	89,5
28	985	0,368	3,6	7,7	46,6	99,3
31	935	0,396	3,7	7,9	44,9	95,8
34	810	0,347	2,8	6,0	43,9	93,7
38	810	0,370	3,0	6,4	45,8	97,8
46	855	0,465	4,0	8,5	41,4	88,4
53	820	0,432	3,5	7,4	41,3	88,1
74	820	0,471	3,9	8,3	40,3	85,8

Tableau 82 - Azote organique dans le sol et bilan général.

Quatorze jours après le semis, il ne reste sous forme nitrique que 10 % du traceur apporté et les nitrates disparaissent totalement du sol après 19 jours. La quantité d'azote 15 organisée croît lentement et se stabilise à 8 % environ de celle ajoutée. Elle doit provenir pour parties à peu près égales de *l'azote de la biomasse microbienne* dans les premiers jours et de *débris racinaires* ensuite. Le bilan total (Tableau 82) fait apparaître, en fin de végétation, un déficit supplémentaire d'une dizaine de pourcent qui peut être dû à l'augmentation de l'intensité de la dénitrification favorisée par les racines (WOLDENDORP J.W. 1963, BRAR S.S. 1972, BAILEY L.D. 1976).

La décroissance du C.R.U dans les parties aériennes provient donc principalement d'une *migration des composés azotés vers les racines puis hors des racines* au cours de la culture. Ceci pourrait expliquer à la récolte, la faible utilisation du premier apport d'engrais, qui justifie la diminution préconisée d'apport d'azote au tallage du blé (VIAUX P. 1980).

Les résultats, obtenus en pratiquant des coupes successives sur les graminées, pourraient conduire à modifier ce conseil et à revenir à un épandage plus important. Actuellement, rien ne permet de penser que cet azote, absorbé en début de végétation, migrant ensuite dans les racines et quittant le végétal, n'est pas absolument indispensable à l'obtention de rendements élevés.

VIII.5 - OPTIMISATION DU COEFFICIENT REEL D'UTILISATION

Les C.R.U mesurés, aussi bien lors de nos propres essais que dans ceux décrits dans la littérature sont très variables car de nombreux facteurs interviennent. Souvent l'objectif des agriculteurs est d'obtenir la valeur la plus élevée possible ; nous avons tenté d'y parvenir dans l'essai en chambre de culture décrit page 131.

Rappelons que dans les racines nous avons trouvé 9 % de la quantité d'azote 15 ajoutée. Pour l'azote des parties aériennes, les résultats sont donnés dans les tableaux 83 (sol Cadarache) et 84 (sol Archette).

	Poids sec (g)	N %	E %	QN (mg)	Q ¹⁵ N (mg)	Ndff %	
PANICULE	5,48	1,759	25,54	96,4	24,62	76	
RAFLE	17,96	0,522	25,60	94	24,06	76	
EPI	81,45	1,681	28,48	1369	390	85	
SPATHE	13,02	0,265	26,77	34,5	9,24	80	
FEUILLES	Feuilles haut	17,80	0,602	23,40	107	25,03	70
	Feuilles milieu	19,22	0,345	24,26	66,3	16,08	72
	Feuilles bas	16,08	0,469	22,08	75,4	16,64	66
TIGE	Tige haut	5,70	0,350	25,59	20	5,12	76
	Tige milieu	19,55	0,247	26,75	48	12,84	80
	Tige bas	59,50	0,106	19,99	63	12,59	60
TOTAL	256	N% moyen 0,77	E% moyen 27,2	1974	536		

Tableau 83 - Bilan AZOTE "parties aériennes" du maïs (sol Cadarache).

	Poids sec (g)	N %	E %	QN (mg)	Q ¹⁵ N (mg)	Ndff %	
PANICULE	8,58	1,830	9,80	157	15,37	29	
RAFLES	Rafle haut	18,35	1,296	18,33	238	43,63	55
	Rafle bas	7,47	1,296	17,57	96,8	17,01	52
EPIS	Epi haut	53,86	2,049	20,33	1104	224,4	61
	Epi bas	14,75	2,027	19,40	299	58,0	58
SPATHES	Spathes haut	16,18	0,688	15,57	111	17,28	46
	Spathes bas	18,38	0,474	17,70	87,1	15,42	53
FEUILLES	Feuilles haut	19,84	1,906	10,87	378	41,09	32
	Feuilles milieu	17,42	0,931	10,82	162	17,53	32
	Feuilles bas	8,79	0,541	9,74	47,5	4,63	29
TIGES	Tiges haut	23,98	0,927	16,15	222	35,85	48
	Tiges milieu	38,70	0,929	17,07	359	61,28	51
	Tiges bas	64,77	0,338	12,63	219	27,66	38
TOTAL	311	N% moyen 1,12	E% moyen 16,6	3480	579		

Tableau 84 - Bilan AZOTE "parties aériennes" du maïs (Sol Archette).

Les rendements en matière sèche des deux sols sont peu différents mais le pourcentage moyen d'azote varie d'un facteur voisin de 2, les exportations d'azote par la récolte sont dans le même rapport. Suivant les organes de la plante analysés, le pourcentage d'azote par rapport à la matière sèche varie fortement : c'est dans les épis qu'il est le plus élevé ; il en est de même de l'excès isotopique, donc du $Ndff \%$. Pour le sol Cadarache, qui fournit relativement peu d'azote, les valeurs du $Ndff \%$ sont très élevées et varient proportionnellement moins que pour le sol Archette dont les $Ndff \%$ s'échelonnent entre 29 % et 61 %. Ce fait pose le problème de l'échantillonnage lors des analyses de plantes.

La plus grande partie de l'azote total et de l'azote 15 se trouve concentrée dans les grains ; c'est plus évident pour le sol Cadarache (C.R.U : 54 %) que pour le sol Archette (C.R.U : 39 %). Le C.R.U pour l'ensemble des parties aériennes du maïs est de 74 % pour le sol de Cadarache, et de 80 % pour le sol Archette, soit avec l'azote 15 des racines, une *récupération quasi intégrale par la plante de l'azote 15 apporté par l'engrais sous forme nitrique.*

Plusieurs conséquences découlent de ces résultats. Il est possible de limiter les *pertes d'azote engrais hors du système sol-plante à des valeurs négligeables*, en améliorant les C.R.U par les plantes. Les valeurs élevées parfois trouvées dans la littérature, peuvent être réelles si les conditions optimales pour la culture sont réunies.

Un autre essai en chambre de culture est conduit exactement dans les mêmes conditions. Nous avons, en cours de végétation, effectué deux stress hydriques : le C.R.U a été seulement de 60 % malgré le fractionnement des apports. Dans la réalité agronomique, de tels accidents difficilement évitables suffisent pour provoquer les variations des C.R.U déjà signalées et justifier la conduite d'essais pluriannuels. Il semble cependant que des apports multiples, assurés en liaison avec les conditions climatiques, soient susceptibles de conduire à d'excellents rendements puisqu'en Angleterre, sur champ de blé, un engrais azoté administré en 10 fois a conduit à un rendement de $122,5 \text{ q. ha}^{-1}$ (CLAUZIER A. 1984).

Le point le plus important concerne le bilan azote dans le sol. Pour le sol Archette, l'organisation a été de 6 % de la quantité ajoutée soit, 130 mg d'azote (Tableau 40 page 135). Le prélèvement d'azote du sol par la culture a été de 1750 mg (Tableau 84), soit un déficit de 1620 mg d'azote représentant 3 % de la quantité totale d'azote du sol. Dans la pratique agricole courante, les cannes de maïs sont restituées au champ ; il n'en demeure pas moins qu'une politique à long terme, tendant à *amener les C.R.U à des valeurs proches de 100 % ne paraît pas souhaitable*, dans la mesure où elle entraînerait un déséquilibre du cycle interne de l'azote dans le sol, au détriment de la matière organique.

CONCLUSION

Les essais en présence d'azote 15 permettent de connaître la valeur du *coefficient réel d'utilisation* (C.R.U) des engrais azotés par les cultures. La variabilité des résultats montre que ces coefficients dépendent de nombreux facteurs qu'il est souvent impossible de contrôler. Pour plus de cohérence, la détermination de ce coefficient doit porter sur plusieurs cycles culturaux, afin d'atténuer l'importance dans un sens ou dans l'autre, d'une année dite exceptionnelle.

Le C.R.U mesuré la première année influencera grandement la valeur cumulée sur plusieurs récoltes qui représentera l'*efficacité réelle* de l'engrais apporté. L'emploi des isotopes donne accès à des paramètres tels que le $Ndff\%$ (que l'on peut traduire par le % de l'azote de la plante, issu de l'engrais) particulièrement important car, indépendant des rendements, il permet bien souvent d'établir des comparaisons entre différents essais n'ayant pas beaucoup de lien entre eux.

Dans la majorité des cas, nous avons trouvé un C.R.U de l'ordre de 50 %, avec une valeur du $Ndff\%$ du même ordre. Ces valeurs, associées à celles concernant les pertes et l'organisation, permettent de schématiser l'intervention des apports d'engrais dans le cycle de l'azote (Figure 47).

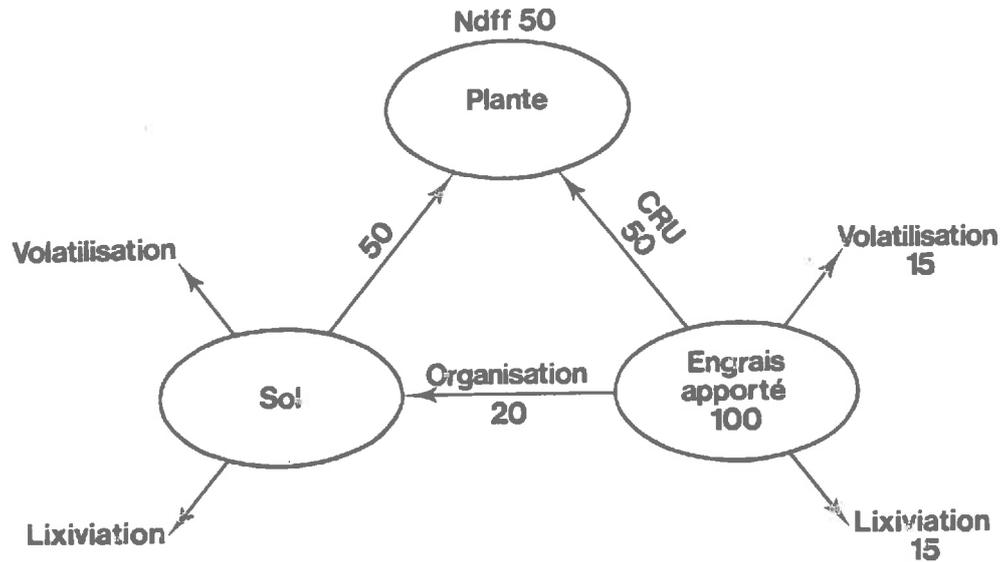


Figure 47 - Schéma du devenir d'un engrais azoté.

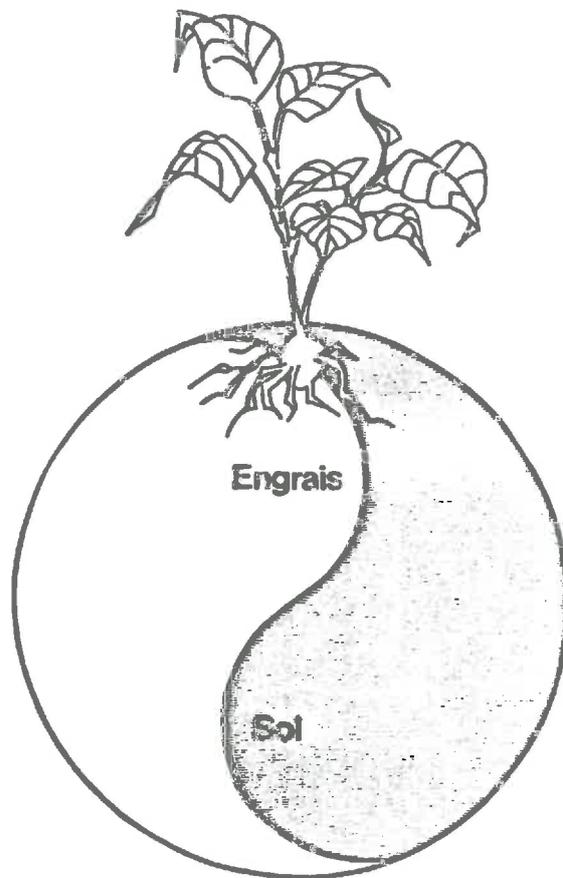
Il en résulte que s'il n'y a pas de restitution d'azote sous forme de matière organique, l'apport d'engrais et le prélèvement de la récolte se traduisent par une baisse de l'azote du stock organique de $50 - 20 = 30$ % de la quantité d'engrais ajoutée. A cette diminution, s'ajoutent encore les pertes par lixiviation et volatilisation.

Dans certaines conditions, il est possible d'obtenir des coefficients réels d'utilisation proches de 100 %, c'est-à-dire que tout l'azote ajouté est exporté par la récolte. Les Ndff % étant de l'ordre de 50 %, la plante va donc exporter une quantité d'azote originaire du sol égale à celle apportée par l'engrais. Cette utilisation optimale de l'engrais, idéale à court terme, serait grandement préjudiciable à l'action entreprise : améliorer les rendements actuels sans hypothéquer l'avenir, c'est-à-dire sans compromettre le stock d'azote organique du sol.

Ainsi le but à atteindre n'est pas d'augmenter à n'importe quel prix les C.R.U, mais plutôt d'agir sur les trois autres points qui sont essentiellement conditionnés par la vie microbienne du sol : Il importe de favoriser l'organisation au détriment de la volatilisation, et surtout de la lixiviation. Seule cette approche peut rendre possible l'équilibre de l'azote organique des sols cultivés car les pratiques culturales actuelles ne le permettent pas (FARDEAU J.C. 1984).

CHAPITRE IX

AZOTE UTILISABLE EN PROVENANCE DU SOL :
VALEUR A





Dans une plante, la détermination de la quantité d'azote provenant d'un engrais est accessible par l'emploi des éléments marqués ; la quantité d'azote provenant du sol est alors calculée par différence. Lors de nos précédents essais, nous avons mesuré un N_{dff} % d'environ 50 % et nous estimons, en première approximation, qu'il y a dans les récoltes à peu près autant d'azote issu de l'une ou l'autre source.

Nous savons que l'azote dans le sol se présente sous diverses formes pouvant évoluer de façon très différente et en l'état actuel de nos connaissances, *il est difficile, voire même impossible, de caractériser et de quantifier la fraction disponible pour la culture.* Ces informations constituent pourtant une des données essentielles pour ajuster la fertilisation azotée à son niveau optimum en fonction des rendements escomptés et de nombreux chercheurs ont étudié ce sujet (FRIED M. et DEAN D.A. 1952, HARMSSEN G.W. et VAN SCHREVEN D.A. 1955, BREMNER J.M. 1965 d, JENKINSON D.S. 1968, STANFORD G. et SMITH S.J. 1972, DAHNKE W.C. et WASEY E.H. 1973, MARY B. et REMY J.C. 1979, STANFORD G. 1982, JUMAN G. et PAUL E.A. 1984).

Parmi toutes les techniques proposées, une des plus pratiquées pour tenter de déterminer cette fraction azotée disponible est celle de la valeur A définie dès 1952 par FRIED M. et DEAN D.A. Une des raisons principales de son utilisation est la simplicité de la détermination lorsque les traceurs sont employés. Il nous est donc possible d'en apprécier la validité à l'aide de nos résultats exposés dans les chapitres précédents.

IX.1 - DEFINITION

FRIED et DEAN font l'hypothèse suivante : *lorsque deux sources d'un même élément sont présentes dans le sol, la plante absorbera cet élément proportionnellement à chacune des quantités disponibles de ces deux sources.* Si l'une d'elles est l'azote provenant de la minéralisation de la matière organique du sol (dite azote du sol) et l'autre une dose connue d'engrais, la quantité disponible dans le sol pourra être déterminée pourvu que sa proportion dans la plante soit connue.

L'unité de mesure est celle utilisée pour l'engrais et la quantité ainsi calculée a été appelée "valeur A" de l'anglais "available". Ce concept défini pour tout élément assimilable a d'abord été appliqué au phosphore puis à l'azote (ALEKSIC Z. 1968, BROADBENT F.E. 1970, SMITH S.J. et LEGG J.O. 1971, CAMPBELL C.A. et PAUL E.A. 1978, BROESHART H. 1980).

Cette valeur A représente donc la quantité d'azote disponible dans le sol. Il nous faut trouver un moyen pour différencier dans la plante l'azote provenant de l'engrais de celui provenant du sol ; le moyen privilégié est l'emploi des traceurs.

IX.2 - METHODE DE CALCUL

Lors d'un apport d'une quantité Q d'engrais d'excès isotopique E₀, la quantité d'azote dans la plante en provenance de l'engrais (x) sera proportionnelle à Q et de même, celle provenant du sol (y) sera proportionnelle à A, quantité disponible du sol ou valeur A. Par hypothèse, les coefficients de proportionnalité sont les mêmes et nous pouvons écrire :

$$x = k \cdot Q$$

$$y = k \cdot A$$

d'où
$$\frac{x}{y} = \frac{Q}{A} \quad (1)$$

Nous avons vu dans le chapitre II que si la quantité totale d'azote prélevée par la culture est Q_N nous avons :

$$x = Q_N \cdot \frac{E}{E_0}$$

$$y = Q_N \left(1 - \frac{E}{E_0}\right)$$

En remplaçant ces valeurs dans l'équation (1) il en découle :

$$\frac{Q_N \cdot \frac{E}{E_0}}{Q_N \left(1 - \frac{E}{E_0}\right)} = \frac{Q}{A}$$

$$A = Q \left(\frac{E_0}{E} - 1\right)$$

Ce calcul est extrêmement simple et peut être fait avec une grande précision, car il ne nécessite que la connaissance de la quantité et de l'excès isotopique de l'engrais ajouté et la mesure de l'excès isotopique du végétal test.

Par définition, la valeur A devrait être, pour un sol donné, la même quelles que soient la forme et la dose de l'engrais ajouté, cette valeur étant en plus indépendante du rendement et de la quantité d'azote exportée par la culture.

IX.3 - RESULTATS EXPERIMENTAUX

Depuis 1952, de très nombreux travaux font référence à cette valeur A et bien souvent des résultats tout à fait contradictoire sont obtenus.

Pour certains, la valeur A est indépendante de la forme d'engrais ajouté (HUNTER A.S. et CARTER D.L. 1965, VAN LIEROP W. et TRAN T.S. 1980), mais VAN DEN HENDE A. et EECKHAUT Ir.Z. (1960) et BROADBENT F.E. (1970) trouvent systématiquement des valeurs plus fortes pour les engrais ammoniacaux par rapport aux engrais nitriques.

La valeur A est indépendante de la quantité d'engrais (LEGG J.O. et STANDORD G. 1967, ALEKSIC Z. et al 1968, YOSHIDA T. et PADRE B.C. Jr. 1977) ; d'autres auteurs mesurent des variations (SAPOZHNIKOV N.A. et al 1968, RENNIE R.J. et RENNIE D.A. 1973, CAMPBELL C.A. et PAUL E.A. 1978) ou bien notent ou ne notent pas d'écarts (JAKOVLJEVIC M. et al 1979). VAN LIEROP W. et TRAN T.S. 1980 observent une valeur A de la plante (avoine ou blé) contrairement à SAPOZHNIKOV N.A. et al (1968).

Tout ceci explique les discussions, parfois sévères, dans les congrès ou les mises au point dans les revues (RENNIE D.A. et FRIED M. 1971, SMITH S.J. et LEGG J.O. 1971, RENNIE D.A. 1970, FRIED M. 1980) de même que les commentaires sur les articles publiés (FRIED M. et BROESHART H. 1974, WESTERMAN R.L. et KURTZ K.T. 1974, LAURA R.D. 1975 a et b, WESTERMAN R.L. et TUCKER T.C. 1975).

Nous avons calculé quelques valeurs A à partir de nos propres résultats expérimentaux.

Pour l'essai dont les résultats sont rapportés dans le tableau 67 (page 234) nous observons une valeur A différente suivant la forme de l'engrais ajouté. Cette valeur augmente fortement lors de la troisième coupe de ray-grass. L'apport de paille accroît la valeur A dès la deuxième coupe et cet effet se confirme lors de la troisième.

Une autre expérience, en cases lysimétriques, sur une culture d'orge (tableau 71, page 237) montre une valeur A différente suivant que nous analysons l'excès isotopique du grain ou de la paille. Elle se chiffre à 31 et 38 kg.ha⁻¹ respectivement.

Une deuxième récolte d'orge effectuée sur ce même sol l'année d'après (tableau 72, page 238) entraîne une valeur A deux fois plus élevée (environ 75 kg.ha⁻¹), qui n'est pas affectée par l'enfouissement de paille.

Les variations sont encore plus importantes dans l'essai décrit page 186 conduit en microlysimètres à BAMBEY. Les résultats sont réunis dans le tableau 85. Ils sont très fluctuants selon le type d'engrais, le mode d'apport et l'année d'épandage.

Traitements	+ Urée	+Sulfate d'ammonium	+ Nitrate de calcium
-------------	--------	---------------------	----------------------

1980	Apport en surface	7 800	5 600	53 000
	Apport en profondeur	6 100	3 000	52 000

1981	Apport en surface	2 400	1 200	700
	Apport en profondeur	800	900	700

Tableau 85 - Valeurs A en mg.case^{-1} .
(Essai en microlysimeètre - BAMBEY).

En particulier la valeur A obtenue pour l'engrais nitrique ($50.000 \text{ mg.case}^{-1}$) est largement supérieure à la quantité d'azote total du sol du microlysimeètre (70 kg de sol à 0,3 ‰ d'azote soit 21.000 mg par case). Pour répondre à cette contradiction et affiner la connaissance de la valeur A, certains auteurs (RENNIE R.J. et RENNIE D.A. 19/3, VAN LIEROP W. et TRAN T.S. 1980) utilisent une valeur A corrigée tenant compte des pertes lorsque celles-ci sont connues. Dans les essais en plein champ, une telle correction est impossible puisque l'estimation des pertes par lixiviation notamment, ne peut se faire. Dans tous les essais, la prise en compte ou non de l'azote organisé reste une question posée.

Dans le cas présenté sur le tableau 85, il est manifeste que le chiffre élevé de la valeur A provient des pertes importantes en nitrates (90 % au total dont 50 % par lixiviation), se traduisant aussi bien par un C.R.U dérisoire que par une organisation quasi nulle.

La correction proposée conduit à des valeurs A de $5000 \text{ mg.case}^{-1}$ environ comparables à celles obtenues avec les autres formes d'engrais pour l'année 1980, mais toutes ces mesures diffèrent de celles faites l'année d'après.

Dans l'essai de Versailles décrit page 241 dont les résultats figurent sur le tableau 74, la valeur A passe de 91 kg.ha^{-1} à 166 kg.ha^{-1} pour les cases de profondeur 50 cm et 150 cm respectivement et atteint, pour cette dernière profondeur, 191 kg.ha^{-1} avec une dose d'engrais plus élevée.

Les valeurs A du tableau 76 (page 247), sur le même sol des cases lysimétriques de Versailles, sont différentes et varient avec le précédent cultural.

Au champ, pour des essais avec divers types de culture conduits différentes années sur une même parcelle expérimentale, la valeur A varie de 79 à 434 kg.ha^{-1} (Tableau 77 page 250).

Lors de l'essai de TART LE BAS (décrit page 255), sur betterave sucrière, les valeurs A calculées lors de la récolte sont supérieures à celles du prélèvement intermédiaire (Tableau 86). Le nitrate de calcium conduit aux valeurs les plus basses et, lors de la récolte, l'analyse des verts fournit un chiffre plus élevé que celui obtenu avec les racines.

	Récolte du 6 Août			Récolte du 20 Octobre		
	Racines	Verts	Moyenne	Racines	Verts	Moyenne
Témoïn No	374	423	411	679	859	789
Urée	362	362	362	797	1 035	916
Sulfate d'ammonium	334	345	343	693	888	787
Nitrate de calcium	163	153	157	269	359	310
1/3 Ammonium 2/3 Nitrate	348	340	342	392	633	503

Tableau 86 - Valeurs A en kg.ha^{-1} .

(Essai au champ de TART LE BAS).

Cette variation de la valeur A suivant les différents organes du végétal est particulièrement importante dans l'essai en chambre de culture décrit page 131; pour le sol de Cadarache, elle fluctue de 380 à 1500 mg N par colonne et pour le sol Archette de 1400 à 5300.

Dans l'essai en pots sur le sol de Cadarache, décrit page 256, la valeur A reste à peu près constante durant toute la culture (Tableau 80), mais augmente en fin de végétation.

Dans les essais en pots, décrits page 110, sur les échantillons de sols provenant du champ d'essai GESA, la valeur A n'est pas influencée par une dose variable d'engrais, mais elle passe de 70 ppm pour le premier prélèvement de sol effectué en 1969 à 45 ppm pour le deuxième prélèvement fait en 1979.

Donc, des essais en pots conduits de façon identique en serre (même éclairage et même température notamment), sur un échantillon de sol provenant du même champ d'essai mais prélevé à des dates différentes, donnent des valeurs A variant considérablement.

Ainsi, au cours de nos différents essais les calculs effectués pour déterminer la valeur A conduisent dans la très grande majorité des cas à des *données variables d'un essai sur l'autre*, sans que nous puissions en prévoir l'amplitude. Les valeurs obtenues sont parfois supérieures à la quantité totale de l'élément dans le système. La signification que l'on essaie de donner à ce concept s'en trouve grandement altérée, d'autant que les résultats relevés dans la littérature font apparaître des contradictions similaires. C'est d'ailleurs ce que nous avons observé précédemment dans le cas du phosphore (FARDEAU J.C. et GUIRAUD G. 1972).

IX.4 - DISCUSSION

Ces variations de la valeur A peuvent être attribuées à plusieurs causes. Nous allons en mentionner quelques unes qui, tout en faisant appel à des notions totalement différentes, nous semblent importantes.

En tout premier lieu, les variations notées pour un même sol doivent correspondre à une *action différente de la biomasse microbienne* responsable des phénomènes de minéralisation et organisation. Suivant les conditions expérimentales, l'un ou l'autre de ces processus sera favorisé et entraînera une variation inéluctable de la valeur A.

Dans des conditions contrôlées autant que peut se faire (serre), les différences sont déjà importantes. Dans les conditions naturelles (champs ou cases lysimétriques), les paramètres climatiques que nous ne pouvons ni prévoir ni maîtriser vont être la cause de bien des transformations, et pour un même sol les résultats ne pourront pas être comparés.

Il apparaît que l'"*effet d'activation*" (ou *priming effect*) (BINGEMAN C.W. et al 1953) est une réalité. Son importance est difficile à évaluer car les valeurs avancées paraissent parfois trop élevées (CHABANNES J. et al 1964, CHABANNES J. et BARBIER G. 1967) ; ce phénomène est toutefois constaté par de nombreux chercheurs en présence de plantes (SAPOZHNIKOV N.A. et al 1968, WESTERMAN R.L. et KURTZ L.T. 1973, RIGA A. et al 1980) ou en l'absence de culture (BROADBENT F.E. 1965, BROADBENT F.E. et NAKASHIMA T. 1971, LAURA R.D. 1974, WESTERMAN R.L. et TUCKER T.C. 1974). La valeur A en est dépendante.

Par définition même de la valeur A, *les deux sources de l'élément prélevé par la plante doivent rester distinctes* ; c'est-à-dire qu'elles ne doivent pas interagir. Cette condition peut être considérée comme à peu près remplie dans le cas d'un apport localisé de phosphore ; il n'en est pas de même pour l'azote où sous l'action des mouvements de l'eau et aussi de la microflore tellurique il va y avoir des transformations et un mélange des deux sources.

Par ailleurs, le calcul de la valeur A est basé sur la formule classique de dilution isotopique que nous retrouvons dans l'expression écrite du résultat. Pour être utilisable, cette formule exige des conditions précises et la première d'entre elles est justement une homogénéité parfaite du système analysé. Il apparaît donc là une contradiction.

Pour pouvoir appliquer la formule de dilution isotopique, il faut que le prélèvement ne perturbe pas les équilibres. La plante est susceptible d'absorber jusqu'à 75 % de l'azote provenant de l'engrais, et la disponibilité de l'azote issu du sol varie constamment durant la période culturale. Il y a donc une variation continue de l'excès isotopique comme le montre par exemple l'essai, sur betterave sucrière, entrepris à TART LE BAS (Tableau 86) ; suivant la date de la récolte, la valeur A sera différente.

Nous avons vu lors des calculs de la minéralisation et de l'organisation de l'azote (chapitre VI) que la formule de dilution isotopique ne peut pas, dans un cas général, être appliquée si un intervalle de temps trop important sépare l'apport du traceur et la mesure. C'est le cas lors des déterminations de valeur A faites à la récolte plusieurs mois après l'addition du traceur.

CONCLUSION

Les arguments exposés ci-dessus peuvent expliquer les variations relevées dans les déterminations de la valeur A et montrent les limites de la méthode. Il nous paraît impropre de baser une définition de la fertilité des sols sur une telle mesure, même si les rendements en matière sèche et les quantités d'azote total prélevées dans les parties aériennes sont parfois étroitement corrélés à la valeur A de différents sols (HUNTER A.S. et CARTER D.L. 1965, LEGG J.D. et STANFORD G. 1967).

Cette valeur peut seulement *apporter une notion qualitative* en permettant par exemple de comparer deux sols entre eux lors d'une culture dans des conditions identiques.

Dans l'essai en chambre de culture décrit page 131, le sol Archette conduit à une valeur A moyenne de 2200 mg par colonne alors que pour le sol de Cadarache elle est seulement de 500 mg. Les rendements en matière sèche et azote total (Tableaux 83 et 84) confirment cette différence, mais inversement rien ne permet d'affirmer que des sols ayant une valeur A identique auront la même fertilité azotée, que nous caractérisons par les rendements en matière sèche et par les quantités d'azote exportées par la récolte.

L'espèce culturale n'intervient pas (ou peu) dans le calcul de la valeur A s'il ne s'agit que de graminées. Avec une légumineuse susceptible de fixer l'azote atmosphérique, la *valeur A sera modifiée par cette source supplémentaire d'azote*. Depuis une dizaine d'années de nombreuses études ont été faites portant sur l'utilisation de la valeur A pour déterminer l'importance de la fixation symbiotique (FRIED M. et BROESHART H. 1975 ; LEGG J.O. et SLOGGER C. 1975 ; FRIED M. et MIDDELBOE V. 1977 ; RENNIE R.J. et al 1978). A cet égard, les restrictions et les limitations, que nous venons de rappeler et que les différents auteurs auraient dû toujours avoir à l'esprit demeurent et prennent toute leur importance. La quantification de la fixation implique, en particulier, pour chaque essai un témoin non fixateur, maintenu dans des conditions semblables à celles de la légumineuse. En l'état actuel de nos connaissances, il est difficile d'en être assuré.

CONCLUSION GENERALE

L'azote est un des facteurs importants de la fertilité des sols. Depuis le début du siècle, des milliers et des milliers de mesures ont été faites et pourtant, lors des cultures au champ, *l'établissement de bilans précis est encore considéré comme énigmatique* ainsi qu'en témoignent les titres de quelques articles : "The enigma of Soil Nitrogen balance sheets" (ALLISON F.E. 1955), "The fate of nitrogen applied to soils" (ALLISON F.E. 1966), "The continuing nitrogen enigma" (GREENLAND D.J. et WATANABE I. 1982). Parmi les moyens dont nous disposons pour tenter de résoudre cette énigme, *l'emploi des traceurs est un des plus performants*. Avec les progrès techniques, apportés notamment par le développement de la *spectroscopie optique* pour les analyses d'azote 15 et avec le développement des *méthodes de modélisation*, il se produit actuellement une intensification des essais isotopiques dans *les systèmes sol-solution du sol-plantes* (FAUST H. 1982).

L'objectif à atteindre est la *connaissance précise du cycle interne de l'azote* dans le but de pouvoir influencer, dans un sens ou dans l'autre, sur les différents transferts pour une meilleure rentabilisation des apports d'engrais azotés.

Nous avons montré que, dans des conditions particulières, la quasi totalité de l'azote apporté par les engrais pouvait être prélevé par les plantes. Sans préjuger des difficultés, impossibles à résoudre sur un plan pratique lors des cultures au champ, une telle option ne nous paraît pas souhaitable.

Nos essais montrent qu'un *coefficient réel d'utilisation des engrais de l'ordre de 50 % est assez proche de la réalité agronomique actuelle*. Il s'accompagne d'un "Nitrogen derived from fertilizer" d'environ 50 %. Si nous négligeons les apports d'azote par les précipitations, qui sont de peu d'importance ($10 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ par an) et la fixation biologique (faible sauf pour les légumineuses), il en résulte que dans une plante, il y a à peu près autant d'azote issu de la minéralisation de la matière organique du sol que provenant des engrais azotés ajoutés dont la moitié ne sera pas utilisable immédiatement par la plante.

Il importe de gérer au mieux les transferts incessants entre les formes minérales et organiques de l'azote dans le sol et de mieux les connaître. Pour les apprécier, les méthodes classiques sont insuffisantes car elles ne mettent en évidence que des processus nets dans des systèmes (en voie de) déséquilibre ; nous faisons donc appel aux méthodes isotopiques qui renseignent sur les phénomènes bruts.

Que ce soit par des méthodes directes (végétaux marqués) ou indirectes (champ d'essais de longue durée avec enfouissements répétés de résidus de culture), nous chiffons à environ 10 % l'azote organique minéralisable en une année (minéralisation brute). Nous avons donc une production d'au moins 300 kg d'azote minéral à l'hectare (10 % de 3000 t de sol à 1 ‰ d'azote total). La betterave sucrière, culture fortement exportatrice, prélève dans le sol en moyenne 160 kg N.ha⁻¹, soit un transfert hors de la plante de 140 kg d'azote ; si la culture est moins exportatrice (blé par exemple), la quantité transitant dans le cycle interne de l'azote augmentera d'autant. Aussi la quantité d'azote passant à l'état minéral dans le sol est bien plus importante que celle généralement observée à un moment précis (quelques dizaines de kilos par hectare au maximum).

Il y a donc une aptitude du sol à produire rapidement de grandes quantités d'azote minéral dont une partie seulement est utilisée par la végétation. Pour obtenir les rendements escomptés, il est nécessaire d'apprécier cette aptitude afin d'être à même de compenser une carence éventuelle.

L'azote minéral transitoire restant dans le sol et non absorbé par la plante aura un triple destin : organisation, volatilisation ou dénitrification et lixiviation. Suivant que l'un ou l'autre de ces mécanismes est dominant, les conséquences sont totalement différentes.

L'organisation, considérée comme un investissement à long terme permettant de maintenir le taux de matière organique du sol, doit être privilégiée. *La volatilisation et la dénitrification* se traduisant par une perte d'élément hors du système sol-plante, sont économiquement préjudiciables mais bien moins que la *lixiviation* qui entraîne en plus des conséquences écologiques graves (pollution des nappes phréatiques).

Ces divers processus sont de plus, dépendants les uns des autres ; ainsi un apport de carbone exogène (paille par exemple) va amplifier le développement de la microflore tellurique et accroître aussi bien la minéralisation et la réorganisation (phénomènes bruts) que la dénitrification. La part relative de chacun d'entre eux a pu être évaluée dans un essai au laboratoire avec l'emploi d'azote 15.

Etant donné le nombre de facteurs intervenant, les études menées jusqu'à présent n'ont pu porter que sur des cas tout à fait particuliers. Il importe de les généraliser pour déterminer les lois qui régissent ces différents transferts afin de pouvoir ensuite, les contrôler en agissant sélectivement sur tel ou tel paramètre.

Par ailleurs, malgré les progrès réalisés et le développement de moyens analytiques de plus en plus performants, nos connaissances fondamentales sur la matière organique du sol sont encore trop fragmentaires ; ainsi sa composition chimique exacte est bien mal connue. Plus grave encore, nous savons que des composés peuvent être minéralisés plus rapidement que d'autres mais aucun fractionnement chimique ou physique n'a jusqu'à présent réussi à les séparer. Des expériences avec les isotopes sont encore nécessaires pour permettre, à terme, d'obtenir une séparation de composés biologiquement différents.

De telles études sont déjà difficiles dans des conditions contrôlées de laboratoire, aussi, le problème de la transposition des résultats aux conditions agronomiques réelles est complexe. Les années dites exceptionnelles ne sont en fait pas rares et les conditions expérimentales

vont changer du tout au tout, d'une année sur l'autre. A BAMBEY (Sénégal), le coefficient réel d'utilisation d'un engrais nitrique varie de 2 à 66 % ; à Versailles un engrais ammoniacal apporté en couverture est utilisé dans la proportion de 3 % à 50 %. Dans ces deux cas, c'est une pluviométrie irrégulière qui en est la cause.

Des prévisions météorologiques exactes à moyen terme conduiraient à une amélioration du bilan azote en permettant un meilleur contrôle des entrées sous forme d'engrais. A quoi bon les apporter si une forte pluie les lixivie dans leur quasi intégralité avant leur absorption par la plante ou leur organisation par les micro-organismes ? *La fertilisation doit donc être raisonnée en fonction des objectifs à atteindre et de nos connaissances actuelles.*

Nous sommes loin de la fertilisation à outrance prônée il y a quelques années mais, à part quelques écologistes inconscients, personne à l'heure actuelle ne met en doute l'utilité des engrais azotés qui constituent avec l'enfouissement des résidus de récolte notre intervention essentielle sur le cycle de l'azote. Pour une action optimale, l'évaluation de l'organisation, de la volatilisation et de la lixiviation en plein champ doit être assurée. Des solutions possibles existent.

Nous avons essayé d'en indiquer certaines dans ce mémoire. Pour une meilleure efficacité, il est nécessaire de prendre en considération simultanément ces différents paramètres. Les techniques à mettre en oeuvre sont toujours délicates et onéreuses ; leur application simultanée est donc difficilement réalisable. Pourtant, c'est à ce prix seulement que nous arriverons à mieux comprendre les mécanismes du cycle de l'Azote, même si l'agronomie ne pourra jamais être une science exacte.

Nos connaissances, grâce à l'azote 15 notamment, ont progressé, progressent et progresseront encore ; l'enigme du destin de l'azote sera un jour résolue car comme l'a dit Guillaume d'Orange : "Point n'est besoin d'espérer pour entreprendre, ni de réussir pour persévérer".

BIBLIOGRAPHIE

AGBOOLA A.A., (1982). Organic manuring and green manuring in tropical agricultural production systems. C.R. 12ème Congrès International de Science du sol, New-Delhi, vol. I, 198-222.

ALEKSIC Z., BROESHART H., MIDDELBOE V., (1968). The effect of nitrogen fertilization on the release of soil nitrogen. *Plant and Soil*, 29 n° 3, 474-478.

ALLEN A.L., STEVENSON F.J., KURTZ L.T., (1973). Chemical distribution of fertilizer nitrogen in soil as revealed by nitrogen-15 studies. *J. Environ. Qual.*, 2, 120-124.

ALLISON F.E., (1955). The enigma of soil N balance Sheets. *Adv. in Agron.* 7, 213-250.

ALLISON F.E., (1963). Losses of gaseous nitrogen from soils by chemical mechanisms involving nitrous acid and nitrites. *Soil Sci.* 96, n° 6, 404-409.

ALLISON F.E., (1966). The fate of nitrogen applied to soils. *Adv. in Agron.* 18, 219-258.

ALLISON F.E., (1973). *Soil organic matter and its role in crop production.* Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam.

ANDRE M., MASSIMINO D., DAGUENET A., (1978). Daily patterns under the life cycle of a maize crop II Mineral nutrition, root respiration and root excretion. *Physiol. Plant.* 44, 197-204.

X ARIMA Y., (1981). Methods for optical ¹⁵N analysis of small amounts of nitrogen gas released from an automatic nitrogen analyser. *Soil Sci. Plant Nutr.* 27 (1), 65-72.

BAILEY L.D., (1976). Effects of temperature and root on denitrification in a soil. *Can J. Soil Sci.*, 56 n° 2, 79-87.

BARBIER G., SIMON G., (1963). Influence favorable de N sur la formation d'humus par la paille enfouie dans le sol. *C.R. Ac. Agric.* 49, 1206-1210.

BARDIN R., DOMENACH A.M., CHALAMET A., (1977). Rapports isotopiques naturels II. Application à la mesure de la fixation symbiotique de l'azote in situ. *Rev. Ecol. Biol. Sol*, 14, 395-402.

BARRACLOUGH D., GEENS E.L. et MAGGS J.M., (1984). Fate of fertilizer nitrogen applied to grassland. II Nitrogen 15 leaching results. J. of Soil Sci., 35, 191-199.

BARTHOLOMEW W.V. et KIRKHAM D., (1960). Mathematical descriptions and interpretations of culture induced soil nitrogen changes. C.R. 7ème Congrès Int. de Science du Sol Madison. Vol. II, 471-477.

BARTHOLOMEW W.V., NELSON L.B., WERKMAN C.H., (1950). The use of the nitrogen isotope N^{15} in field studies with oats, Agron. J. 42, 100.

BASTISSE E.M., HENIN S., (1954). Dix huit années d'études lysimétriques appliquées à l'agronomie. Annales agronomiques, VI 203.

X BELAMIE R., (1981). Influence des pratiques culturales et des facteurs hydrologiques sur les variations en nitrates des eaux de surface d'un bassin versant représentatif du bassin parisien. Etudes actuelles sur les transferts d'azote dans le sol. ADEPRINA Centre de Grignon INAPG.

X BIGGAR J.W., (1978). Spatial variability of nitrogen in soils. In Nitrogen in the Environment. Academic Press New-York. Vol. 1, 201-211.

BINGEMAN C.W., VARNER J.E., MARTIN W.P., (1953). The effect of the addition of organic material on the decomposition of an organic soil. Soil. Sci. Soc. Am. Proc., 17, 34-38.

BIRCH H.F., (1958). The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability. Plant and Soil, X, n° 1, 9-31.

/ BLONDEL D., (1971). Contribution à la connaissance de la dynamique de l'azote minéral en sol sableux au Sénégal. Agron. Trop., 26 (12), 1303-1333.

BODET J.M., (1977). Que faire des pailles de céréales en 1977 ? Prod. Agr. F., Août 12.

X BONIFACE R., (1981). Le lessivage des nitrates en zone agricole. L'eau, la recherche et l'environnement. Paris 13-15/10/81, n° 17, 89-114.

BONIFACE R., FARDEAU J.C., GUIRAUD G., TROCME S., (1979). Utilisation du phosphore et de l'azote appliqués en couverture sur le blé. Etude à l'aide d'éléments marqués. Agrochimica, Vol. XXIII n° 3-4, 165-178.

BONIFACE R., GUIRAUD G., Utilisation de ^{15}N en lysimétrie. A paraître.

BONNEAU M., SOUCHIER B., (1979). In Pedologie. 2 : Constituants et propriétés du sol. Masson et Cie Editeurs.

BORDES J.P., (1981). Identification des niveaux de stockage en azote d'une culture de blé. Mémoire ESAP (Toulouse) (78 pages).

BORDES J.P., (1983). Etude de quelques facteurs influençant l'utilisation réelle des engrais azotés par des cultures de blé, maïs et sorgho. Mémoire de fin d'études ESAP (Toulouse), 117 pages.

BOUDOT J.P., (1982). Relations entre l'altération minérale et le cycle de l'azote sur matériel choriteux du massif schisto-grauwackeux vosgien. Thèse de Doctorat d'état, Université Nancy I.

BOYELDIEU J., (1980). Problèmes agronomiques de l'enlèvement des pailles. Perspectives agricoles, n° 39, 10-14.

BRAR S.S., (1972). Influence of roots on denitrification. Plant and soil, 36, 3, 713-715.

➤ BREMNER J.M., (1965 a). Total Nitrogen. In Methods of soil analysis. BLACK C.A. et al, American Society of Agronomy. Inc., Publisher. Madison, Wisconsin. USA, 1154 p 1149-1178.

➤ BREMNER J.M., (1965 b). Organics form of nitrogen in Methods of soil analysis BLACK C.A. et al, American Society of Agronomy. Inc., Publisher. Madison, Wisconsin. USA, 1154 p 1238-1255.

✕ BREMNER J.M., (1965 c). Isotope-ratio analysis of nitrogen. In nitrogen-15 tracer investigations. In Methods of soil analysis BLACK C.A. et al, American Society of Agronomy, Inc., Publisher. Madison, Wisconsin USA, 1154 p 1256-1286.

BREMNER J.M., (1965 d). Nitrogen availability indexes. In Methods of soil analysis BLACK C.A. et al, American Society of Agronomy, Inc., Publisher. Madison Wisconsin USA, 1154 p 1324-1345.

BREMNER J.M., (1965 e). Organic Nitrogen in soils. In Soil Nitrogen Ed. BARTHOLOMEW W.V. and CLARK F.E. American Society of Agronomy Publisher 93-149.

BREMNER J.M., HAUCK R.D., (1974). Perspectives in soil and fertilizer nitrogen research. C.R. 10e Congrès Int. Sci. Sol. Moscou, IX, 13-19.

BROADBENT F.E., (1965). Effect of fertilizer nitrogen on the release of soil nitrogen. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 29, 692-696.

BROADBENT F.E., (1966). Interchange between inorganic and organic nitrogen in soils. Hilgardia, U.S.A., 37, n° 6, 165-180.

BROADBENT F.E., (1970). Variables affecting A values as a measure of soil nitrogen availability. Soil Sci., vol. 110 n° 1, 19-23.

BROADBENT F.E., CARLTON A.B., (1978). Field trials with isotopically labeled nitrogen fertilizer. In Nitrogen in the environment, Academic Press New-York, Vol. 1, 1-141.

BROADBENT F.E., CLARK F., (1965). Denitrification. In soil Nitrogen. Agronomy n° 10, 345-359.

BROADBENT F.E., HILL G.N., TYLER K.B., (1958). Transformations and movement of Urea in soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 22, 303-307.

BROADBENT F.E., NAKASHIMA T., (1965). Plant recovery of immobilized nitrogen in Greenhouse experiments. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 29, 55-60.

BROADBENT F.E., NAKASHIMA T., (1967). Reversion of fertilizer N in soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 31, 648-652.

BROADBENT F.E., NAKASHIMA T., (1971). Effect on added salts on nitrogen mineralization in three California Soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 35, 457-460.

BROADBENT F.E., NORMAN A.G., (1946). Some factors affecting the availability of the organic nitrogen in soil, a preliminary report. Soil Sci. Am. Proc. 11, 264-267.

BROADBENT F.E., TYLER K.B., (1962). Laboratory and greenhouse investigations of nitrogen immobilization. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 26 (5), 459-62.

BROESHART H., (1974). Quantitative measurement of fertilizer uptake by crops. Neth. J. agric. Sci. 22, 245-254.

BROESHART H., (1980). Isotopes in soil fertility and plant nutrition. FAO/IAEA - Interregional training course on the use of ¹⁵N in soil science and plant nutrition Ed. H. FAUST, 93-129.

BROESHART H., (1983 a). ¹⁵N tracer techniques for the determination of active root distribution and nitrogen uptake by sugar beets. C.R. Symposium Azote et Betterave Sucrière Bruxelles 16-17/2/83, 121-124.

BROESHART H., (1983 b). Soil nitrogen supply and efficient use of nitrogen fertilizer by sugar beets in Austrian soils. C.R. Symposium Azote et Betterave Sucrière Bruxelles 16-17/2/83, 125-128.

BRUCKERT S., ANDREUX F., ADELA CORREA, AMBOUTA K.J.M., (1978). Fractionnement des agrégats appliqué à l'analyse des complexes organominéraux des sols. XIe congrès de l'AISS Edmonton.

BURESH R.J., PATRICK Jr. W.H., (1978). Nitrate reduction to ammonium in anaerobic soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 42, 913-918.

BURFORD J.R., BREMNER J.M., (1975). Relationships between the denitrification capacities of soils and total water-soluble and readily decomposable soil organic matter. Soil Biol. Biochem. 7, 389-394.

BURGE W.D., BROADBENT F.E., (1961) Fixation of ammonia by organic soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 25, 199-204.

✓ BURNS G.R., DEAN L.A., (1964). The movement of water and nitrate around bands of sodium nitrate in soils and glass beads. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 28, 470-474.

CAMPBELL C.A., (1978). Soil organic carbon, nitrogen and fertility. In Soil Organic Matter, SCHNITZER M. and KHAN S.U. Ed. Elsevier Sci. Pub. Comp. Amsterdam, 173-271.

CAMPBELL C.A., PAUL E.A., (1978). Effects of fertilizer nitrogen and soil moisture on mineralization, nitrogen recovery and A-values, under spring wheat grown in small lysimeters. Canadian Journal of Soil Science 58 (1) 39-51.

CAMPBELL C.A., PAUL E.A., Mc GILL W.B., (1976). Western Canada Nitrogen Symposium Calgary, Alta, 9-101.

CAMPBELL N.E.R., LEES H., (1967). The nitrogen cycle. "Soil Biochemistry" New-York, M. DEKKER, 194-215.

CARRIER D., BERNIER B., (1971). Loss of nitrogen by volatilization of ammonia after fertilizing in jack pine forest. Canadian Journal of Forestry Research. 1 (2), 69-79.

CARTER J.N., BENNETT O.L., PEARSON R.W., (1967). Recovery of fertilizer nitrogen under field conditions using ^{15}N . Soil Sci. Soc. Am. Proc., 31, 50-56.

CAVENDISH H., (1785). Phil Trans 75, 372.

CHABALIER P.F., (1976). Contribution à la connaissance du devenir de l'azote du sol et de l'azote engrais dans un système sol-plante. Thèse Université d'Abidjan Côte d'Ivoire.

CHABALIER P.F., GUIRAUD G., PICHOT J., REMY J.C., (1975). Evolution de l'azote des engrais dans les sols cultivés. Utilisation de l'azote ^{15}N . C.R. Recherches DGRST Action urgente, décision d'aide n° 72, 70674.

CHABANNES J., BARBIER G., DRIARD J., (1964). Nouvelles observations sur la minéralisation de l'azote dans le sol au printemps. C.R. Ac. Agr. 874-881.

CHABANNES J., BARBIER G., (1967). Stimulation de la minéralisation printanière de l'azote du sol par apport d'azote minéral. C.R. Acad. Agric. France, 96-102.

CHABOUIS C., ALEZARD V., (1981). Fractionnement granulométrique de la matière organique par dispersion aux ultrasons. Colloque Humus et Azote Reims, 207-212.

CHALAMET A., et LENSIS R., (1981). Denitrification en sol hydromorphe : Etude de la cinétique en début de réaction après épandage de nitrate. Colloque Humus et Azote, Reims, 326-335.

CHENG H.H., KURTZ L.T., (1963). Chemical distribution of added nitrogen in soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 27, 312-316.

CHICHESTER F.W., SMITH S.J., (1978). Disposition of ^{15}N -labeled fertilizer nitrate applied during corn culture in field lysimeters. J. environ. Qual., t.7, 2, 227-233.

CHO C.M., HAUNOLD E., ENGELBERT E., FRIED M., (1964). ^{15}N field experiment with maize within the framework of an International program. Transactions of the 8th Int. Congress of Soil Science Bucharest, 4, 87-97.

CLAUZIER A., (1984). Application des engrais azotés. Cultivar, 172-13.

COCHRAN V.L., ELLIOTT L.F., PAPENDICK R.I., (1977). The production of phytotoxins from surface crop residues. Soil Sci. Soc. Am. J., 41, 903-908.

COOKE G.W., (1976). Long term fertilizer experiments in England : the significance of their results for agricultural science and for practical farming. Ann. Agron., 27 (5-6), 503-536.

COOKE G.W., (1984). Phosphorus and potassium problems in plant production, and how to solve them. C.R. Colloque du CIEC Budapest (Hongrie).

CORNFORTH I.S., DAVIS J.B., (1968). Nitrogen transformation in tropical soils I The mineralization of nitrogen-rich organic materials added to soil. Trop. Agric., Trin., 45-3.

CRASWELL E.T., (1978). Some factors influencing denitrification and nitrogen immobilization in a clay soil. Soil Biol. Biochem 10, 241-245.

X CRASWELL E.T., MARTIN A.E., (1975). Isotopic studies of the nitrogen balance in a cracking clay. II. Recovery of nitrate ¹⁵N added to columns of packed soil and microplots growing wheat in the field. Australian Journal of Soil Research 13 (1) 53-61.

DAHNIKE W.C. et WASEY E.H., (1973). Testing soils for nitrogen. In Soil Testing and plant analysis WALSH L.M. et BEATON J.D. Ed., Soil Sci. Soc. Am., Inc., Madison.

DE LA LANDE CREMER L.C.N., (1976) Etude de l'entretien de l'humus en sol nu ou cultivé avec ou sans fumier. Ann. Agro., 27 (5-6), 791-801.

DE WITT R., (1980). Enriched isotope applications : Agricultural field. US Department of energy Contract n° DE-AC04-76-DP 00053.

DEAN et al, (1947). Application of tracer technique to studies of phosphatic fertilizer utilization by crops. I : Greenhouse experiments. Soil Sci. Soc. Am. Proc., Vol. 12, 107-112.

DEHERAIN P.P. et al, (1876). Station agronomique de Grignon. Cultures du champ d'expériences Ann. Agron. 2, 95-107.

DELAS J., JUSTE C., GOULAS J.P., (1973). Matières organiques et fertilité des sols : Contribution à l'étude des effets de la matière organique sur les rendements et la qualité des récoltes ainsi que sur l'évolution du milieu. Bul. Tech. Inf. 285, 841-855.

DELWICHE C.C., (1981). The nitrogen cycle and nitrous oxide. In Denitrification, Nitrification and atmospheric nitrous oxide. Edited by C.C. DELWICHE, A WILEY-Interscience Publication, 1-15.

DEMOLON A., (1960). In Principe d'agronomie. Tome I. Dynamique du sol Dunod. (Paris).

DILZ K., WOLDENDORP J.W., (1961). Distribution and nitrogen balance of ^{15}N labeled nitrate applied as grass sads. Proc. 8th Int. Grassl. Congr. Reading 1960, 150-152.

DINCHEV A.L., (1964). Investigation by ^{15}N of the balance of nitrogen applied to soil. Agrokhimiya n° 7 19-22.

DOMMERGUES Y., MANGENOT F., (1970). In Ecologie microbienne du sol Masson et Cie Editeurs.

DUKE H.R., HAISE H.R., (1973). Vacuum extractors to assess deep percolation losses and chemical constituents of soil water. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 37, 963-964.

ENWEZOR W.O., (1976). The mineralization of nitrogen and P in organic materials of varying C/N and C/P ratios. Plant and Soil, 44, 237-240.

ERNST J.W. et MASSEY H.F., (1960). The effect of several factors on volatilization of ammonia formed from urea in the soil. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 24, 87-90.

EWING G.J., BAUER N., (1966). An evaluation of nitrogen losses from the soil due to the reaction of ammonium ions with nitrous acid. Sol. Sci., 102, n° 1, 64-69.

FARDEAU J.C., (1981). Cinétiques de dilution isotopique et phosphore assimilable des sols. Thèse d'état. Université P. et M. Curie. Paris VI

FARDEAU J.C., (1984). Des espions atomiques révèlent le secret des engrais : rapprocher l'engrais de la plante. La France Agricole, n° du 31/8.

FARDEAU J.C., GUIRAUD G., (1972). Determination of available soil and fertilizer phosphorus by the isotopic dilution method. Phosphorus in Agriculture, 60, 23-30.

FARDEAU J.C., GUIRAUD G., HETIER J.M., JAPPE J., MAROL Ch., DARME S., BERLIER Y., (1984). Résultats des mesures directes de coefficients d'utilisation des éléments fertilisants par marquage isotopique avec ^{32}P , ^{15}N et ^{40}K . Fert et Agric. n°86, 21-28.

FAURIE G., (1980). Devenir de l'ammonium en sol calcaire : nitrification et volatilisation de l'ammoniac. Thèse d'état. Université Claude Bernard Lyon I.

FAUST H., (1982). Stable isotopes in agriculture. C.R. 4th Int. Conf. on Stable Isotopes Julich 23-26/3/1981, Elsevier Sci. Publ. Comp. New-York 1982, 421-431.

FAUST H., REINHARDT R., (1975). Zur verwendung von molekularsiets als adsorbens für nebenprodukte bei der ¹⁵N-probenchimie. Isotopenproxis 11-9, 321.

FEDEROVA R.I., MILEKLINA E.I. et ILYUKHINA N.I., (1973). Possibility of using the "gas-exchange" method to detect extraterrestrial life : identification of nitrogen-fixing organisms. Akad. Nauk. SSR. IZV. Sev. Biol, 6, 797-806.

FELLER C., GUIRAUD G., HETIER J.M., MAROL C., (1983). Study by size fractionation of organic matter in a cultivated tropical soil fertilized with labelled crop residues (¹⁴C ¹⁵N) and urea (¹⁵N). Intern. J. Trop. Agri, Vol 1 n° 2, 123-130.

X FERRARIS M.M., PROKSCH G., (1972). Calibration methods and instrumentation for optical ¹⁵N determinations with electrodeless discharge tubes. Anal. Chim. Acta. 59, 177-185.

X FIEDLER R. et PROKSCH G., (1972). Emission spectrometry for routine analysis of ¹⁵N in agriculture. Plant. and Soil, 36, 371-378.

X FIEDLER R., PROKSCH G., (1975). The determination of nitrogen-15 by emission and mass spectrometry in biochemical analysis : a review. Analytica Chemica Acta 78, 1-62.

FIRESTONE M.K., FIRESTONE B., TIEDJE J.M., (1979). Nitric oxide as an intermediate in denitrification : evidence from nitrogen 13 isotope exchange. Biochem. and Biophysic Res. Com. 91, n° 1, 10-16.

FLAIG W., (1963). The future role of isotopes in soil organic matter studies. The use of isotopes in soil organic matter studies. Rapport du meeting FAO/AIEA Brunswick 495-498.

FLAIG W., (1982). Dynamics of organic matter decomposition in soils. XIIe Int. Congress of Soil Science, New-Delhi, n° 2, 115-124.

FRIED M., (1980). 'E', 'L' and 'A' values. FAO/AIEA. Interregional training course on the use of ^{15}N in soil science and plant nutrition, Edited by H. FAUST 1980, n° 32, 76-92.

FRIED M., BROESHART H., (1974). Priming effect of nitrogen fertilizers on soil nitrogen. Soil. Sci. Soc. Am. Proc., 38, 858.

FRIED M., BROESHART H., (1975). An independant measurement of the amount of nitrogen fixed by a legume crop. Plant and Soil, 43, 707-711.

FRIED M., DEAN L.A., (1952). A concept concerning the measurement of available soil nutrients. Soil Sci., 73, 263-271.

FRIED M., MIDDELBOE V., (1977). Measurement of amount of nitrogen fixed by a legume crop. Plant and Soil 47, 713-715.

GADET R., SOUBIES L., (1972). Bilan apparent et bilan réel (mesuré par ^{15}N) de l'azote minéral des engrais appliqués au sol. Isotopes and radiation in soil-plant relationships including forestry Vienne AIEA 553-570.

GADET R., SOUBIES L., FOURCASSIE F., (1961). La remontée des nitrates dans les couches de surface du sol pendant l'été. C.R. Acad. Agric. Fr. 47, 897-910.

GANRY F., FELLER Ch., (1977). Effet de la fertilisation azotée (urée) et de l'amendement organique (compost) sur la productivité du sol et la stabilisation de la matière organique en monoculture de mil dans les conditions de zones tropicales semi-arides. Séminaire régional sur le recyclage organique en Agriculture Buoa, Cameroun, 5-14 Septembre 1977.

GANRY F., GUIRAUD G., (1979). Mode d'application du fumier et bilan azote dans un système mil-sol sableux du Sénégal. Isotopes and radiation in research on soil plant relationships Vienne AIEA 313-331.

GANRY F., GUIRAUD G., DOMMARGUES Y., (1978). Effect of straw incorporation on the yield and nitrogen balance in the sandy soil pearl millet cropping system of Senegal. Plant and Soil 50, 647-662.

GASSER J.K.R., (1964). Some factors affecting losses of ammonia from urea and ammonium sulphate applied to soils. J. Soil Sci. 15, 258-272.

GASSER J.K.R., GREENLAND D.J., RAWSON R.A.G., (1967). Measurement of losses from fertilizer nitrogen during incubation in acid sandy soils and during subsequent growth of ryegrass using ^{15}N labelled fertilizers. J. Soil Sci., 18, 289-300.

- GATEL P., (1980). Les utilisations de la paille. Perspectives Agricoles, n° 39, 15-23.
- GAYON U., DUPETIT G., (1886). Recherches sur la réduction des nitrates par les infiniments petits. Soc. Sci. Phys. Nat. Bordeaux. Ser 3, 2 : 201-307.
- GERMON J.C., (1980). Etude quantitative de la dénitrification biologique dans le sol à l'aide d'acétylène. Ann. Microbiol. (Inst. Pasteur), 131 B, 69-90.
- GERMON J.C., POCHET M., CHAUSSOD R., CATROUX G., (1981). Relation entre l'activité dénitrifiante potentielle et les différentes formes de carbone du sol. C.R. Colloque Humus et Azote, Reims, 337-344.
- GERRETSEN F.C., DE HOOP H., (1957). N losses during nitrification in solutions and in acid sandy soils. Can. J. Microbiol, 3, 359-380.
- GERSBERG R.M., (1977). Denitrification studies on castle lake california utilizing the radioisotope nitrogen-13. Ph. D. Microbiology 112 pp.
- GIGOU J., (1982). Dynamique de l'azote minéral en sol nu ou cultivé de région tropicale sèche du nord Cameroun. Thèse de docteur ingénieur Université des Sciences et Techniques du Languedoc. Montpellier.
- GIGOU J., DUBERNARD J., (1979). Etude du devenir de l'azote apporté par les engrais sur une culture de sorgho au Cameroun (Nord). Isotopes and radiation in research on soil-plant relationships Vienne AIEA 49-65.
- GOLEB J.A., MIDDELBOE V., (1968). Optical nitrogen-15 analysis of small samples with a mixture of helium and xenon to sustain the discharge in an electrodeless tube. Anal. Chim. Acta. 43, 229-234.
- GOUBIER V., (1983). Devenir de l'ammonium dans le sol et disponibilité pour les microorganismes. D.E.A. Université Cl. Bernard Lyon I. Lab. Ecologie Microbienne du Sol.
- GREENLAND D.J., (1978). The responsibilities of soil science. C.R. 11th congress Int. Soc. of Soil Sci., Edmonton, 2, 341-358.
- GREENLAND D.J., WATANABE I., (1982). The continuing nitrogen enigma. C.R. 12e Congrès International de Sciences du Sol, New-Delhi, Vol. 5, 123-137.

GROS A., (1973). Guide pratique de la fertilisation (5ème édition). La Maison Rustique 26 rue Jacob Paris (VIe).

GUENZI W.D., Mc CALLA T.M., (1962). Inhibition of germination and seedling development by crop residues. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 26, 456-458.

X GUILLEMOT J., (1983). Principes et méthodes de l'analyse isotopique de l'azote 15 au niveau des abondances naturelles. Diplôme d'Etudes Supérieures de Sciences, Université Paris VI, 28/4/83.

X GUIRAUD G., BERLIER Y., (1968). Détermination chimique et isotopique de petites quantités d'azote dans le sol. Chimie Analytique 50, n° 7, 379-384.

GUIRAUD G., BERLIER Y., (1969). Etude avec l'aide d'azote 15 de la dénitrification dans le sol notamment en présence de paille enfouie. C.R. Acad. Agr. Fr. 55, 1000-1007.

GUIRAUD G., BERLIER Y., (1970). Détermination quantitative et isotopique par spectrométrie de masse de composés gazeux produits dans la dénitrification. Chim. Anal. 52, n° 1, 53-56.

GUIRAUD G., BERLIER Y., (1971). Etude au moyen de 15 N de l'influence de la paille sur l'utilisation par les plantes des engrais azotés. Recent Advances in Plant Nutrition, Gordon and Breach Publ., vol. 2, 407-415.

GUIRAUD G., BERLIER Y., (1972). Influence de la paille enfouie sur l'évolution de l'azote du sol et des engrais. C.R. Acad. Agr. Fr. 58, 239-246.

X GUIRAUD G., BUSCARLET L.A., (1975). Comparaison entre spectrométrie de masse et spectrométrie d'émission pour les analyses isotopiques d'azote. IJARI 26, 187-193.

GUIRAUD G., FARDEAU J.C., (1974). Détermination au moyen de 15 N de l'utilisation, par une culture de ray-grass, d'azote provenant de matériel végétal enfoui. 10e Congrès International de Sciences du Sol, Moscou, IX, 106-116.

X GUIRAUD G., FARDEAU J.C., (1977). Dosage par la méthode Kjeldahl des nitrates contenus dans les sols et les végétaux. Ann. agron. 28(3), 329-333.

X GUIRAUD G., FARDEAU J.C., (1980). Détermination isotopique par spectrométrie optique de composés faiblement enrichis en azote 15 . Analisis 8 n° 4, 148-152.

GUIRAUD G., FARDEAU J.C., LLIMOUS G., (1979). Effet d'une culture sur l'évolution de paille marquée à l'azote 15 enfouie dans le sol. Agrochimica XXIII, n° 1, 51-58.

GUIRAUD G., FARDEAU J.C., ROMERO J., (1982). Evolution après enfouissement en sol calcaire de l'azote d'un ray-grass marqué à l'azote 15 . C.R. du 12ème Congrès de l'AISS New-Delhi Février 1982.

GUIRAUD G., GANRY F., LLIMOUS G., (1980a). Etude au moyen de 15 N de l'influence de l'enfouissement répété de compost de paille de mil sur la disponibilité de l'azote d'un sol sableux tropical. *Agro. Trop.* XXXV, 3, 216-219.

GUIRAUD G., GANRY F., LLIMOUS G., (1980b). Action de différents résidus de récolte en sol sableux tropical. Estimation au moyen de 15 N. *Agron. Trop.* XXXV, 3, 220-224.

X GUIRAUD G., MAROL C., (1982). Utilisation de l'azote 15 en science du sol. Application à l'étude des transferts d'azote entre les formes minérales et organiques dans un sol calcaire. *Science du Sol*, n° 2, 125-144.

GUIRAUD G., PACCHIANI L., (1973). Acquisition et traitement en temps réel de données numériques d'analyses isotopiques d'azote par spectrométrie de masse. *Analisis* vol. 2, n° 4, 282-286.

HALLAM M.J., BARTHOLOMEW W.V., (1953). Influence of rate of plant residue addition in accelerating the decomposition of soil organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 17 n° 4, 365-368.

HALSTEAD R.L., SOWDEN F.J., (1968). Effect of long term additions of organic matter on crop yields and soil properties. *Can. J. Soil Sci.* 48 n° 3, 341-348.

HARGROVE W.L., KISSEL D.E., FENN L.B., (1977). Field measurements of ammonia volatilization from surface applications of ammonium salts to a calcareous soil. *Agron. J.* 69, 473-476.

HARMSSEN G.W., VAN SCHREVEN D.A., (1955). Mineralization of organic nitrogen in soil. *Adv. Agron.*, 7, 299-398.

HAUCK R.D., (1968). Soil and fertilizer nitrogen. A review of recent work and commentary. In *Transactions 9th International congress of Soil Science* Adelaïde, vol. II, 474-485.

HAUCK R.D., (1971). Quantitative estimates of nitrogen cycle process. Nitrogen-15 in soil plant studies. AIEA Vienne 65-80.

HAUCK R.D., (1973). Nitrogen tracers in nitrogen cycles studies. Past use and future needs. J. Env. Qual. Vol. 2, n° 3, 317-327.

HAUCK R.D., BREMNER J.M., (1976). Use of tracers for soil nitrogen research. Adv. in Agronomy vol. 28, 219-266.

HAUCK R.D., and BYSTROM M., (1970). ^{15}N : A selected bibliography for agricultural scientists. Iowa State University Press.

HAUCK R.D., MELSTED S.W., (1956). Some aspects of the problem of evaluating denitrification in soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 20, 361-4.

HAUNOLD E., (1978). Nitrogen balance of sugar-beets. C.R. 9e Congrès Annuel ESNA Brno, Tchécoslovaquie 4-9/9/78, 30-37.

HAUNOLD E., (1983). Isotope study on the utilization of soil and fertilizer nitrogen by sugar beet. C.R. Symposium Azote et Betterave Sucrière Bruxelles 16-17/02/83, 136-144.

HENIN S., (1968). Eléments pour une doctrine de l'utilisation des matières organiques. C.R. "Semaine d'étude sur le thème de la matière organique et fertilité du sol." Pontificiae Academiae Scientiarum Scripta Varia 32, 857-882.

HENIN S., (1981). Le cycle de l'azote. Les problèmes de fertilisation et de pollution. C.R. Acad. Agric. Fr., 10, 846-858.

HERA C., (1977). Field experiments for increasing soil productivity with the aid of nitrogen-15. Soil Organic Matter Studies, AIEA, 315-330.

HERA C., (1979). Some aspects of nitrogen fertilization using ^{15}N illustrated by research performed in Romania. Isotopes and radiation in research on soil-plant relationships Vienna AIEA, 107-123.

HETIER J.M., GUIRAUD G., MOUTONNET P., BOSSY A., MAROL C., CHONE T., SCHOULLER E., FARDEAU J.C., ANDREUX F., (1980). Culture de maïs en milieu contrôlé : Analyse des bilans d'azote et de carbone par ^{15}N et ^{14}C . Science du Sol, n° 2, 127-140.

HEVESY G., (1923). The absorption and translocation of lead by plants. Biochem. J., 17, 439-448.

HIROSE S., (1973). Immobilization of inorganic nitrogen during the decomposition of rice straw compost under upland conditions. Journal of the Science of Soil and Manure, Tokyo, 44 (6), 211-216. From Soil Science and Plant Nutrition 20, 331.

HOCH M., WEISSER H.R., (1950). Micromethode spectroscopique pour l'estimation de ^{15}N . Helv. Chim. Acta., 33, 2128.

HOMERE, ~ IXe siècle. L'Odyssée. Livre XVII.

HUNTER A.S., CARTER D.L., (1965). Studies of methods for measuring forms of available soil N. Soil Sci. Vol. 100 n° 3, 112-117.

IAEA, (1970). Rice fertilization. Technical Reports series, IAEA, n° 108.

IAEA, (1970). Fertilizer management practices for maize : Results of experiments with isotopes. Technical Reports series, IAEA, n° 121.

IAEA, (1971). Rapport final. Nitrogen 15 in soil-plant studies Vienne, 249-251.

IAEA, (1974). Isotope studies on wheat fertilization. Technical Reports series, IAEA, n° 157.

IAEA, (1977). Rapport final. Stable isotopes in the life Science Vienne, 399-418.

IAEA, (1978). Isotope studies on rice fertilization. Technical Reports series IAEA, n° 181.

I.T.C.F., - A.P.R.I.A., (1976). Les pailles de céréales. Rapport ronéotypé 471 pages.

JAKOVLJEVIC M., PETROVIC M., JELENIC Dj, (1979). Influence of different nitrogen fertilizers on the availability of soil nitrogen. ESNA Newsletter (Belgrade), 32-41.

JANSSON S.L., (1958). Tracer studies on nitrogen transformations in soil with special attention to mineralization.- immobilization relationships. Kingl. Lantbrukshögskolans Ann. 24, 101-361.

JANSSON S.L., (1963). Balance sheet and residual effects of fertilizer-nitrogen in a 6 year study with ^{15}N . Soil Sci. 95, 31-37.

JANSSON S.L., (1971). Use of ^{15}N in studies of soil nitrogen. In Mc LAREN A.D. and SKUJINS J. Ed. Soil Biochemistry, 2, 129-166.

JANSSON S.L., HALLAM M.J., BARTHOLOMEW W.V., (1955). Preferential utilization of ammonium over nitrate by micro-organisms in the decomposition of oat straw. Plant and Soil, VI, 382-390.

JANSSON S.L., PERSSON J., (1982). Mineralization and immobilization of soil nitrogen. In Nitrogen in agricultural soils, Agronomy n°22, 229-252.

JENKINSON D.S., (1968). Chemical tests for potentially available nitrogen in soil. J. Sci. Food Agric., t. 19, 3, 160-168.

JONES J.M., RICHARDS B.N., (1977). Effect of reforestation on turn-over of ^{15}N -labelled nitrate and ammonium in relation to changes in soil microflora. Soil Biol. Biochem. 9, 383-392.

JUMA N.G., PAUL E.A., (1984). Mineralizable soil nitrogen : Amounts and extractability ratios. Soil. Sci. Soc. Am. J. 48, 76-80.

JUNK G.A., SVEC H.J., (1958). "Nitrogen Isotope abundance Measurements". U.S., Atomic Energy Commission, Office of technical information ISC-1138.

JUSTE C., (1982). Le problème de la matière organique des sols dans l'agriculture moderne. Techniques Agricoles n°42, 3, 1360.

KANWAR J.C., (1982). Managing soil resources to meet the challenges to mankind : Presidential Address. 12th International Congress of Soil Science, New-Dehli.

- KETCHESON J.W., JAKOVLJEVIC M., (1968). Transformation of NO_3^- and NH_4^+ in soils. Isotopes and Radiation in Soil Organic Matter Studies AIEA, Vienne 1968, 125-130.
- KETCHESON J.W., JAKOVLJEVIC M., (1970). Effect of plant growth on transformation of mineral N in soils. Plant and Soil 32, 254-257.
- KHANIF Y.M., VAN CLEEMPUT O., BAERT L. (1983). Fate of field-applied labeled fertilizer nitrate on sandy soils. Plant and Soil 74, 473-476.
- KIMBER R.W.L., (1967). Phytotoxicity from plant residues I. The influence of rotted wheat straw on seedling growth. Aust. J. Agric. Res. 18, 361-374.
- KIMBER R.W.L., (1973). Phytotoxicity from plant residues. III. The relative effect of toxins and nitrogen immobilization on the germination and growth of wheat. Plant and Soil 38, 543-555.
- KIRKHAM D., BARTHOLOMEW W.V., (1954) (1955). Equation for following nutrient transformations in soil, utilizing tracer data. I, II.
I Soil Sci. Soc. Am. Proc. 18, 33-34.
II Soil Sci. Soc. Am. Proc. 19, 189-192
- KLUYVER A.J., VERHOEVEN W., (1954). Studies on true dissimilatory nitrate reduction II. The mechanism of denitrification. Antonie van Leeuwenhoek 20, 241-262.
- KOHL D.H., SHEARER G., VITHAYANTHIL., (1978). Nitrogen mass balance studies. In Nitrogen in the environment Vol. I. Edited by NIELSEN D.R. and Mac DONALD J.G.
- KOLENBRANDER G.L., (1968). Size and nature of the variability of the mineral nitrogen content in soil. Stikstof, n°12, 125-130.
- KONONOVA M.M., (1966). In Soil organic matter (2nd English Edition). Pergamon Press.
- KORENKOV D.A., (1968). The use of ^{15}N in research on the conversion of fertilizer nitrogen in soil. Isotopes and radiation in soil organic matter studies AIEA Vienne, 151-173.
- KOWALENKO C.G., (1978). Nitrogen transformations and transport over 17 months in field fallow microplots using ^{15}N . Canadian Journal of Soil Science 58 (1) 69-76.

KRISHNAMOORTHY K.K., KHOTANDARAMAN G.V., (1982). Organic manuring and green manuring in tropical soils : Indian experience. 12ème Congrès International de Science du Sol, New-Dehli, Vol. I, 179-188.

LAL R., KANG B.T., (1982). Management of organic matter in soils of the tropics and subtropics. 12ème Congrès International de Science du Sol, New-Dehli, Vol. I, 152-178.

LAURA R.D., (1974). Effect of neutral salts on carbon and nitrogen mineralization of organic matter in soil. *Plant and Soil*, 41, 113-127.

LAURA R.D., (1975 a). The "A-value" and the priming effect of nitrogen fertilizers on soil nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 39, 596-597.

LAURA R.D., (1975 b). On the "priming effect" of ammonium fertilizers. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 39, 385.

LAVOISIER A.L., (1789). *Traité Élémentaire de Chimie*, Paris.

LAWES J.B., GILBERT J.H., (1895). The Rothamsted Experiments, being an account of some of the results of the agricultural investigations conducted at Rothamsted in the field, the feeding shed and the laboratory, over a period of 50 years. *Trans. Highland and agric. Soc. Scotland* 9, 1-354.

LE CREN E.D., (1965). A note on the history of mark-recapture population estimates. *J. anim. Ecol.* 34, 453-454

LEFEVRE G., BLANC-AICARD D., DROUINEAU G., (1953). Le problème de l'enfouissement des pailles et ses contingences pédoclimatiques. *An. Agro.*, III, 379-397.

LEFEVRE G., HIROUX G., YVART B., (1981). Effets des apports organiques et minéraux sur le comportement de l'azote dans le sol. *Science du Sol*, n°1, 31-53.

LEGG J.O., ALLISON F.E., (1959). Recovery of ¹⁵N tagged nitrogen from ammonium fixing soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 23, 131-134.

LEGG J.O., ALLISON F.E., (1967). A tracer study of nitrogen balance and residual nitrogen availability with 12 soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 31, 403-406.

LEGG J.O., MEISINGER J.J., (1982). Soil Nitrogen Budgets. In *Nitrogen in Agricultural Soils*, *Agronomy*, 22, 503-566.

LEGG J.O., SLOGER C., (1975). A tracer method for determining nitrogen symbiotic fixation in field studies. *Proc. 2nd Int. Conf. Stable Isotopes*. Oak Brook Illinois.

LEGG J.O., STANFORD G., (1967). Utilization of soil and fertilizer nitrogen by oats in relation to available nitrogen status of soil. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 31, n°2, 215-219.

X LEICKNAM J.P., (1968). Contribution à l'analyse isotopique de l'azote par spectrométrie optique. Rapport CEA R 3410.

X LEICKNAM J.P., MIDDELBOE V., PROKSCH G., (1968). Analyse isotopique de l'azote par spectrométrie optique pour de faibles teneurs en ^{15}N . Anal. Chim. Acta. 40, 487-502.

LEMAIRE F., (1972). Etude des différents facteurs influençant la manifestation de l'effet spécifique de la matière organique sur les végétaux. Ann. Agro., 23 (1), 77-100.

X LEMASSON L., PAGES J., GUIRAUD G., (1982). Col. Routine ^{15}N analysis on small samples by emission spectrometry. Analysis, 10, n°1, 23-30.

LENSI R., (1981). Denitrification en sol hydromorphe : étude méthodologique. Thèse de doctorat de troisième cycle d'écologie microbienne. Université Claude Bernard Lyon I.

LHOTELLIER H., SEGARD E., (1983). Dynamique de l'urée. Etude comparée en sols cultivés. Utilisation de l'azote 15 . Mémoire de fin d'études ISA Lille.

LIEBIG J., (1834). La nouvelle doctrine de la nutrition minérale des plantes.

LINDEMANN Y., (1977). Caractérisation de l'hétérogénéité des répartitions de l'azote nitrique en sol nu. C.R. Acad. Agric. Fr., 13, 915-924.

LINDEMANN Y., (1983). Contribution à l'étude statistique de répartition et à la modélisation de la dynamique de l'azote nitrique dans le sol. Thèse de doctorat. (à paraître).

LINDEMANN Y., GUIRAUD G., (1978). Variations de l'azote nitrique dans le sol. Quelques exemples en plein champ de l'hétérogénéité des répartitions et du calcul des transferts avec utilisation d'azote 15 . 41ème Congrès International de recherches Betteravières, Bruxelles 14-16/02/78.

LINDEMANN Y., GUIRAUD G., CHABOUIS C., CHRISTMANN J., MARIOTTI A., (1983). Cinq années d'utilisation de l'isotope 15 de l'azote sur betterave sucrière en plein champ. C.R. du Symposium Azote et Betterave, Bruxelles 16-17/2/83, 100-115.

LYNCH J.M., (1977). Phytotoxicity of acetic acid produced in the anaerobic decomposition of wheat straw. *J. of Applied Bacteriology*, 42, 81-87.

Mac VICAR R., GARMAN W.L., WALL R., (1951). Studies on nitrogen fertilizer using ^{15}N . *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 15, 265-268.

MARIOTTI A., (1982). Apport de la géochimie isotopique à la connaissance du cycle de l'azote. Thèse d'état Université P. et M. Curie Paris VI.

MARIOTTI A., (1983). Atmospheric nitrogen is a reliable standard for natural ^{15}N abundance measurements. *Nature* 303 n°5919, 685-687.

MARIOTTI A., LETOLLE R., (1978). Analyse isotopique de l'azote au niveau des abondances naturelles. *Analisis v6 n°10*, 421-425.

MARIOTTI A., LETOLLE R., BLAVOUX B., CHASSAING B., (1975). Détermination par les teneurs naturelles en ^{15}N de l'origine du NO_3^- ; résultats préliminaires sur le bassin de Mélarchez. *C.R. Acad. Sc. Paris 280 série D*, 423-426.

MARSHALL V.G., DEBELL D.S., (1980). Comparison of four methods of measuring volatilization losses of nitrogen following urea fertilization of forest soils. *Can J. Soil Sci.* 60, 549-563.

MARTIN F., MAUDINAS B., CHEMARDIN M., GADAL P., (1981). Preparation of submicrogram nitrogen samples for isotope analysis by the GS1 emission spectrometer. *IJARI* 32, 215-217.

MARTIN J.P., CHAPMAN H.D., (1951). Volatilization of ammonia from surface fertilized soils. *Soil Sci.* 71, 25-34.

MARY B., REMY J.C., (1979). Essai d'appréciation de la capacité de minéralisation de l'azote des sols de grande culture. I Signification des cinétiques de minéralisation de la matière organique humifiée. *Ann. Agron.*, 30 (6), 513-527.

MATSUO H., HAYASE T., YOKOI H., ONIKURA Y., (1976). Results of long-term fertilizer experiments on paddy rice in Japan. *Ann. Agr.* 27 (5-6), 957-968.

Mc CUNE D.L., STANGEL P.J., (1982). Problems and priorities of research in soil fertility and fertilizers. 12th International Congress of Soil Science, New Dehli, vol. 5, 181-211.

- Mc GILL W.B., PAUL E.A., SRENSON H.L., (1974). Matador Project Can. Int. Biol. Program. Saskatoon, Sask, Tech. Rep., 46.
- MEEK B.D., GRASS L.B., Mac KENZIE A.J., (1969). Applied N losses in relation to O₂ status of soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 33, 575-578.
- MICHUSTINE N., (1971). Use of straw as fertilizer. Agrokhimiya 8, 49-54.
- MIDDELBOE V., (1974). High resolution optical nitrogen-15, analysis. Appl. Spectrosc, 28, 274-276.
- MIDDELBOE V., (1977). Advantages and limitations of mass and photo-spectrometry in nitrogen-15 aided studies. Soil Organic Matter Studies AIEA (Vienne), Vol. II, 205-211.
- MONNIER G., (1965). Action des matières organiques sur la stabilité structurale des sols. Ann. Agro. 16, n°5, 471-534.
- MONNIER G., TURC L., JEANSON LUSINANG C., (1962). Une méthode de fractionnement densimétrique par centrifugation des matières organiques du sol. Ann. Agr. 13 n°1, 55-63.
- MOREL R., (1971). Evolution dans le temps de la quantité d'azote organique du sol. Science du sol, n°1, 121-129.
- MOREL R., (1976). Utilisation des résultats obtenus sur des essais de longue durée dans l'étude des transferts de l'azote dans le sol. Ann. Agro. 27 (5-6) 567-582.
- MOREL R., CHABOUIS C., BOURGEOIS S., (1976). Quelques résultats expérimentaux obtenus sur le champ Deherain. Ann. Agro. 27 (5-6), 855-879.
- MOVSUMOV Z.R., (1969). Loss of ammonia nitrogen from nitrogen fertilizers added to calcareous soils. Soviet Soil Sci., n°4, 416-420.
- MUHAMMAD S., KUMAZAWA K., (1976). Nitrogen distribution studies by emission spectrometry in free amino acids and amides of developing panicle of rice. Z. Pflanzenernaehr. Boden kd. 5, 529-536.
- MULLER J.C., BALLIF J.L., (1981). Azote minéral en sol de craie : Bilan en lysimètre. Colloque Humus et Azote, Reims, 7-10/7/81, 297-304.

MULVANEY R.L., et KURTZ L.T., (1982). A new method for determination of ^{15}N -labelled nitrous oxide. Soil Sci. Soc. Am. J. 46 n°6, 1178-1184.

MUSA M.M., (1968). Nitrogenous fertilizer transformations in the Sudan gezira soil I NH_3 volatilization losses following surface applications of urea and $(\text{NH}_4)_2 \text{SO}_4$. Plant and Soil, XXVIII, 413-42.

NAUDE S.M., (1929). An isotope of nitrogen, mass 15, Phys. Rev. 34, 1498.

NICHOLAS O.J.D., SILVESTER D.J., FOWLER J.F., (1961). Use of radioactive nitrogen in studying nitrogen fixation in bacterial cells and their extracts. Nature, 189, 634-635.

NICOLARDOT B., (1983). Contribution à l'étude de la biomasse microbienne des sols à l'aide de microorganismes marqués au carbone 14 et à l'azote 15. Thèse de docteur-ingénieur, Université Claude Bernard Lyon I.

NOMMIK H., (1956). Investigations on denitrification in soil. Acta Agr. Scand., 6, 195-228.

NOMMIK H., (1957). Fixation and defixation of ammonium in soils. Acta Agr. Scand., 7, 395-436.

NOMMIK H., (1973). Assessment of volatilization loss of ammonia from surface-applied urea on forest soil by ^{15}N recovery. Plant and Soil 38 (3) 589-603.

NORMAN A.G., (1968). The use of isotopes in soil organic matter studies : a survey. C.R. "Semaine d'étude sur le thème de la matière organique et fertilité du sol". Pontificiae Academiae Scientiarum Scripta Varia 32, 89-105.

NORMAN A.G., WERKMAN C.H., (1943). The use of the nitrogen isotope ^{15}N in determining nitrogen recovery from plant materials decomposing in soil. Jour. Am. Soc. Agron. 35, 1023-1025.

NOVAK B., (1974). Nitrogen immobilization as affected by straw. Annali di Microbiologia ed Enzimologia 24, 151-157.

OHMORI M., IIZUMI H., HATTORI A., (1981). An improved procedure for ^{15}N determination by emission spectrometry. Anal. Biochem. 111, 83-86.

OLSEN C., (1929). On the determination of nitrogen in soils. Compt. Rend. Trav., Lab. Carlsberg, 17, 3.

OLSON R.A., (1978). Isotope studies on soil and fertilizer nitrogen. In *Isotopes and Radiation in research on soil-plant relationships AIEA Vienne*. 3-32.

OVERREIN L.N., (1968). Lysimeter studies on tracer nitrogen in forest soil. 1) Nitrogen losses by leaching and volatilization after addition of urea ^{15}N . *Soil Sci.*, 106 n°4, 280-290.

OVERREIN L.N., (1969). Lysimeter studies on tracer nitrogen in forest soil : 2) Comparative losses of nitrogen through leaching and volatilization after the addition of urea, ammonium and nitrate ^{15}N . *Soil Sci.*, 107 n°3, 149-159.

OVERREIN L.N., (1972). Isotope studies on nitrogen in forest soil. II. Distribution and recovery of ^{15}N -enriched fertilizer nitrogen in a 40-month lysimeter investigation. *Meddelelser fra det Norske Skogforsoksvesen* 30 (n°122) 307-324.

OVERREIN L.N., BROADBENT F.E., (1964). Immobilization and mineralization of tracer nitrogen in soils of Northern California. 8th Int. Congress of Soil Sci. Bucharest, III, 791-799.

OWENS L.D., (1960). Nitrogen movement and transformations in soils as evaluated by a lysimeter study utilizing isotopic nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 24, 372-6.

PASCAL, (1956). *Nouveau traité de chimie minérale*. Tome X. Masson et Cie éditeurs.

PAUL E.A., (1970). Plant components and soil organic matter. *Recent Advances in Phytochemistry* 3, 59-104. Stealink C Ed.

PAYNE W.J., (1973). Reduction of nitrogenous oxide by microorganisms. *Bacteriol. Rev.* 37, 409-452.

X PHEIFFER MADSEN P., (1977). Analysis of gaseous nitrogen-15 by emission spectrometry in nitrate reduction experiments in soil. *Stable Isotopes in the life science AIEA (Vienne)* 171-177.

PICHOT J., (1984). Le bilan de l'azote dans quelques agrosystèmes tropicaux. *Agro. Trop.*

PIERRE D., (1983). Impact de l'agriculture sur la qualité des eaux. *Fertilisants et Agriculture* n°85, 51-62.

POCHON J., DE BARJAC H., (1958). *Traité de microbiologie des sols. Applications agronomiques*. Dunod Ed.

POLAK H.L., FEENSTRA G., SLAGMAN J., (1966). Talanta 13, 715.

POWLSON D.S., JENKINSON D.S., (1976). The effects of biocidal treatments on metabolism in soil II : Gamma irradiation, autoclaving air-drying and fumigation. Soil Biol. Bioch., 8 n°3, 179-188.

PRATS J., (1974). Peut-on impunément brûler les pailles ? Bull. techn. Inform., n°295, 865-873.

PRATT P.F., LUND L.J., RIBLE J.M., (1978). An approach to measuring leaching of nitrate from freely drained irrigated fields. In Nitrogen in the environment Academic Press New-York, Vol. 1, 223-256.

PROKSCH G., (1969). Routine analysis of ^{15}N in plant material by mass spectrometry. Plant and Soil, XXXI n°2, 380-384.

X PROKSCH G., (1971). Application of mass and emission spectrometry for $^{14}\text{N}/^{15}\text{N}$ ratio determination in biological material. Isotopes and radiation in soil-plant relationships including forestry AIEA (Vienne) 217-225.

RAMADE F., (1978). Eléments d'écologie appliquée. 2ème Ed. Mc Graw Hill. Inc.

RAWITZ E., BURNS S., ETKIN H., HARDIMAN R., HILLEL D., TERKELTOUB R., (1980). Fate of fertilizer nitrogen in irrigated fields under semi arid conditions. In Soil Nitrogen as fertilizer or pollutant AIEA Vienne 195-235.

RECOUS - PEUCH LESTRADE S., (1983). Fertilisation azotée du blé. 4 années d'utilisation du ^{15}N au champ. Rapport dactylographié INRA-ITCF.

REEDER J.D., O'DEEN W.A., PORTER L.K., LOBER R.W., (1980). A comparison of cross contamination in distillation units used in total nitrogen and nitrogen-15 analysis. Soil Sci. Soc. Am. J. 44, 1262-1267.

REMY J.C., HEBERT J., (1977). Le devenir des engrais azotés dans le sol. C.R. Acad. Agric. Fr., n°11 700-714.

REMY J.C., VIAUX P., (1980). Evolution des engrais azotés dans le sol. Perspectives agricoles, n°43, 5-9.

REMY J.C., VIAUX P., (1983). La fertilisation azotée du blé tendre en système intensif en France. Perspectives Agricoles, 67, 26-34.

- RENNIE D.A., (1970). The significance of the "A" value concept in field fertilizer studies. Isotopes and radiation in investigations of fertilizer and water use efficiency. AIEA Vienne, 132-145.
- RENNIE D.A., FRIED M., (1971). An interpretative analysis of the significance in soil fertility and fertilizer evaluation of ^{15}N labelled fertilizer experiments conducted under field conditions. International. Symp. on soil fertility evaluation Proc., New Dehli, Indian Soc. Soil Sci., t. I, 639-656.
- RENNIE R.J., RENNIE D.A., (1973). Standard isotope versus nitrogen balance criteria for assessing the efficiency of nitrogen sources for barley. Can. J. Soil Sci. 53, 73-77.
- RENNIE R.J., RENNIE D.A., FRIED M., (1978). Concepts of ^{15}N usage in dinitrogen fixation studies. Isotopes in biological dinitrogen fixation, AIEA Vienne, 107-133.
- RIGA A., FISCHER V., VAN PRAAG H.J., (1980). Fate of fertilizer nitrogen applied to winter wheat as $\text{Na } ^{15}\text{NO}_3$ and $(^{15}\text{NH}_4)_2 \text{SO}_4$, studied in microplots through a four course rotation 1. Influence of fertilizer splitting on soil and fertilizer nitrogen. Soil Sci., 130, n°2, 88-99.
- RIGA A., VAN PRAAG H.J., BRIGODE N., (1971). Rapport isotopique naturel de l'azote dans quelques sols forestiers et agricoles de Belgique soumis à divers traitements culturaux. Geoderma, t. 6,3, 213-222.
- RITTENBERG D., (1948). The preparation of gas sample for mass spectrographic isotope analysis. In D.W. WILSON, A.D.C., Nier, P.S. RIEMAN. Preparation and measurement of isotopic tracers 31-42. I.W. Edwards Ann. Abor. Mich.
- ROCHARD E., (1981). Les 4 plus gros fabricants d'engrais français condamnés. Le Matin, 10/12/81, page 8.
- ROLSTON D.E., (1978). Application of gaseous diffusion theory to measurement of denitrification. Nitrogen in the environment Academic Press. 309-335.
- ROLSTON D.E., FRIED M., GOLDHAMER D.A., (1976). Denitrification measured directly from N_2 and N_2O gas fluxes. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 40, 259-266.
- ROLSTON D.E., HOFFMAN D.L., TOY D.W., (1978). Field measurement of denitrification I Flux of N_2 and N_2O . Soil Sci. Soc. Am. J., 42, 863-869.
- ROLSTON D.E., RAO P.S.C., DAVIDSON J.M., JESSUP R.E., (1984). Simulation of denitrification losses of nitrate fertilizer applied to uncropped, cropped and manure amended field plots. Soil Sci. 137 n°4, 270-279.

ROSS P.J., MARTIN A.E., (1970). A rapid procedure for preparing gas samples for ^{15}N determination. *Analyst*, 95, 817-822.

RUSSELL J.S. (1975). A mathematical treatment of the effect of cropping system on soil organic nitrogen in two long term sequential experiments. *Soil Sci.* 120, 37-44.

SAPOZHNIKOV N.A., NESTEROVA E.I., RUSINOVA I.P., SIROTA L.B., LIVANOVA T.K., (1968). The effect of fertilizer nitrogen on plant uptake of nitrogen from different podzolic soils. C.R. 9th Int. Congress of Soil Science, Adelaide, II, 467-474.

SCHNITZER M., (1982). Quo vadis Soil organic matter research ? 12th International Congress of Soil Science, New Dehli, vol. 5, 67-78.

SCHNITZER M., KHAN S.U., (1978). Soil organic matter. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam.

SCHOENHEIMER R., RITTENBERG D., FOSTER G.L., KESTON A.S., RATNER S., (1938). Application of the nitrogen isotope N^{15} for the study of protein metabolism, *Science* 88, 599.

SCOTT T.A., HUMPHERSON R., (1974). Determination of ^{15}N by electrodeless discharge. *Laboratory Practices* 703-705.

X SHEARER G., KOHL D.H., CHIEN S.H., (1978). The nitrogen-15 abundance in a wide variety of soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 42, 899-902.

SHIELDS J.A., PAUL E.A., LOWE W.E., PARKINSON D., (1973). Turnover of microbial tissue in soil under field conditions. *Soil. Biol. Biochem.*, 5, 753-764.

SIMON G., (1960). L'enfouissement des pailles dans le sol. Etude générale et répercussion sur la microflore du sol. *Ann. Agro.*, 11, 5 et 177.

SMITH J.H., DOUGLAS C.L., (1971). Wheat straw decomposition in the field. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 35, 269-272.

SMITH J.H., LEGG J.O., (1971). Reflections on the A value concept of soil nutrient availability. *Soil Sci.*, 112 n°5, 373-375.

SMITH J.H., LEGG J.O., CARTER J.N., (1963). Equipment and procedures for ^{15}N analysis of soil and plant material with the mass spectrometer. *Soil Sci.*, 96, 313-318.

- SOUBIES L., GADET R., MAURY P., (1952). Migration hivernale de l'azote nitrique dans un sol limoneux de la région toulousaine. *Ann. Agro.*, 3, 365-383.
- SOWDEN F.J., ATKINSON H.J., (1968). Effect of long term annual additions of various organic amendments on the organic matter of a clay and a sand. *Can. J. Soil Sci.* 48, 323-330.
- SPRINSON D.B., RITTENBERG D., (1948). Preparation of gas samples for mass spectrometer analysis of isotopic abundance. *Suppl. U.S. Naval Med. Bull.* 82-93.
- STANFORD G., (1982). Assessment of soil nitrogen availability. In *Nitrogen in agricultural soils*, *Agronomy*, 22, 651-688.
- STANFORD G., SMITH S.J., (1972). Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 36, 465-472
- STEFANSON R.C., (1974). Denitrification from fertilizer N placed at various depths in the soil-plant system. *Transactions, 10th International Congress of Soil Science, Moscow, IX*, 141-151.
- STEVENSON F.J., (1957). Distribution of the form of N in some soil profiles. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 21, 283-287.
- STEVENSON F.J., (1965). Origin and distribution of nitrogen in soil. In *Soil Nitrogen* Ed. by BARTHOLOMEW W.V. and CLARK F.E. American Society of Agronomy, Inc. Publisher.
- STEVENSON F.J., (1982). Organic matter and nutrient availability. *12th Congress of Soil Science, New Dehli, vol. I*, 137-151.
- STEVENSON F.J., (1982). Organic forms of soil nitrogen. In *Nitrogen in Agricultural soils. Agronomy n°22*.
- STEWART B.A., JOHNSON D.D., PORTER L.K., (1963). Availability of fertilizer nitrogen immobilized during decomposition of straw. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 27, 656-659.
- STEWART B.A., PORTER L.K., JOHNSON D.D., (1963). Immobilization and mineralisation of nitrogen in several organic fraction of soil. *Sci. Soc. Am. Proc.*, 27, 302-304.

STOTZKY G., MORTENSEN J.L., (1958). Effect of addition level and maturity of rye tissue on the decomposition of a muck soil. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 22, 521-524.

STREBEL O., GRIMME H., RENGER M., FLEIGE H., (1980). A field study with nitrogen-15 of soil and fertilizer nitrate uptake and of water withdrawal by spring wheat. Soil Sci., 130 n°4, 205-210.

TAKAHASHI D.T., (1967). Effect of amount and timing on the fate of fertilizer nitrogen in lysimeter studies with ¹⁵N. Hawaiian Plant. Rec., 57, n°4, 292-309.

TERMAN G.L., BROWN M.A., (1968). Uptake of fertilizer and Soil nitrogen by Rye Grass as affected by carbonaceous residue. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 32, n°1, 86-90.

THAER (1828). Principes raisonnés d'agronomie.

THENABADU M.V., (1979). Isotope studies on loss of nitrogenous fertilizers from soils. Isotopes and radiation in research on soil-plant relationships, AIEA Vienne, 125-135.

THIBAUT P., (1972). Calcul des teneurs isotopiques de l'oxygène et du gaz carbonique. Analyses au spectromètre de masse dans des conditions de non équilibre et d'équilibre isotopique. C.R. du colloque international "Les isotopes de l'oxygène" Cadarache 4-9/9/72, 51-62.

TIEDJE J.M., FIRESTONE R.B. et al. (1979). Methods for production and use of nitrogen 13 in studies of denitrification. Soil Sci. Am. J. 43, n°5, 709-715.

TUSNEEM M.E., PATRICK W.H. Jr., (1971). Nitrogen transformations in water-logged soil. Bulletin Louisiana Agricultural Experiment Station n°657, 75 pp.

TYLER K.B., BROADBENT F.E., (1958). Nitrogen uptake by rye-grass from three tagged Ammonium fertilizers. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 22, 231-234.

ULMAN L., (1971). Effect of straw manuring on the yields of potatoes and oats in the mountain zone. Rostlina Vyroba 17 (9) 947-952.

VAN CLEEMPUT O., BAERT L., (1980). Recovery and balance of field applied nitrate. Pedologie 1980. XXX, 3, 309-321.

- VAN DEN HENDE A., EECKHAUT Ir.Z., (1960). Etude du problème de l'azote à l'aide de ^{15}N . La recherche agronomique en Belgique (Bruxelles), Tome I, 113.
- VAN LIEROP W., TRAN T.S., (1980). The comparative use of nitrate, ammonium and urea fertilizers by oats and wheat as determined by ^{15}N -techniques. Soil Science and Plant analysis M. DEKKER Inc., 11 (3) 231-250.
- VAN PRAAG H.J., BRIGODE N., (1973). Cycle interne de l'azote et du soufre dans les horizons humifiés forestiers des sols bruns acides. I : Cycle interne de l'azote et effet de la température. Plant and Soil, 39, 35-48.
- VAN PRAAG H.J., FISCHER V., RIGA A., (1980). Fate of fertilizer nitrogen applied to winter wheat on $\text{Na}^{15}\text{NO}_3$ and $(^{15}\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ studied in microplots through a four-course rotation : 2 Fixed ammonium turnover and nitrogen reversion. Soil Sci. 130 n°2, 100-105.
- VIAUX P., (1980). Fumure azotée des céréales d'hiver. Perspectives Agricoles 43, 10-26.
- VON THIES W., BECKER K.W., MEYER B., (1977). Bilanz von markiertem Dünger-N ($^{15}\text{NH}_4$ und $^{15}\text{NO}_3$) in natürlich gelagerten Sandlysometern sowie zeitlicher verlauf der dünger-und bodenbürtingen N-Austrags in Vergleich Bewuchs-Brauche. Landwirtschaftliche Forschung, Aachen 19-24/9/77, 55-73.
- WALLACE J.M., ELLIOTT L.F., (1979). Phytotoxins from anaerobically decomposing wheat straw. Soil Biol. Biochem., 11, 325-330.
- WESTERMAN R.L., KURTZ L.T., (1973). Priming effect of ^{15}N labelled fertilizers on soil N in field experiments. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 37, 725-727.
- WESTERMAN R.L., KURTZ L.T., (1974). Isotopic and nonisotopic estimations of fertilizer nitrogen uptake by sudangrass in field experiments. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 38 (1) 107-109.
- WESTERMAN R.L., KURTZ L.T., (1974). Reply to Fried and Broeshart. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 38, 858-859.
- WESTERMAN R.L., TUCKER T.C., (1974). Effect of salts or salts plus nitrogen-15 labelled ammonium chloride on mineralization of soil nitrogen, nitrification, and immobilization. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 38, 602-605.
- WESTERMAN R.L., TUCKER T.C., (1975). Reply to Laura. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 39, 386.

WESTERMAN R.L., TUCKER T.C., (1978). Factors affecting denitrification in a Sonoran desert soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 42, 596-599.

WETSELAAR R., (1961). Nitrate distribution in tropical soils. II : Extent of capillary accumulation of nitrate during a long dry period. *Plant and Soil* XVIN°2, 121-133.

WETSELAAR R., (1962). Nitrate distribution in tropical soils : III Downward movement and accumulation of NO₃⁻ in the subsoil. *Plant Soil* : XVI (1), 19-31.

WETZEL K., (1977). Analysis of stable isotopes. *Stable isotopes in the life science AIEA (Vienne)* 141-157.

WIJLER J., DELWICHE C.L., (1954). Investigations on the denitrifying process in soil. *Plant and Soil* V, 155-169.

WINTERINGHAM F.P.W., (1980). Nitrogen balance and related studies : a global review. *Soil Nitrogen as fertilizer or pollutant Vienne AIEA*, 307-344.

WOLDENDORP J.W., (1963). The influence of living plants on denitrification. *Meded. Landb. Hogesch Wageningen*, 63, 1-100.

WOLK C.P. et al, (1976). The pathway of nitrogen metabolism after fixation of ¹³N labelled nitrogen gas by the cyanobacterium *Anabaena cylindrica*. *J. Biol. Chem.*, 251, 5027-5034.

YAACOB O., BLAIR G.J., (1980). Mineralization of ¹⁵N labelled legume residues in soil with different nitrogen contents and its uptake by Rhodes grass. *Plant and Soil*, 57, 23, 237-248.

YANKOVITCH L., (1956). Résultats de 22 années d'expériences dans les cases lysimétriques et cases de végétation. *Annales du Service Botanique et Agronomique de Tunisie*, 29.

YOSHIDA T., PADRE B.C., (1977). Transformation of soil and fertilizer nitrogen in paddy soil and their availability to rice plants. *Plant and soil*, t. 47, 1, 113-123.

YOSHINARI T., HYNES R., KNOWLES R., (1977). Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction and measurement of denitrification and nitrogen fixation in soil. *Soil Biol. Biochem.* 9, 177-183.

ZAKHARCHENKO I.G., (1974). Nitrogen supply by precipitation and leaching from soils of the forest and forest-steppe zones of the Ukraine. *Agrokhimiya (n°2)* 20-24.

RESUME

L'azote tient une place primordiale parmi tous les éléments indispensables à la croissance des végétaux. Dans le sol, il est pour plus de 95% sous forme organique susceptible d'évoluer de différentes façons. Ces mouvements divers se trouvent impliqués dans le "Cycle de l'Azote". Etant donné les transferts incessants d'une forme à l'autre, les traceurs constituent un outil de choix pour une telle étude ; pour l'azote, le traceur choisi est l'isotope 15, stable.

Ce mémoire est divisé en trois parties :

- La première traite des conditions générales d'utilisation des traceurs et plus particulièrement des méthodes d'analyses de l'azote 15.
- La deuxième porte sur l'application de cette technologie isotopique à quelques étapes du cycle de l'azote.
- La troisième aborde la partie pratique concernant les apports d'engrais indispensables à la production végétale.

1) L'utilisation des isotopes stables comme traceurs impose des contraintes encore plus strictes que celles nécessaires pour l'utilisation des isotopes radioactifs ; mais pour l'azote, les isotopes radioactifs existants ne peuvent être utilisés facilement en agronomie.

Après un rappel de différentes définitions (notamment celle de l'excès isotopique), les conditions d'emploi de la méthode de dilution isotopique sont définies et les méthodes analytiques exposées.

Grâce à la mise au point de la spectroscopie optique, une technique de mesure plus simple et moins exigeante que la spectrométrie de masse est disponible. Des précautions doivent être prises car la facilité de manipulation du spectromètre optique peut masquer des erreurs analytiques graves commises dans la préparation antérieure des échantillons. Cette technique est décrite et les calculs des enrichissements isotopiques sont détaillés.

Par ailleurs une méthode permettant de doser quantitativement l'azote (y compris sous forme nitrique) dans les sols et les végétaux est proposée. Enfin l'azote étant présent dans le sol sous différentes formes organiques, une technique simple de fractionnement par hydrolyse acide est mise au point.

2) Dans le sol l'azote évolue constamment entre les formes organiques et minérales. Des enfouissements de résidus de récolte marqués en première approximation de façon homogène (engrais vert et paille) ayant des rapports C/N différents permettent de suivre la minéralisation aussi bien de l'azote déjà présent sous forme organique dans le sol que de l'azote ainsi apporté. Pour des végétaux, il apparaît qu'en dessous d'un rapport C/N de l'ordre de 20 il se produit une minéralisation nette ; au dessus de 20 c'est au contraire l'organisation qui prévaut. L'apport d'azote 15 met en évidence cependant des processus bruts plus importants dans le cas d'un apport de carbone exogène, même lors de forte diminution d'azote minéral : la minéralisation brute est supérieure à celle du témoin qui fait état d'une minéralisation nette positive.

Lors d'une culture, l'effet dépressif causé par la paille provient de cette organisation de l'azote minéral mais aussi d'une inhibition de la germination provoquée par des substances toxiques.

Les champs d'essais de longue durée permettent d'apprécier les effets à long terme de pratiques agricoles courantes (enfouissement des résidus de récolte).

Sur des sols riches, les différenciations n'apparaissent qu'après de longues années ; l'azote 15 apporte plus rapidement des renseignements sur l'évolution de la matière organique du sol car bien souvent l'apport d'engrais estompe les modifications apportées par les traitements au champ.

L'azote minéral marqué s'incorpore dans différentes fractions de la matière organique et principalement dans celles contenant les acides aminés. Cette organisation est favorisée tant en valeur absolue qu'en vitesse par l'apport de carbone activant la microflore tellurique.

Lors d'une culture cette organisation se produit dans les racines qui constituent une source de matière organique héritée pour le sol. La distinction entre l'azote organique des racines et celui des microorganismes du sol est difficile. Une méthode de séparation doit être trouvée. Enfin au cours de ces fractionnements, il est apparu une grande hétérogénéité du marquage isotopique des différents composés organiques ; il s'impose une grande prudence dans l'interprétation des résultats expérimentaux.

Pour déterminer les processus bruts, trois méthodes sont analysées. Celle par cinétique de dilution isotopique n'est que rarement utilisable et celle proposée par KIRKHAM et BARTHOLOMEW ne peut s'appliquer que si la quantité d'azote 15 du système reste constante. Une troisième méthode est basée sur les variations de la quantité de traceur sous forme minérale ; elle donne de bons résultats et permet aussi d'apprécier les transferts d'azote hors du système sol-plante. Plusieurs exemples de calcul dans différentes conditions sont proposés.

Les pertes d'azote hors du système sol-plante peuvent être de trois sortes : volatilisation d'ammoniac, dénitrification et lixiviation.

Dans nos essais, hormis ceux en climat tropical, les pertes par volatilisation d'ammoniac sont faibles ; par contre, suivant les conditions, celles par dénitrification ou lixiviation peuvent concerner la quasi totalité d'un engrais nitrique.

Lors d'une expérience, *in vitro*, en présence de glucose et en anaérobiose il a ainsi été mesuré directement des pertes atteignant 90% de l'azote 15 ajouté.

Le dégagement gazeux initial se trouve être l'oxyde nitreux peu à peu remplacé par l'azote moléculaire. Une méthode permettant de calculer les quantités et les excès isotopiques de ces différents gaz est donnée. Sans atteindre de telles valeurs lors des cultures les pertes par dénitrification constituent un phénomène général. Elles concernent, en moyenne, environ 20% du traceur. Leur détermination directe au champ est difficile et, bien souvent, elles ne sont estimées que par différence sans qu'elles ne puissent être distinguées de celles par lixiviation déterminées lors des essais en cases lysimétriques.

Dans de tels essais, sur sol nu, les pertes peuvent être considérables. Sur sol cultivé, elles sont généralement faibles si les pratiques culturales et les conditions atmosphériques demeurent proches de la normale. Les pollutions des nappes phréatiques par les engrais peuvent donc être limitées.

3) L'emploi d'engrais marqué à l'azote 15 permet de mesurer le coefficient réel d'utilisation des engrais azotés et d'établir des bilans précis. Ces déterminations se font en vases de végétation ou mieux en cases lysimétriques et au champ.

Le coefficient réel d'utilisation est généralement compris entre 50 et 70% ; suivant les conditions expérimentales certaines valeurs s'écartent considérablement de ces chiffres. Les coefficients apparents d'utilisation sont parfois supérieurs à 100% et ne rendent donc pas compte de l'efficacité des engrais. Au cours d'une même culture le coefficient réel d'utilisation de l'azote passe par un maximum. Il se produit en fin de végétation un transfert de l'azote des parties aériennes vers les racines ; ce transfert est cependant insuffisant pour expliquer la totalité du déficit mesuré. Il est possible, sous certaines conditions, d'obtenir des coefficients réels d'utilisation proches de 100%. Un tel objectif ne paraît pas souhaitable à long terme car, malgré l'enfouissement des résidus de récolte, il se produit une diminution importante du stock organique de l'azote du sol.

Une technique utilisée pour définir la quantité d'azote du sol disponible pour la culture est celle de la valeur A ; cette mesure se fait aisément avec l'utilisation des engrais marqués et les calculs sont effectués sur un certain nombre d'exemples.

Il en ressort des résultats tout à fait variables d'un essai sur l'autre. Plusieurs raisons expliquent ces variations. Il semble que la valeur A présente un intérêt limité et son utilisation à des fins agronomiques ne doit se faire qu'avec prudence.

Ces résultats montrent que le cycle de l'azote dans la biosphère est un système complexe dont plusieurs composantes antagonistes peuvent évoluer simultanément, sous l'action de différents paramètres qu'il est parfois difficile sinon impossible de contrôler totalement. L'emploi de l'azote quinze permet de préciser nos connaissances pour une meilleure gestion de ce "Cycle de l'Azote".

Mots clés : cycle de l'azote ; ^{15}N ; Spectrométrie d'émission ; Minéralisation ; Organisation ; Résidus de résolte ; Engrais vert ; Coefficient réel d'utilisation ; Valeur A.

SUMMARY

This report aims at studying some pathways of the nitrogen cycle by means of the stable isotope ^{15}N . ^{15}N -tracer techniques are explained and comments made on terms commonly used.

Emission spectrometry is proposed as a substitute for mass spectrometry for ^{15}N analysis. This technique is simpler than mass spectrometry and is described briefly.

Nitrogen in the soil is continuously involved in two opposite transformation processes, namely mineralization and immobilization. The turning under of ^{15}N -enriched crop residues with differing $\frac{\text{C}}{\text{N}}$ values (green manure and cereal straw) makes it possible to follow the mineralization process of both soil and crop residue nitrogen. $\frac{\text{C}}{\text{N}}$ values over 20 favours the immobilization process. Mineral N is incorporated into various organic fractions which are separated by acid hydrolysis; the tracer is recovered mainly in the amino acid forms.

When evaluating the simultaneous transferts between mineral and organic nitrogen forms it was found that the amounts actually at work (gross processes) are much higher than those observed directly (net processes). A Method is suggested for measuring the amounts involved in the gross processes. It is based on the variation of the tracer amounts in the mineral form. This method allows also the determination of nitrogen leaving the soil-plant system (losses).

Losses may be due to ammonia volatilization, denitrification and lixiviation. Volatilization losses were small in our experiments. Denitrification losses were high in some cases; the evaluation of these losses through an "in vitro" method is described but the actual denitrification is difficult to be valuated in the field. Lixiviation losses as determined by lysimeter experiments were very small in normally cultivated soils but high in bare soils. The true percent plant recovery of fertilizer N was measured in several pot, lysimeter and field experiments. The average recovery value ranged between 50 and 70% though some individual values were either much lower or much higher.

A nearly 100% plant recovery value is possible in thoroughly controlled conditions. Such a goal is not advisable in the long run as the amount of soil organic matter would decrease even if crop residues are ploughed in or turned under.

Determination of the A value is usually utilized as a measure of the soil nitrogen available to the crop. This value bears little interest and ought to be used with care. The biological processes involved in the nitrogen cycle are complex as they are often antagonistic. ^{15}N is a useful tool and is sometimes required for quantitative evaluations.

Key words : Nitrogen cycle ; ^{15}N ; Emission spectrometry ; Mineralization ; Immobilization ; Crop residues ; Green manure ; True percent plant recovery ; A value.

RESUMEN

La finalidad de este trabajo es el estudio de ciertas partes del ciclo del nitrógeno por medio de nitrógeno quince. Se precizan sus condiciones de utilización así como ciertas definiciones básicas; se propone y describe la técnica de espectrometría óptica, técnica de valoración más simple que la espectrometría de masa.

En el suelo, el nitrógeno evoluciona constantemente entre las formas orgánicas y minerales. El enterramiento de los residuos de cosecha marcados que tienen una relación C/N diferente (abono verde y paja de cereal) permiten seguir la mineralización tanto del nitrógeno ya presente bajo forma orgánica en el suelo, como del nitrógeno aportado por los residuos. Por encima de una relación C/N de 20 la organización es favorecida.

Las diferentes fracciones orgánicas bajo las cuales se incorpora el nitrógeno mineral se separan por hidrólisis ácida. El trazador se encuentra principalmente en los ácidos amineados.

Las cantidades de nitrógeno que son realmente implicadas en las transferencias incesantes entre formas minerales y orgánicas, dichos procesos brutos, son mucho más importantes que aquellos observados directamente sin trazador, dichos procesos netos. Para cuantificar estos procesos brutos, se propone un método basado en la variación de la cantidad de trazadores bajo forma de mineral. Este método permite además apreciar las transferencias de nitrógeno fuera del sistema suelo planta (llamadas pérdidas) Las pérdidas son de tres tipos;

- volatilización de NH_4^+
- desnitrificación
- lixiviación

En nuestro trabajo, las pérdidas por volatilización son débiles ; las pérdidas por desnitrificación pueden ser importantes lo que puede determinarse mas facilmente "in vitro" por el método que presentamos, que por estimacion directa al campo. Las pérdidas por lixiviación, determinadas por lisimetría, son muy débiles en condiciones normales para los suelos cultivados, pero, pueden ser importantes para los suelos sin cultivo.

En varios ensayos (vaso de vegetación, lisímetros o campo, se ha medido el Coeficiente Real de Utilización, de los principales abonos nitrogenados. El valor medio esta entre 50 y 70%, ciertos valores alejandose considerablemente del promedio, ya sea en un sentido o en el otro. En particular, en condiciones perfectamente controladas, el coeficiente real de utilización puede acercarse del 100%. Un tal objetivo, no es recomendable a largo plazo pues el conlleva obligatoriamente una baja del stock de materia orgánica del suelo, aun cuando los residuos de cosecha son restituidos.

El valor A es una técnica utilizada para definir la cantidad de nitrógeno del suelo disponible para el cultivo. Este valor no presenta sino un valor limitado y debe utilizarse con suma prudencia.

Los diferentes procesos biológicos implicados en el ciclo del nitrógeno son complejos y amenudo antagonicos ; el empleo del nitrógeno quince es muy util y aveces indispensable para cuantificarlos.

Palabras claves : Nitrogeno quince ; Ciclo del nitrógeno ; Espectrometro óptico ; Mineralización ; Organización ; Residuos de cosecha ; Abonos marcados ; Pérdidas ; Coeficiente real de utilización ; Valor A .

TABLE DES MATIERES

AVANT-PROPOS	
INTRODUCTION	1
1ÈRE PARTIE - TECHNOLOGIE ISOTOPIQUE	7
CHAPITRE I - UTILISATION DES ISOTOPES COMME TRACEUR	9
CHAPITRE II - DEFINITIONS ET METHODES ANALYTIQUES	17
II.1 - DEFINITIONS	19
II.1.1 - ABONDANCE ISOTOPIQUE	19
II.1.2 - EXCÈS ISOTOPIQUE	20
II.1.3 - MÉTHODE DE DILUTION ISOTOPIQUE	22
II.1.4 - CONDITIONS DE VALIDITÉ DE LA MÉTHODE DE DILUTION ISOTOPIQUE	23
II.1.5 - "NITROGEN DERIVED FROM FERTILIZER" (Nd ff%)	24
II.1.6 - COEFFICIENT RÉEL D'UTILISATION D'UN ENGRAIS (CRU)	25
II.2 - METHODES ANALYTIQUES	26
II.2.1 - DOSAGE CHIMIQUE DE L'AZOTE	26
II.2.2 - DOSAGE ISOTOPIQUE DE L'AZOTE	28
II.2.2.1 - PRÉPARATION DES SOLUTIONS D'HYPOBROMITE	29
II.2.2.2 - CONVERSION DU SULFATE D'AMMONIUM EN AZOTE MOLÉCULAIRE	29
II.2.2.3 - EXPRESSION DES RÉSULTATS	29
II.2.3 - APPAREILLAGE DE MESURE	34
II.2.3.1. - PRINCIPE DE LA SPECTROMÉTRIE DE MASSE	34
II.2.3.2. - PRINCIPE DE LA SPECTROSCOPIE OPTIQUE	35
II.2.3.3. - SPECTROMÈTRE OPTIQUE GS1	36
II.2.3.4. - PRÉPARATION DES TUBES À DÉCHARGE SANS ÉLECTRODES	39

II.2.3.5. - RÉSULTATS	43
II.2.4 - TECHNIQUES PARTICULIÈRES	46
II.2.4.1. - ANALYSE D'ÉCHANTILLONS DE SOLS ET DE VÉGÉTAUX CONTENANT DES NITRATES	46
II.2.4.2. - FRACTIONNEMENT DE L'AZOTE DANS LA MATIÈRE ORGANIQUE DU SOL	50
II.2.5 - ERREURS ANALYTIQUES - TRAITEMENT STATISTIQUE DES RÉSULTATS	52
CONCLUSION	53
2ÈME PARTIE - ETUDE DU CYCLE DE L'AZOTE A L'AIDE DES METHODES ISOTOPIQUES	55
CHAPITRE III - MINERALISATION ET EVOLUTION DE LA MATIERE ORGANIQUE	57
III.1 - DEVENIR DE L'AZOTE D'UN ENGRAIS VERT	61
III.1.1 - CULTURE EN PRÉSENCE DE RAY-GRASS MARQUÉ	62
III.1.1.1 - PARTIES AÉRIENNES	64
III.1.1.2 - BILAN GÉNÉRAL DE L'AZOTE	69
III.1.2 - INCUBATION DE SOL EN PRÉSENCE DE RAY-GRASS MARQUÉ	70
III.1.2.1 - EVOLUTION DE L'AZOTE DU RAY-GRASS* ENFOUI	70
III.1.2.2 - INCUBATION DE SOL + RAY-GRASS* ENFOUI AVEC ADDITION DE GLUCOSE	75
III.1.2.3 - CULTURE SUR LE SOL INCUBÉ AU PRÉALABLE AVEC DU RAY-GRASS*	77
III.2 - DEVENIR DE L'AZOTE D'UNE PAILLE	80
III.2.1 - CULTURE EN PRÉSENCE DE PAILLE DE BLÉ MARQUÉE	80
III.2.1.1 - EXPORTATION DE L'AZOTE DANS LES PARTIES AÉRIENNES - BILAN GÉNÉRAL DE L'AZOTE	81
III.2.1.2 - FRACTIONNEMENT DE L'AZOTE DU SOL AVANT ET APRÈS LA CULTURE	85
III.2.2 - INCUBATION DE SOL EN PRÉSENCE DE PAILLE MARQUÉE	87

VI.2.1 - CALCUL DE "m" ET "o" PAR LES ÉQUATIONS DE KIRKHAM ET BARTHOLOMEW (MÉTHODE A)	146
VI.2.2 - CALCUL DE "m" ET "o" PAR CINÉTIQUE DE DILUTION ISOTOPIQUE (MÉTHODE B)	148
VI.2.3 - CALCUL DE "m" ET "o" PAR VARIATION DE LA QUANTITÉ D'AZOTE 15 (MÉTHODE C)	151
VI.2.4 - COMPARAISON DES RÉSULTATS OBTENUS AVEC LES TROIS MÉTHODES DE CALCUL	154
VI .3 - APPLICATIONS DES DIFFERENTS MODES DE CALCUL DE LA MINERALISATION ET DE L'ORGANISATION BRUTE	158
VI.3.1 - ESSAIS SUR LE SOL DE CADARACHE	158
VI.3.2 - ESSAIS RELEVÉS DANS LA LITTÉRATURE	164
VI.3.3 - ESSAIS AU CHAMP	170
VI.3.4 - ORGANISATION BRUTE	173
CONCLUSION	178
CHAPITRE VII - TRANSFERTS D'AZOTE HORS DU SYSTEME SOL-PLANTE	181
VII.1 - VOLATILISATION D'AMMONIAC	184
VII.2 - DENITRIFICATION	187
VII.2.1 - EVALUATION DES PERTES LORS D'UNE CULTURE EN POTS	190
VII.2.2 - MESURE DIRECTE DE LA DÉNITRIFICATION	191
VII.2.2.1 - DISPOSITIF EXPÉRIMENTAL	191
VII.2.2.2 - DOSAGE DE L'OXYDE NITREUX (N ₂ O)	193
VII.2.2.3 - DOSAGE DE L'AZOTE MOLÉCULAIRE (N ₂)	195
VII.2.2.4 - APPLICATIONS ET RÉSULTATS	197
VII.3 - LIXIVIATION	201
VII.3.1 - MESURE DE LA LIXIVIATION SUR LE DISPOSITIF LYSIMÉTRIQUE DE CADARACHE	202
VII.3.2 - MESURE DE LA LIXIVIATION SUR LE DISPOSITIF LYSIMÉTRIQUE DE BAMBEY (SÉNÉGAL)	210

CHAPITRE IX - AZOTE UTILISABLE EN PROVENANCE DU SOL : VALEUR A	267
IX.1 - DEFINITION	269
IX.2 - METHODE DE CALCUL	270
IX.3 - RESULTATS EXPERIMENTAUX	271
IX.4 - DISCUSSION	276
CONCLUSION	277
CONCLUSION GENERALE	279
BIBLIOGRAPHIE	287
RESUME	319
TABLE DES MATIERES	329

Imprimé
par la Section de Documentation
C.E.N./CADARACHE