

Terres irriguées et micro-organismes telluriques

F. Naâman⁽¹⁾, A. Denoel⁽²⁾, B. Soudi⁽³⁾ et C. N. Chiang⁽²⁾

⁽¹⁾Université Chouaib Doukkali, Faculté des Sciences, Département de biologie, B.P. 20, Km1, Route Ben Maâchou, 24 000, El Jadida, Maroc.

⁽²⁾Université Catholique de Louvain, Faculté des Sciences Agronomiques, Unité de microbiologie, Louvain-la-Neuve, Belgique.

⁽³⁾Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, Département des Sciences du sol, B.P:6202, Rabat-Instituts, Rabat, Maroc.

RESUME

L'irrigation a contribué de manière significative à l'augmentation de la production agricole mondiale. Son développement, malheureusement, a nécessité l'utilisation plus régulière de l'eau de qualité marginale qui a conduit à une diminution de la qualité de sols. Dès lors, il devenait impératif de se demander si l'agriculture irriguée est vraiment durable et si c'est oui, à quel prix, et sous quelles conditions sera-t-elle maintenue durable?

Un nombre important de travaux a été entrepris sur les détériorations des propriétés physiques et physico-chimiques. Par contre, les dégradations des propriétés biologiques, n'ont pas bénéficié de la même attention des chercheurs, malgré la perception de leurs conséquences néfastes sur la qualité des sols. Le présent travail a été entrepris, sur bases de ces constatations, pour mieux comprendre le rôle des réserves organiques sur la qualité/fertilité des sols en relation avec la dynamique de la microflore. Deux approches ont été choisies: la première est une révision bibliographique et la seconde est une étude expérimentale.

Des travaux anciens ont montré que les sels solubles en quantités dans l'eau d'irrigation provoquaient dans les sols des inhibitions de la croissance et des transformations microbiennes. Delà, des processus de décomposition/minéralisation et de synthèse/humification de la matière organique ne sont plus assurés, d'où une véritable dégradation de la fertilité de ces sols irrigués. Un apport extérieur de nutriments devenant ainsi inévitable, une augmentation des intrants à la production agricole doit donc être envisagée. En plus, tout en sachant que le maintien et le renouvellement des réserves en Matière Organique du Sol (MOS) sont indispensable à une bonne structuration des sols, le retour des résidus

de cultures et, ou, l'apport de matière organique brute, ne sont pas toujours réalisés, notamment dans les pays arides.

La 2^{ème} partie de cette étude a été entreprise sur le plan expérimental, afin de mieux comprendre d'une part, les interactions entre les résidus de récolte et la microflore, et d'autre part la contribution de ces interactions à la fertilité azotée des sols.

Quatre sols représentatifs d'un périmètre irrigué du Maroc, les Doukkala, vertisol, sol isohumique, sol fersiallitique et sol peu évolué, ont été amendés avec des résidus de blé et de betterave sucrière à raison de 0,5 et 1% d'enrichissement en substrats organiques. Mis en incubation sous température et humidité contrôlées, les sols enrichis et leur témoin ont permis d'observer l'évolution du C-biomasse et de la production en N-minéral.

Dans l'ensemble le C-biomasse a évolué à la hausse, avec toutefois une supériorité pour le vertisol; le sol fersiallitique présente la plus faible augmentation; les deux autres sols occupant une position intermédiaire. Le rapport C-biomasse/C-total dans les sols augmente de manière plus importante avec les résidus de betteraves, reflétant ainsi leur meilleure utilisation par la microflore, ou une plus grande résistance des résidus de blé à la dégradation. Ce qui est aussi illustré, et de manière significative, par le processus d'immobilisation de N-minéral plus marqué pour les sols amendés avec les résidus de blé. L'effet de la dose de résidus apportée paraît toutefois avoir moins, ou peu, d'influence sur la quantité d'azote minéral immobilisée. A l'opposé, dans tous les sols, le traitement avec les résidus de betteraves montre après une phase d'immobilisation, une minéralisation nette particulièrement significative pour le sol isohumique et le vertisol.

A partir des résultats obtenus, la présente approche expérimentale semble indiquer une voie potentielle pour ajuster au mieux l'irrigation à la production par voie microbienne du N-minéral dans les sols irrigués.

1. INTRODUCTION

Dans les activités humaines en agriculture, l'irrigation représente une manipulation effective du cycle hydrologique naturel en vue d'améliorer la production végétale. Dans son ensemble, cette manipulation peut être considérée comme une réussite.

En effet, quelques 30% de la production végétale agricole dans le monde proviennent des terres irriguées, alors que leurs superficies ne totalisent que 17% des espaces cultivables. (Hillel 1991). L'irrigation joue donc un rôle crucial dans la production des aliments et ce rôle sera appelé à devenir de plus en plus, important face à l'augmentation de la population mondiale.

Dès lors, il serait tout à fait inadmissible de ne pas se demander si cette agriculture irriguée est vraiment durable. En d'autres termes, le niveau de production végétale actuelle, attribué à l'irrigation peut-il être maintenu, voire augmenté indéfiniment ? Si c'est le cas, sous quelles conditions et à quel prix ?

L'agriculture développée avec l'irrigation est soumise aux effets d'un ensemble de facteurs, dont les principaux peuvent être énoncés comme suit:

1- *facteurs physiques, physico-chimiques et biologiques*: qui peuvent être représentés par la quantité d'eau disponible, la qualité de cette eau, et enfin la qualité des terres irriguées qui résulte du développement de l'irrigation;

2- *facteurs socio-politiques*: il s'agit des décisions politiques de mobiliser en quantité plus ou moins grande des ressources en eaux disponibles, dans un pays ou une région. En même temps, l'acceptation de l'émergence de sociétés rurales, plus privilégiées qui vont se constituer et se développer grâce à l'irrigation.

3- *facteurs économiques*: pour parler de ces facteurs, il suffit de songer aux lois de l'offre et de la demande sur les marchés de produits alimentaires, auxquelles on peut ajouter l'absolue nécessité de la production agricole pour la sécurité alimentaire de la population d'un pays.

Les deux derniers ensembles de facteurs s'éloignent de trop des thèmes généraux développés dans le présent ouvrage. Toutefois, il faut garder présent à l'esprit qu'ils peuvent peser de tout leur poids sur le développement général de l'agriculture d'une région, à travers l'extension en particulier des surfaces irriguées.

Notre propos dans cette étude est de faire le point sur les premiers facteurs énoncés en nous attachant plus particulièrement à la qualité des eaux et à ses conséquences sur les caractéristiques physiques et physico-chimiques des sols. Ceci, afin de mieux comprendre les changements que ces dernières peuvent produire sur les processus biologiques qui jouent un rôle déterminant dans la « qualité naturelle et/ou biologique » des sols.

Dans une première partie, un travail plus bibliographique sera présenté sur la qualité de l'eau et des sols. Pour ces derniers, leur qualité sera vue sous l'angle de l'activité biologique, notamment, dans le maintien du potentiel de production de nutriments, et dans la préservation de leur «capital en matière organique».

Pour illustrer notre propos, dans une deuxième partie, nous présenterons les résultats obtenus au cours d'une étude de transformations de résidus de cultures, réalisées en milieu contrôlé, sur des sols représentatifs d'un périmètre irrigué du Maroc, les Doukkala.

2. QUALITE DE L'EAU ET DES SOLS SOUS IRRIGATION

2.1. Qualité de l'eau

Lorsque cette notion de qualité est évoquée pour l'eau d'irrigation la première pensée qui vient à l'esprit c'est le contenu en composés dissous dans l'eau. Lorsqu'il s'agit de sels minéraux on parlera de la salinité de l'eau, mesurée par la conductivité électrique (CE) et exprimée en Siemens par mètre (Sm^{-1}). Une eau est considérée comme salée à partir de $0,04 \text{ Sm}^{-1}$.

L'augmentation de cette salinité réduit de manière significative le "volume d'eau efficace" pour la croissance végétale. En effet, pour le même rendement d'une plante, plus l'eau est salée plus le volume nécessaire sera important. Il n'existe pas une fonction unique qui relie quantitativement la quantité d'eau « efficace » avec la qualité de cette eau. La relation entre ces deux grandeurs est fonction de la plante irriguée, de son rendement désiré et de l'uniformité de l'irrigation..(Letey, 1994).

Le tableau suivant montre notamment les résultats obtenus pour des rendements espérés en maïs (*Zea mays* L) sensible à la salinité et en coton (*Gossipium hirsutum* L.), tolérant en sels.(Letey, 1992).

Tableau 1: Quantités d'eau (cm) de différente qualité (dSm^{-1}) appliquées pour 100 % ou 90 % de rendement en coton et en maïs, lorsque l'irrigation s'est faite à différentes uniformités (SD)

C.E. dSm^{-1}	100 %			90 %		
	SD*			SD		
	0,01	0,27	0,40	0,01	0,27	0,40
	Coton					
0.1	73	105	>120	57	64	73
2.0	77	110	>120	61	68	78
4.0	90	>120	>120	66	75	85
8.0	!	!	!	82	95	11.0
105	!	!	!	110	120	>120
Maïs						
0.1	68	110	>120	61	69	78
1.0	83	>120	>120	69	78	89
4.0	!	!	!	!	!	!

! le rendement n'est plus atteint quelque soit la quantité d'eau appliquée.

*Lorsque la valeur du SD augmente, l'uniformité de l'irrigation diminue

De ce qui précède, on peut se rendre compte, qu'avec l'augmentation de la salinité, un plus grand volume d'eau doit être appliquée pour obtenir le même résultat. Ce volume supplémentaire est plus important pour le maïs, plus sensible aux sels, que pour le coton plus tolérant à la salinité.

Une des conséquences à cette utilisation abusive de l'eau salée pour maintenir un rendement, est l'augmentation de la salinité des sols avec un cortège de dégradations de caractéristiques physiques et physico-chimiques, dont celle de la structure qui n'est pas la moindre.

2.2. Qualité des sols

De ce qui précède on peut affirmer, sans trop de risque d'erreurs que l'accroissement des volumes d'eau d'irrigation, surtout avec celle de qualité moindre, peut avoir des conséquences néfastes importantes sur la qualité des sols. Cette détérioration de la qualité peut être appréhendée aussi bien à travers les changements physiques et physico-chimiques qu'à travers les conséquences induites par ces changements sur les processus biologiques.

2.2.1. *Changements physiques et physico-chimiques liées à l'irrigation*

Depuis l'édition de l'USDA Agr. Handbook n°60 en 1954, due à L.A Richards, on sait que l'irrigation avec de l'eau salée conduit à la formation de deux grands groupes de sols, les sols salins et les sols sodiques:

- les sols salins sont caractérisés par une teneurs élevées en sels solubles qui donnent des valeurs de conductivités électriques (CE) plus grandes que 4 dSm^{-1} à la pâte saturée. Ces sols produisent en fait, de par cette concentration saline, des pressions osmotiques pouvant affecter fortement la croissance des végétaux et des organismes du sol. Il faut ajouter à cet effet de la teneur totale en sels, la présence quelquefois d'ions toxiques comme le borate;
- les sols sodiques sont caractérisés par une teneurs en sels pas forcément élevée, la CE pouvant être inférieure à 4 dSm^{-1} , mais avec une teneur en sodium échangeable qui dépasse les 15% de la capacité d'échange cationique (CEC) des sols.

Dans le cas du Maroc, cette situation se combine en général avec une salinité accrue et une alcalinité importante ($\text{pH} > \text{ou} = 10$), on parlera ainsi de sols salin-sodiques ou encore de sols alcalin-sodiques. Cette sodicité provoque une défloculation, ou dispersion, des argiles du sol conduisant à un effondrement de la structure. De là, un mauvais drainage des eaux en excès s'installe, d'où l'apparition d'une anaérobiose marquée déjà présente dans les horizons de surface. Ce cas a été observé notamment dans le Tadla (Belhaj et al., 1979; Gallez et al., 1981).

Un nombre important de travaux est consacrés à l'évaluation des conséquences de cette dégradation de la qualité due à la salinité, en prenant en compte la réduction des rendements de la production végétale. On peut citer ainsi, les travaux de Skageboe et Walker (1973); El-Ashry et al. (1985), Science Council of Canada (1986), Aveyard (1988); Dumsday and Oram (1990).

Tous ces travaux ont montré le danger réel de salinisation et de sodication des terres à la suite d'une irrigation intensive avec une eau même faiblement salée.

Ainsi, Skagerboe et Walker (cité plus haut) en 1973 déjà, ont estimé que si aucun contrôle de l'accroissement de la salinité n'est réalisé, la perte économique dans les sols du bassin de la rivière Colorado - (baignant l'Est de l'Utah, l'Ouest du Colorado, mais fournissant aussi l'eau de la Californie Sud)-, serait de 16 million

de US\$ en 1970, puis progressera de 28 millions par an à partir de 1980 et de 51 millions de US\$ par an dans les années 2010. Ces estimations sont basées sur la valeur du dollar en 1970, et correspondent au coût de la réduction en rendements des cultures et sur le prix à payer pour la restauration des sols endommagés par la salinité.

Cependant, pour l'ensemble de ces travaux, il faut souligner qu'une des difficultés rencontrée dans ces évaluations, est la variation fréquente du niveau la salinité du sol au cours d'une année aussi bien en surface qu'en profondeur. (Dregne, 1994). D'où l'importance de la mise en place de systèmes d'évaluation basés sur le suivi des évolutions de la salinité dans l'espace et le temps.

2.2.2. Qualité biologique des sols liée à l'irrigation

L'augmentation des teneurs en sels dans les sols a pour conséquence générale la formation de milieux défavorables pour la croissance et l'activité des microorganismes telluriques.

Cependant, étant donné le caractère cosmopolite des populations de microorganismes, l'effet ou les effets précis de la présence de ces sels en quantités, restent difficiles à expliquer et des conclusions générales ne sont pas faciles à tirer à partir des travaux réalisés.

A propos de ces travaux, soulignons que si un nombre important a été consacré aux changements de qualité physique et physico-chimique des sols, en ce qui concerne la qualité biologique par contre, leur nombre reste encore à l'heure actuelle relativement faible. Une tentative de recherches de références sur le web, en nous fixant sur le site du «Current Content», et en utilisant les mots clés suivants «soil salinity and microbial activity», et «soil biological quality», nous a donné, respectivement 6 et 11 références pour les 5 dernières années.-

C'est pourquoi dans ce qui suit, nous tenterons de regrouper les observations les plus importantes tirées de travaux relativement anciens.

D'une manière générale, la présence des sels dissous en quantités importantes provoquent la formation de conditions défavorables pour de nombreux microorganismes, à cause de:

- de la pression osmotique dans le sol directement liée à la concentration en sels;
- du pH alcalin à très alcalin pH +/- 10;
- de la structure asphyxiant;
- éventuellement de la présence d'ions toxiques.

Toutefois, comme d'autres facteurs abiotiques, la concentration en sels exerce des effets différents sur les microorganismes, certains groupes peuvent être très touchés, alors que d'autres restent relativement tolérants à l'augmentation de la salinité.

Suivant les travaux de Johnson et Guenzi (1963), l'addition de sels à un sol de la série de Fort Collins (Colorado), produisant une pression osmotique de 30 bars a réduit de 95% la nitrification, tandis que le dégagement de CO_2 , marquant l'activité générale des organismes du sol, n'est réduit que de 50 %. Cette différence peut s'expliquer par le fait qu'une partie des organismes chimio-organotrophes des sols, résiste mieux à la concentration en sels.

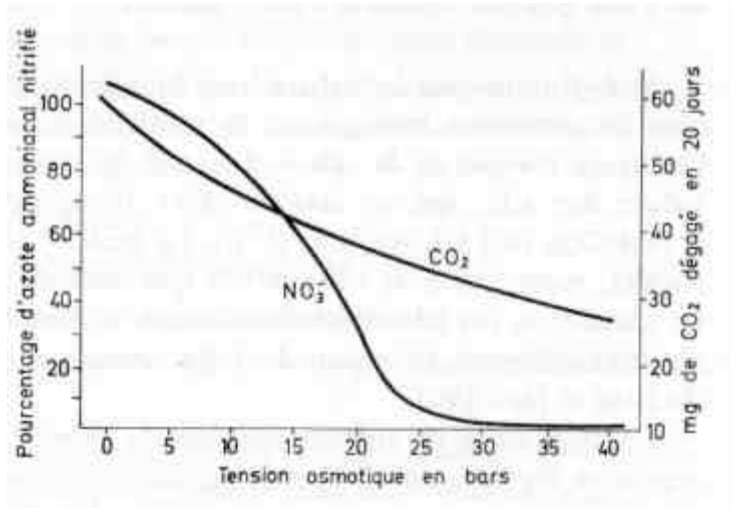


Figure 1: Nitrification et dégagement de CO_2 en fonction des concentrations en sels exprimées en pressions osmotiques (D'après Johnson & Guenzi (1963))

Ainsi, pour la microflore tellurique, la sensibilité à la salinité varie énormément d'un organisme à l'autre. Souvent pour les mêmes organismes des différences de sensibilité notables peuvent être observées.

Selon Dommergues et Mangenot (1970a), on admet en général que:

- les champignons sont les organismes les plus sensibles, bien que des exceptions à cette règle existent pour des champignons appartenant aux genres *Penicillium* et *Aspergillus*, qui résistent à des teneurs en NaCl de 10 à 20%;
- chez les algues, les fortes teneurs en sels éliminent la plupart des Diatomées et Ulothricales, mais sont sans effet sur certains Cyanophycées du genre *Anabaena*.
- la résistance aux sels, chez les bactéries varie d'une espèce à l'autre et souvent même à l'intérieure d'une même espèce. Parmi les espèces le plus résistantes à la salinité, on peut signaler une espèce pouvant encore croître à une concentration en NaCl de l'ordre de 15 %, isolée au Maroc par Sasson (1967) *Brevibacterium halotolerans*.. Par contre pour les populations responsables de transformations spécifiques, les bactéries nitrifiantes semblent

être les plus sensibles aux effets de la salure. Ainsi suivant la nature des sels, des seuils de toxicité peuvent se classer en ordre décroissant comme suit: NaCl (0,02%), Na_2CO_3 et NaHCO_3 (0,2%) et Na_2SO_4 (1%). La figure suivante due aussi à Johnson & Guenzi (1963) montre bien cette différence de résistance aux sels.

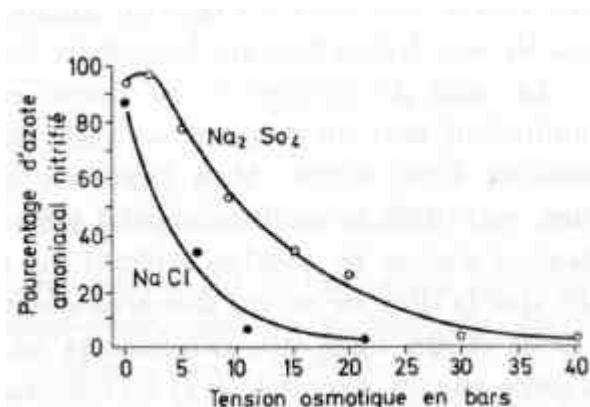


Figure 2: Résistance différente des nitrifiants au NaCl et au Na_2SO_4 Pour une même valeur de pression osmotique (concentration en sels), NaCl est beaucoup plus toxique que Na_2SO_4 (Johnson & Guenzi (1963))

Plus proche de nous, Souidi et al. (1991) ont trouvé des résultats similaires, au cours d'expériences d'incubations avec des sols du Maroc. En présence de différentes concentrations en sels, comme on peut le voir dans la figure-3, la diminution du N-NH_4^+ et l'augmentation du N-NO_3^- sont inhibés à des concentrations situées entre 0,1 et 1 % en NaCl.

Au delà de ces changements dans la croissance, et/ou dans les transformations spécifiques, en raison des variations des teneurs en sels dans le sol, d'autres processus généraux peuvent aussi être touchés, notamment le potentiel de fourniture en nutriments du sol et sa capacité de mise en réserve de la matière organique.

Ainsi pour le potentiel fourniture en nutriments les courbes de la Figure-1 donnent une idée de la réduction de ce potentiel. En effet, lorsque l'augmentation de la salure réduit de plus de 50 % l'activité générale, mesurée par le dégagement en CO_2 , il n'est pas impensable que la minéralisation des composés organiques azotés doit l'être aussi. Cette réduction se traduit à priori, par une diminution de l'ammonification, et par voie de conséquence une réduction proportionnelle de la production en nitrate devrait suivre.

A ces observations, si on ajoute l'alcalinité qui accompagne la salinité des sols du Maroc, où des pH supérieurs à 8 sont loin d'être des exceptions, une volatilisation de N-NH_4^+ n'est pas à exclure.

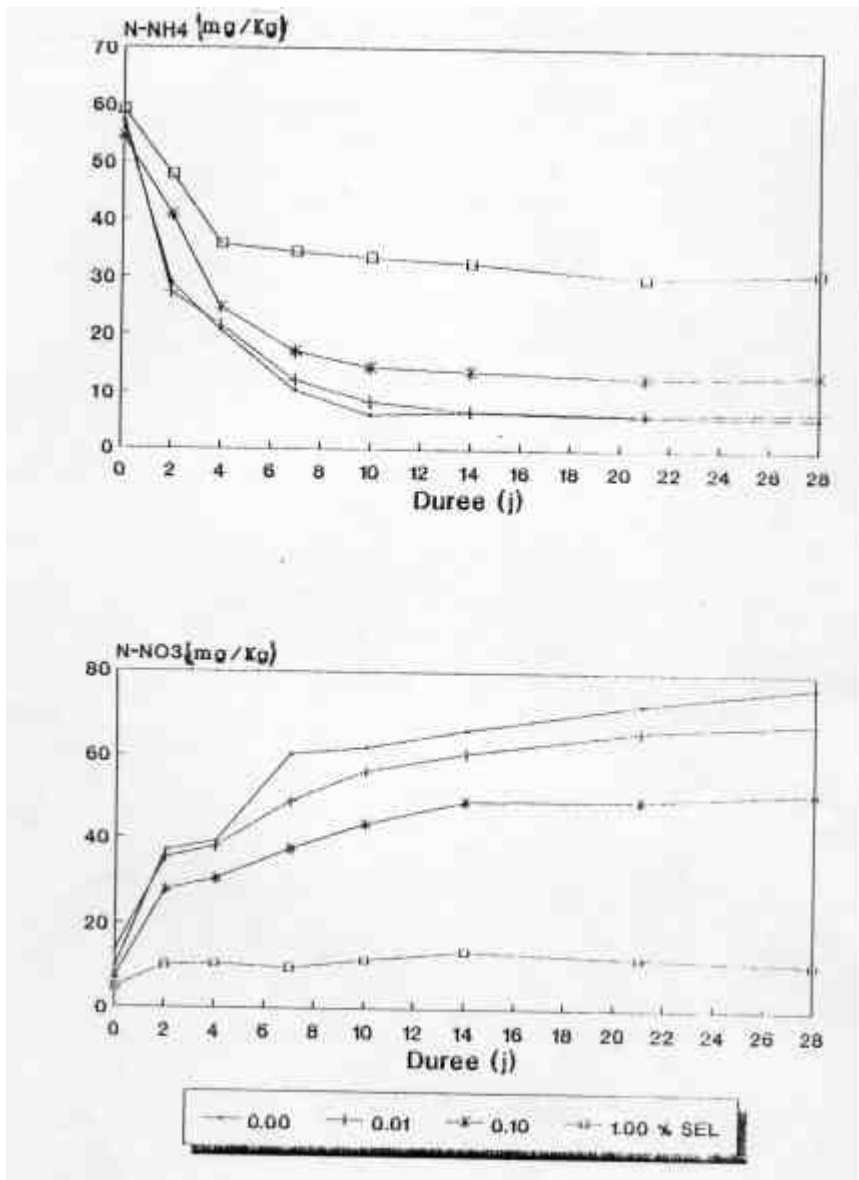


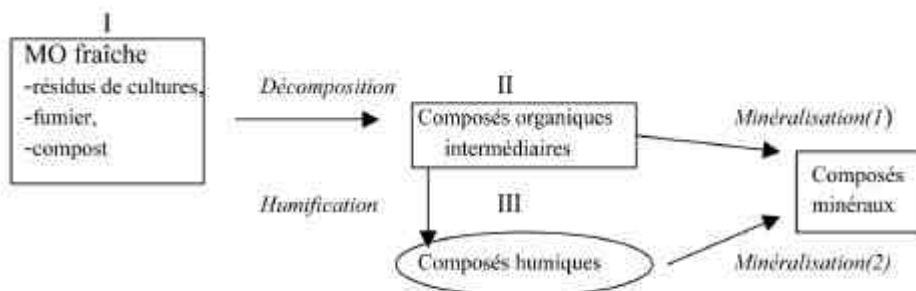
Figure 3: Evolution de la teneur en $N-NH_4^+$ et $N-NO_3^-$ en présence de concentrations croissantes en sels (Soudi et al., 1991).

La combinaison de ces deux processus, contribuera inévitablement à une détérioration de la fertilité azotée d'un sol, et le recours à un apport en engrais azotés plus important devient ainsi indispensable.

Une autre voie de dégradation de la qualité des sols, d'un point de vue biologique,

c'est la diminution des réserves de matière organique du sol (MOS) réserves incluant aussi bien les composés frais que les composés humifiés du sol.

Le schéma qui suit, dû à Le Clech, (1995) montre dans le cas des sols cultivés, les changements potentiels des différents compartiments de matière organique



I, II, III = compartiments de matière organique

Minéralisation(1) = minéralisation primaire ; ... (2) = minéralisation secondaire plus lente

Comme on peut le voir, l'importance des divers compartiments de matières organiques, sont sous la dépendance directe de l'activités de la microflore tellurique. Le rôle de la microfaune étant plus limitée dans les sols cultivés. (Paul and Clark, 1988; et Reichle, 1976).

En termes de composés humiques, leur formation est principalement due à la présence dans la matière organique fraîche de composés d'origine végétale comme la lignine et ou la cellulose. Suivant la nature de cette matière organique des taux d'humification, ou coefficients isohumiques, ont été calculés. Ces coefficients sont les pourcentages de la matière sèche organique qui seront transformé en humus. Le Clech (1995) cite quelques exemples qui sont les suivants:

Matière organique +(matière sèche)	Coef. Isohumique %	Teneur en humus formé en tonnes
Fumier 40t + (7t)	25-50	1.75 – 3.5
Compost urbain 20t + (4t)	20-30	0.8 – 1.2
Paille 5t + 4t	8-15	0.3 – 0.6
Cannes de maïs 25t + (5t)	6-15	0.3 – 0.75
Fannes de betteraves 25t + (5t)	4-8	0.2 – 0.4

Cette matière organique humifiée s'ajoutera ainsi à d'autres composés organiques du sol pour former la Matière Organique du Sol (MOS), en quantité plus ou moins importante suivant le type de sol et suivant les conditions du milieu.

Ces conditions de milieu notamment celles qui prévalent dans le sol, températures, humidité et aération, salinité, disponibilité de la matière organique assimilable, etc., en agissant sur la diversité et l'importance des populations existantes, peuvent faire varier de manière significative les réserves en MOS.

En effet, la matière organique fraîche subit une décomposition rapide pour fournir des composés intermédiaires précurseurs de la formation de substances humiques. Ces dernières, par la complexité de leur structure sont décomposées ou minéralisées bien plus lentement. Cependant, l'effet combinée d'une humidité et d'une température optimales, de même que les alternances d'humectation et de dessiccation, peuvent accélérer le processus de minéralisation. Comme ces effets peuvent avoir lieu de manière plus fréquente dans les sols irrigués, les composés organiques dans les trois compartiments indiqués plus haut peuvent subir une accélération de leur décomposition et/ou minéralisation, conduisant à terme à une diminution de la teneur totale en matière organique dans les sols.

Cette réduction des teneurs en MOS a pour conséquences une réduction de la «fertilité physico-chimique et physique du sol», ainsi qu'une réduction du potentiel de fourniture en nutriments.

Sur le plan physique et physico-chimique, la réduction en MOS sera marquée notamment par la réduction de la CEC (capacité d'échange cationique) en sol sableux, la formation de croûte de battance dans les sol argileux, la réduction de la facilité du travail des sols lourds etc.. De là, on peut comprendre l'importance d'un retour vers le sol de résidus organiques d'origine végétale et/ou un apport complémentaire en matière organique brute: fumier, compost etc...(Pascual et al., 1997; Mandéjon et al., 2001)

C'est sur base des observations qui viennent d'être faites, que la deuxième partie de cette étude a été entreprise de manière expérimentale, afin de mieux comprendre l'importance des résidus de culture sur la biomasse du sol et des effets de cette biomasse sur l'amélioration de ses réserves organiques.

3. Résidus de cultures et dynamique de la biomasse microbienne

Comme présenté plus haut, le développement de l'agriculture en zones arides ou semi-arides, est réalisé couramment avec une irrigation importante, associée à une fertilisation minérale. Cependant, avec l'intensification de la mise en valeur agricole, cette irrigation doit mobiliser des eaux de qualité moindre alors que la demande en quantités ne cesse d'augmenter. Delà, tous les problèmes évoqués dans la première partie peuvent apparaître à des degrés plus ou moins importants.

Ainsi, dans le périmètre irrigué des Doukkala, au Maroc, en raison de l'absence de cultures fourragères en irrigué, on observe que le retour aux sols des résidus de récoltes est faible et devient presque nul en périodes de sécheresse. En effet, au cours de ces périodes, les feuilles et les collets de la betterave sucrière, une des principales plantes cultivées du périmètre, sont exportés entièrement des parcelles pour l'élevage. D'où, une diminution des résidus organiques brutes facilement transformables en MOS.

A cela, il faut ajouter qu'étant données les conditions favorables de la zone, du point de vue thermique par sa situation en latitude, et hydrique grâce à l'irrigation, on assiste à une décomposition et/ou une minéralisation en continu des composés organiques les plus labiles. Ces deux processus, l'exportation et la minéralisation, conduisent en fin de compte à une réduction significative des réserves en MOS.

Une des conséquences, sinon la principale, de la non reconstitution des réserves en MOS, c'est la détérioration de la fertilité naturelle du sol aussi bien du point de vue chimique que du point de vue physique (Laudelout et Chiang, 1995; Badraoui et al., 1998 et Lahlou et al., 1998).

En effet, l'approvisionnement des plantes en nutriments, notamment en azote, par la minéralisation de la matière organique perd une bonne partie de ses sources d'approvisionnement. De même, l'amélioration de la structure du sol, grâce aux composés organiques, peut être menacée, entraînant du même coup une détérioration des propriétés physiques et physico-chimiques qui en sont liées, telles que la formation des agrégats, l'amélioration de la CEC, la rétention en eau etc....

A plus long terme, avec la persistance de ces processus, le potentiel de production durable de ces terres peut être remis en question, alors que les investissements consentis pour leur mise en valeur avec l'irrigation ont été des plus importants.

Dans cette partie de travail, nous avons ainsi voulu examiner les effets de l'enfouissement des résidus de cultures sur divers processus biologiques qui sont à la base de l'économie des réserves organiques des sols et de leur potentiel de fourniture en nutriments.

Nous avons choisi ainsi d'étudier en conditions contrôlées, l'impact des résidus de blé et de betterave sucrière, les deux principales plantes cultivées du périmètre, sur le développement de la biomasse microbienne dans différents sols représentatifs des espaces irrigués. De là, nous pensons pouvoir mieux percevoir:

- les interactions entre l'augmentation en MOS et la croissance des micro-organismes, et
- l'effet de ces interactions sur l'approvisionnement des plantes en éléments nutritifs, notamment en azote.

Sur base de ces observations, et après un état des lieux sur le terrain, des recommandations de pratiques rationnelles pourront être émises. Le tout, avec pour objectif principal une meilleure gestion de la dynamique de la Matière Organique du Sol. (MOS)

3.1. Matériels et méthodes

3.1.1. Les sols étudiés

Quatre sols, les plus représentatifs de la région, ont été échantillonnés. Ce sont, suivant l'appellation vernaculaire et la classification française du CPCS (1967):

- 1- «Tirs», ou un vertisol: sol profond, argileux, lourd à faible perméabilité, difficile à travailler à l'état humide, il est considéré comme un des sols de

- bonne productivité, couvrant 18 250 ha, soit 30 % des superficies du périmètre dit de Bas-service;
- 2- «Hamri», ou un sol isohumique: sol profond à texture argilo-sableuse caractérisé par une bonne perméabilité, couvrant 36 % de la superficie totale du périmètre;
 - 3- «Rmel », ou un sol fersiallitique: sol sableux en surface, décarbonaté jusqu'à l'encroûtement calcaire, et sensible au tassement, avec une grande perméabilité en surface et une faible réserve hydrique. Avec une superficie de 4100 ha, il représente 6,7 % de la superficie totale;
 - 4- «Faid », ou un représentant de sols peu évolués: sols profonds à structure massive et battant en surface, peu à moyennement perméables, avec une réserve hydrique supérieure au Rmel. Ces sols s'étendent sur 10 080 ha soit 16 % de la superficie totale.

Le tableau suivant présente les caractéristiques physiques et Chimiques les plus importantes de ces sols.

Tableau 2: Principales caractéristiques physiques et chimiques des sols étudiés.

Sols CPCS soils /US soil taxonomy	Granulométrie Particle analysis			Matière Organique			C- biomasse mg/kg	pH	d.a ¹	Hcc ² %
	A%	L%	S%	Cg/kg	Ng/kg	C/N				
Vertisol/ Chromoserert	43,6	20,7	35,7	9,2	0,9	10,2	255,1	7,9	1,4	28,0
Isohumique/ Haploxeroll	30,1	31,1	38,8	8,5	0,7	12,1	51,6	7,0	1,3	20,0
Fersiallitique/ Palexeralf	8,8	7,1	74,1	4,5	1,0	4,5	68,7	7,6	1,4	6,0
Peu évolué/ Xerocrept	16,6	19,9	63,5	7,8	0,6	13,0	70,3	7,7	1,4	11,0

⁽¹⁾ d.a. = densité apparente; ⁽²⁾ Hcc = humidité à la capacité au champs mesurée à pF 2,8

3.1.2. Traitements des sols

Préparation de l'expérience

Les sols échantillonnés sont séchés à l'air, puis broyés et tamisés à 2 mm. Répartis dans des gobelets en plastic à raison de 30 g par gobelet, ils sont amendés en déchets organiques: résidus de blé (C/N = 57,30) et de betteraves à sucre (C/N = 21,80) séchés puis broyés à 250 um. En dehors des témoins, deux doses sont

appliquées: 0,5 % et 1 % par rapport au poids sec des sols. Ces doses représentent en fait les situations suivantes:

0% = sol témoin non enrichi en résidus, soit une exportation totale des résidus;

0,5 % = la totalité des résidus de culture est restituée aux sols;

1 % = apport extérieur en matière organique, soit un véritable amendement.

Mise en incubation des échantillons

Les gobelets contenant les échantillons de sol enrichis sont mis en incubation dans un incubateur à étages suivant un dispositif en blocs aléatoires complets à trois répétitions, à raison d'une répétition par étage. Les conditions d'incubation sont: 30 °C de température et une humidité correspondant à 80 % de la capacité au champs. La durée d'incubation prévu est de 5 semaines. Après une première semaine d'incubation, le contrôle de l'humidité s'est faite par pesée des gobelets tous les deux jours et l'eau perdue par évaporation est réajustée à la pipette.

3.1.3. Observations expérimentales

les observations expérimentales au cours de cette étude sont les suivantes:

1. dosage du carbone organique: aussi bien dans les résidus que dans les sols; suivant la méthode de Walkley-Black re-décrite par Allison (1965). Ce dosage a été réalisé dans les sols à l'état initial et final;
2. détermination de la biomasse des sols avant et après incubation, suivant la méthode de fumigation-extraction, initialement décrite par Jenkinson et Powlson (1980), revue ensuite par Vance et al., (1987) et Jenkinson (1988). Le carbone extrait des sols témoins et fumigés est dosé par oxydation au bichromate de potassium suivant la méthode de Tinsley (1950) modifiée par Quinn et Salomon (1964);
3. suivi de la variation en azote minéral dans les sols au cours de l'incubation, à raison d'un dosage par semaine. L'extraction des formes d'azote minéral s'est faite par une solution de CaCl_2 0,01 M (Keeney et Nelson, 1982).

3.2. Résultats et discussions

3.2.1. Evolution de la biomasse

Les tableaux 3 et 4 nous donnent respectivement, les valeurs de la biomasse des sols après 5 semaines d'incubation, et leur variation par rapport aux teneurs initiales.

Tableau 3: Teneur en C-biomasse après 5 semaines d'incubation *(mgC/kg de sol sec

Traitements/sols	Vertisol Chromoxerert	Isohumique Haploxeroll	Fersiallitique Palexeralf	Peu évolué Xerocrept
Témoins	227,7±92,7	139,6±45,8	23,9±18,7	33,6±26,5
+0,5% blé	352,2±81,7	144,3±29,3	65,8±63,6	200,0±18,9
+1,0% blé	479,5±172,2	162,1±24,7	59,8±51,8	208,7±33,9
+0,5% betterave	409,8±9,1	191,2±54,6	119,6±28,8	226,2±50,5
+1,0% betterave	497,7±74,3	233,2±132,9	242,1±32,3	213,0±54,3

*Les teneurs initiales en C-biomasse avant enrichissement et incubation en mg/kg, sont:

Sols	Vertisol	Isohumique	Fersiallitique	Peu évolué
	255,15	51,60	68,74	70,31

Tableau 4: Variation de la teneur en C-biomasse suite à l'incubation (mg/kg) calculée d'après les valeurs initiales

Traitements/sols	Vertisol Chromoxerert	Isohumique Haploxeroll	Fersiallitique Palexeralf	Peu évolué Xerocrept
Témoins	-22,4	88,0	-44,2	-36,7
+0,5% blé	97,0	92,7	-03,0	129,7
+1,0% blé	204,4	110,5	-09,0	138,4
+0,5% betterave	154,7	139,6	50,8	155,9
+1,0 % betterave	242,5	181,6	173,4	142,7

D'une manière générale on constate que l'augmentation de la biomasse est la plus importante dans le vertisol. En effet partant d'une valeur initiale de 255,15 mg/kg, on retrouve après incubation une augmentation moyenne de 161,2 mg/kg, pour tous les traitements confondus. Le sol fersiallitique par contre présente la variation de la biomasse la plus faible, avec 33,48 mg/kg de moyenne, et montrant une tendance à la baisse notamment dans le témoin et dans les traitements avec le blé. Les deux autres sols, l'isohumique et le sol peu évolué occupent des positions intermédiaires, avec respectivement, 122,49 mg/kg et 106 mg/kg.

Dans tous les sols étudiés, l'eau n'est pas un facteur limitant, étant donné l'ajustement initial et les contrôles réguliers des pots par pesée. Par contre dans les sols argileux, cas du vertisol, la valeur de la CEC plus élevée permet l'adsorption de composés minéraux essentiels à la croissance microbienne. L'enrichissement en

matière organique fraîche, combiné à cette adsorption, vont marquer de manière plus importante l'augmentation de la biomasse. C'est ce que les résultats obtenus dans ce sol avec les plus grandes doses de résidus végétaux tendent à le démontrer, avec toutefois une meilleure utilisation des résidus de betterave.

Par contre la faible CEC des sols à texture plus grossière, font que la croissance microbienne devient plus difficile même dans les meilleures conditions hydriques. Ces observations sont conformes aux résultats trouvés chez d'autres notamment cité par Martin et Haider (1986).

En dehors de ces différences constatées entre sols contrastés du point de vue de leur texture, la nature, d'où la qualité, des résidus pourrait aussi jouer un rôle important. Ainsi dans l'ensemble des cas (tableau 3), l'augmentation des teneurs en C-biomasse est plus accentuée dans les échantillons enrichis avec les résidus de betterave.

Ces observations trouvent une certaine confirmation dans le tableau 5, et surtout dans le tableau 6. En effet, les rapports entre C-biomasse et C-organique total, après 5 semaines d'incubation montrent une augmentation très nette pour les sols amendés en résidus de betteraves. Une explication vraisemblable de ces observations réside dans la plus grande dégradabilité des résidus de betteraves, contenant en plus des sucres facilement utilisables. La flore microbienne tellurique, composée en majorité de chimio-organotrophes, y trouve ainsi sa source principale en C-organique facilement assimilable. Les résidus de blé par contre, sont constitués surtout de cellulose, un glucide de paroi, connue pour sa plus grande résistance à la dégradation (Ellis and Mellor, 1995).

Tableau 5: Rapport C-biomasse/C-organique total après 5 semaines d'incubation* (%).

Traitements/sols	Vertisol Chromoxerert	Isohumique Haploxeroll	Fersiallitique Palexeralf	Peu évolué Xerocept
Témoins	2,85±0,48	1,61±0,58	0,58±0,45	0,50±0,46
+0,5% blé/wheat	2,88±0,43	1,49±0,23	0,92±0,76	2,50±0,24
+1,0 % blé/wheat	3,87±1,70	1,25±0,15	0,80±0,70	1,70±0,36
+0,5 % betterave	4,06±0,09	1,98±0,62	2,02±0,20	2,61±0,57
+1,0 % betterave	4,54±1,07	2,30±1,23	3,56±0,48	2,07±0,23
*Valeurs initiales du rapport C-biomasse/C-organique en %: Vertisol (2,39), Isohumique (0,58), Fersiallitique (1,67) et Peu évolué (0,94).				

Tableau 6: Variation du rapport C-biomasse/ C-organique suite à l'incubation (%)

Traitements/sols	Vertisol	Isohumique	Fersiallitique	Peu évolué
Témoins	0,46	1,03	-1,09	-0,43
+ 0,5 % Blé	0,49	0,92	-0,75	1,56
+ 1,0 % blé	1,48	0,67	-0,87	0,77
+ 0,5 % betterave	1,67	1,40	0,35	1,67
+ 1,0 % betterave	2,15	1,72	1,87	1,13

De ces rapports, il ressort aussi un autre fait important c'est la contribution de la biomasse à la teneur en carbone organique totale du sol (Tableau 4). En effet, à la fin de l'incubation, la teneur en C-biomasse représente quelques 4,5 % de la totalité en C-organique, dans le vertisol traité par la plus grande quantité de résidus de betterave.

Cependant, en termes de la contribution de la biomasse à l'augmentation et/ou à la diminution du rapport C-biomasse/C-organique, comme le montre le tableau suivant (tableau 7), établi à partir des valeurs du tableau 5 et des valeurs initiales, c'est le sol isohumique qui montre les augmentations les plus importantes, tous traitements confondus. Le sol fersiallitique présentant les augmentations les plus faibles, avec dans les trois premiers traitements des diminutions allant de -67,70 % à -52,10 % pour le témoin et le sol amendé avec 1% de résidu de blé.

Tableau 7: Contribution du C-biomasse au C-organique totale (%) par rapport aux valeurs initiales

Traitements/sols	Vertisol Chromoxerert	Isohumique Haploxeroll	Fersiallitique Palexeralf	Peu évolué Xerocrept
Témoins	19,20	177,58	-67,70	-45,74
+0,5% blé	20,50	158,62	-44,91	165,95
+1,0% blé	61,92	115,52	-52,10	181,91
+0,5% betterave	69,87	241,38	22,15	177,66
+1,0% betterave	89,96	293,38	11,98	120,20

L'interprétation de ces résultats reste difficile. Toutefois, si nous acceptons que la texture du sol joue un rôle important dans la croissance microbienne, de par sa contribution à la rétention en eau, à l'adsorption d'éléments nutritifs, à l'aération, etc...les valeurs trouvées pour le sol isohumique pourraient se justifier par sa texture équilibrée. En effet en termes de granulométrie, ce sol contient 30,1 % en argile; 31,1 % en limon et 38,8 % en sable.

3.2.2. Evolution de l'azote minéral (N-minéral) au cours de l'incubation

Les figures de 4 à 7 montrent l'évolution de l'azote minéral dans les sols étudiés.

Dans leur ensemble les témoins des divers sols montrent une augmentation de l'azote minéral au cours de 5 semaines d'incubation, pour atteindre à la dernière semaine, une production nette par rapport à l'état initiales de:

- 26,80 mg/kg pour le vertisol;
- 15,60 mg/kg pour le sol isohumique;
- 25,60 mg/kg pour le sol fersiallitique et
- 19 mg/kg pour le sol peu évolué.

Cette augmentation pratiquement en continu, prouve clairement qu'une minéralisation nette a eu lieu dans ces sols non enrichis.

Par contre, l'examen des autres courbes représentant les évolutions de l'azote minéral dans ces mêmes sols amendés par les résidus blé et betteraves, tend à montrer les faits suivants:

- dans les quatre sols, pour tous les enrichissements, quantités et nature des résidus confondus, les teneurs en N-minéral dosées chaque semaine sont nettement plus petites que celles dosées dans les témoins aux mêmes dates. Ce qui tendrait à montrer une consommation/immobilisation significative du N-minéral présent dans les sols pour la décomposition des résidus végétaux;;

- dans le vertisol (Figure 4), enrichi avec les résidus de betterave, la diminution des teneurs en N-minéral est abrupte durant la première semaine, puis tend à se réduire jusqu'à la deuxième semaine. A partir de là, une remontée des teneurs est amorcée pour atteindre et même dépasser la teneur initiale de 20 mg/kg à la fin de l'incubation, notamment pour la plus faible dose en résidu de betterave. Pour les sols amendés en résidus de blé, après la diminution initiale jusqu'à la deuxième semaine, les teneurs en N-minéral tendent à osciller entre 0 et 10 mg/kg, bien qu'un pic de production est à noter à la 3^{ème} semaine, pour le traitement à 1 %;

- dans le sol isohumique (Figure 5), les mêmes observations peuvent être faites, avec toujours cette reprise de la production en N-minéral plus marquée pour les sol enrichis en résidus de betterave. Tandis que pour le résidu blé, après la 2^{ème} semaine, les teneurs en N-minéral oscillent entre 0 et 5 mg/kg;

- pour les deux autres sols, (Figures 6 et 7) le fersiallitique et le sol peu évolué, après une première semaine de diminution, la ré-augmentation des teneurs dosées reste mitigée, voire inexistante. C'est le cas du sol fersiallitique (Figure 6) où les échantillons amendés en résidus de betterave, montrent des teneurs en N-minéral oscillant entre 2 et 10 mg/kg. Parallèlement, dans ces deux sols pour le traitement avec 1 % en résidus de blé, une diminution continue en N-minéral est à noter; tandis que pour le traitement à 0,5 % le sol fersiallitique montre une production faible en N-minéral durant toute l'incubation. Quant au sol peu évolué, (Figure 7) le même traitement montre une diminution lente mais continue en N-minéral.

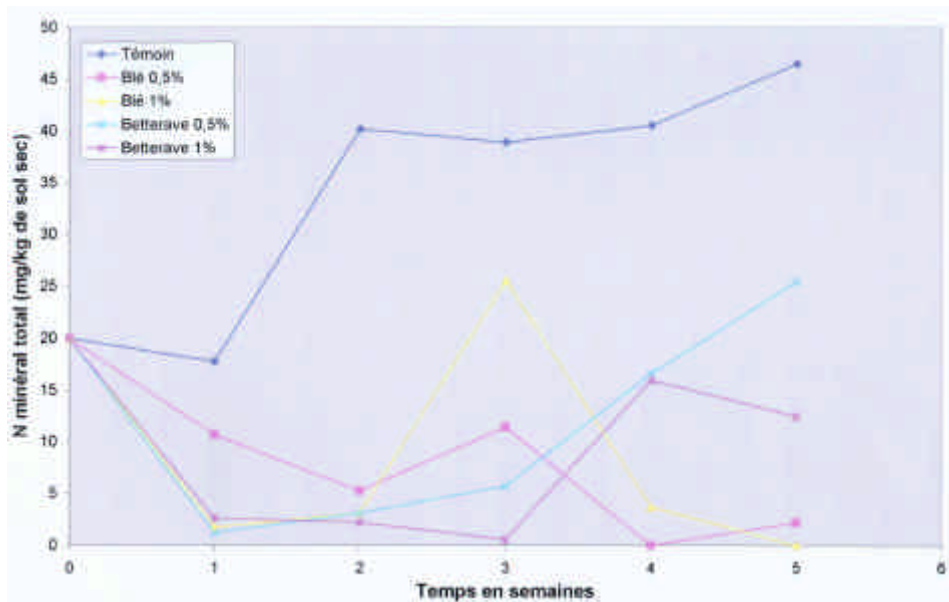


Figure 4 : Evolution des teneurs en N-minéral sous l'effet des divers amendements dans le « Tirs »/vertisol.

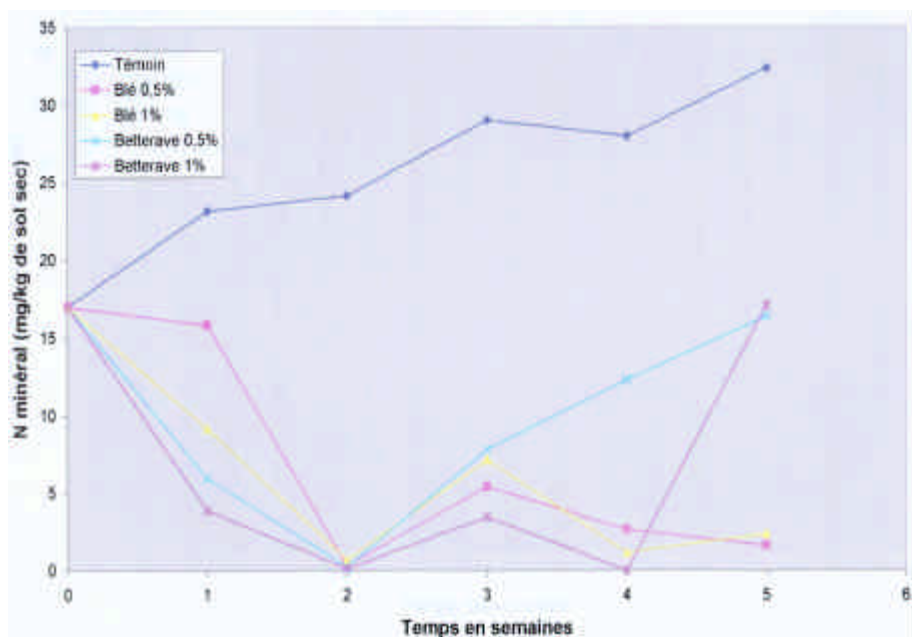


Figure 5: Evolution des teneurs en N-minéral sous l'effet des divers amendements dans le « Hamri »/sol isohumique.

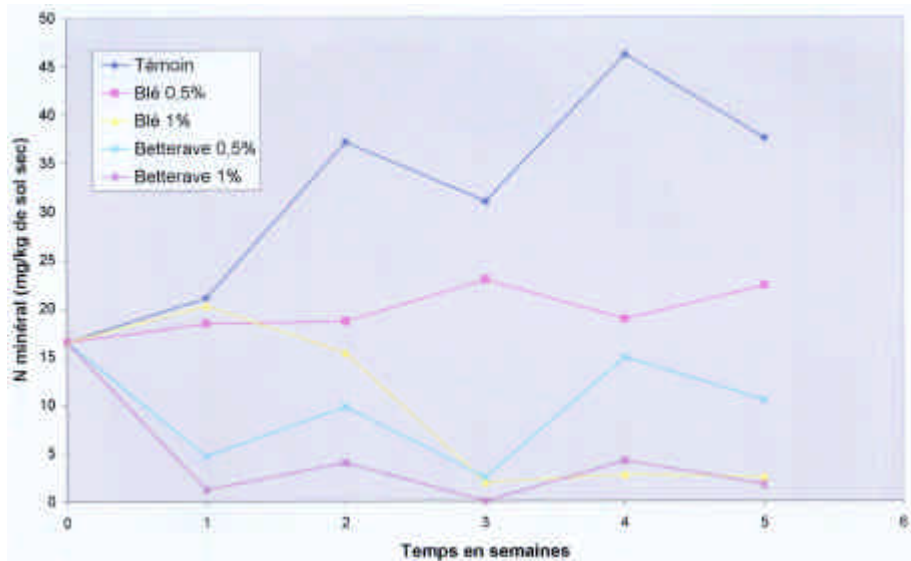


Figure 6: Evolution des teneurs en N-minéral sous l'effet des divers amendements dans le « Rmel »/sol fersiallitique.

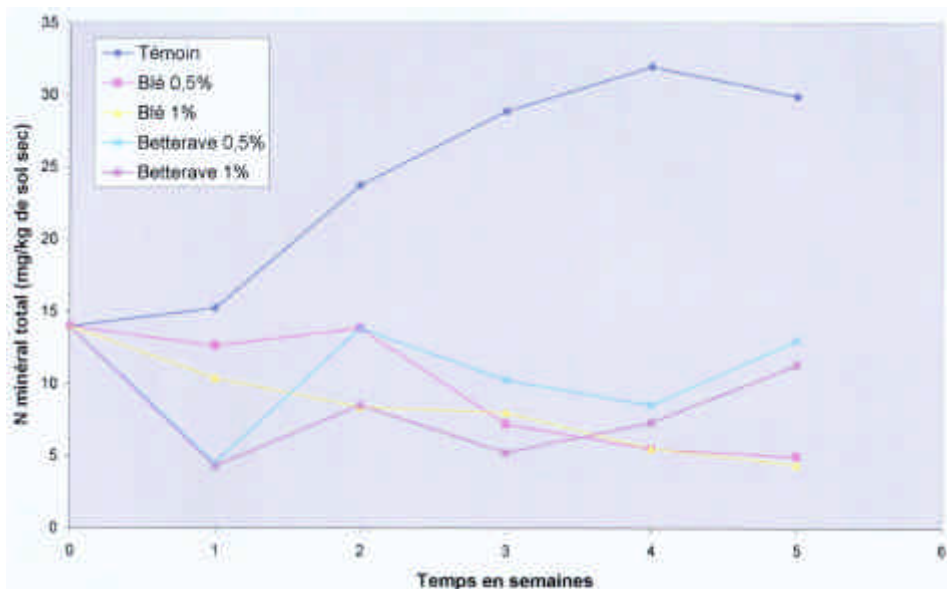


Figure 7: Evolution des teneurs en N-minéral sous l'effet des divers amendements dans le «Faid»/sol peu évolué

Suite à ces observations plus détaillées pour chaque sol enrichi, et au vue de la différence significative de l'évolution des teneurs en N-minéral observées dans les sols témoins, il est indéniable qu'une immobilisation importante d'azote minéral a lieu dans les sols traités, notamment au cours des premières semaines d'incubation.

Cette immobilisation dure en moyenne de 2 à 3 semaines pour les sols avec les résidus de betteraves, tandis que pour le résidu blé, l'immobilisation aurait tendance à se prolonger pratiquement durant toute l'incubation, et ce pour l'ensemble des sols enrichis par ce résidu.

L'évolution des teneurs en azote minéral au cours de l'incubation nous renseigne aussi sur la biodisponibilité du carbone des résidus. Les sols incubés avec les résidus de betteraves plus riche en sucre, semblent avoir terminé la phase d'immobilisation après trois à quatre semaines. Ce qui n'est pas le cas des sols amendés en résidus de blé plus riche en cellulose. Cette plus grande disponibilité se retrouve dans le rapport C-biomasse/C-total, observé antérieurement, avec des valeurs plus élevées dans les échantillons amendés par les résidus de betteraves.

Ces résultats peuvent s'expliquer aussi par la disponibilité et la digestibilité des composés organiques ajoutés au sol. En effet, d'après Azam et al., (1988) dans un sol enrichi en glucose et sucrose (le résidu de betterave en contient), le temps nécessaire pour boucler le cycle immobilisation-minéralisation est de deux semaines d'incubation. Par contre, dans le cas de sol enrichi en cellulose (cas du résidu de blé) la durée de l'immobilisation est plus grande et peut durer jusqu'à 8 semaines.

Le tableau 7 donne une indication des quantités maximales d'azote immobilisées. Ces quantités ont été calculées en soustrayant dans les sols enrichis en résidus, les valeurs minimales de N-minéral trouvées à un temps déterminé, des quantités présentes au même temps dans les sols témoins. Ce calcul n'est valable que dans l'hypothèse où la principale source de carbone pour la croissance de la microflore tellurique est constituée par les résidus introduits et les formes labiles de MOS, et qu'il n'y a pas eu une activation de la décomposition de la matière organique de réserve, c'est à dire les substances humiques.

Tableau 7: Teneurs maximales en N-minéral immobilisées durant l'incubation

Traitements/sols	Vertisol		Isohumique		Fersiallitique		Peu évolué	
	mg/kg	kg/ha	mg/kg	kg/ha	mg/kg	kg/ha	mg/kg	kg/ha
+0,5% blé	44,24	130	30,00	90	31,54	95	26,50	80
+1,0% blé	46,25	140	30,00	90	42,21	125	26,50	80
+0,5% betterave	37,00	113	23,90	72	28,00	82	23,00	73
+1,0% betterave	38,00	114	27,95	84	43,70	131	24,00	73

D'après ce tableau, l'effet de la dose de résidus apporté ne semble pas avoir, ou a peu, d'influence sur la quantité d'azote minéral immobilisée, toujours sur base de

l'hypothèse que l'ajout de résidus végétaux au sol n'a pas « d'effet d'activation » de la décomposition de la matière organique humique du sol.

Toutefois, suite aux amendements avec des doses plus importantes de résidus, la croissance microbienne prend de l'ampleur, comme nous l'avons observée, et la demande en carbone organique qui l'accompagne peut conduire à une consommation plus grande de la MOS. De là, la réserve humique du sol peut être mobilisée à son tour.

Au cas où ce processus a lieu effectivement, et comme l'azote de l'humus est plus difficile à se libérer, d'où à être assimilé, l'azote libéré des engrais apportés, serait probablement consommé en priorité par la microflore. Dès lors, une immobilisation encore plus importante du N-minéral pourrait être observée dans les sols où les plus grandes quantités de résidus végétaux sont restituées.

Si on considère que les vitesses de minéralisation sont proches au laboratoire et sur le terrain, on peut tirer quelques indications pour la gestion de la fertilisation.

Ainsi, dans les sols de type vertique et isohumique, si le blé est semé après l'enfouissement des résidus de betteraves à sucre, la phase d'immobilisation ne gênera pas les plantes qui n'ont que des besoins faibles, à très faibles, en d'azote entre la germination et le tallage. On n'apporte d'ailleurs généralement pas d'engrais pendant cette période (Moule, 1980). Par contre, si on sème la betterave directement après enfouissement de ces mêmes résidus, elles recevront peu d'azote minéral entre la germination et le stade 6 feuilles, période où elles en ont le plus besoin (Draycott, 1993). Une fois passé ce stade, les quantités d'azote minéral libérées vont entraîner une prolongation de la phase végétative qui aura pour conséquence une réduction du rendement en sucre.

La phase de dessèchement subit par les échantillons lors de la première semaine ralentit, le processus d'immobilisation, cas du sol fersiallitique et du sol peu évolué. Ce qui justifie le conseil courant de réincorporer des résidus de culture longtemps avant l'implantation d'une nouvelle culture, afin d'éviter le phénomène de « faim d'azote ». Selon Dommergues et Manganot (1970.b) et Azam et al., (1985), il faut attendre quatre semaines si on incorpore 1 % de paille de blé additionné de 100 à 160 mg de N-minéral/kg de sol sec. Dans le cas où il s'agit de terres irriguées, même si l'apport en eau est stoppé, la décomposition peut encore s'opérer au ralenti. De plus, la minéralisation-immobilisation de l'azote peut connaître une reprise conséquente au retour des eaux accompagnant une nouvelle mise en culture. De ce fait, une meilleure connaissance du rythme immobilisation-minéralisation permettra d'ajuster au mieux le programme d'irrigation, ce qui contribuerait à synchroniser les besoins des cultures avec les fournitures de N-minéral par le sol.

Les observations expérimentales de la présente étude peuvent donc être considérées comme une contribution à cette synchronisation, qui permettrait ainsi de réduire les coûts en intrants et de diminuer les pertes par lessivage de l'azote nitrique.

4. CONCLUSION

L'objectif de ce travail est essentiellement de simuler en laboratoire, l'effet de l'enfouissement des résidus de cultures sur la biomasse et sur l'évolution de l'azote minéral dans les sols les plus représentatifs d'un périmètre irrigué du Maroc, les Doukkala.

Il ressort de cette étude que la teneur en C-biomasse a évolué à la hausse suite aux amendements avec les résidus de récoltes, avec une supériorité pour le sol à texture fine, cas du vertisol. Le sol fersiallitique, à texture grossière, montrant la plus faible augmentation en C-biomasse, et les deux autres sols occupant une position intermédiaire.

De manière sensible la population microbienne, pour ses besoins de croissance, a décomposé et consommé le carbone d'origine végétale tout en puisant et libérant de l'azote minéral dans le sol.

Le rapport C-biomasse/C-total augmentant de manière plus importante avec les résidus de betteraves reflète une meilleure dégradation et/ou assimilation des résidus de betterave, plus riches en sucres simples. Cette constatation est également mise en évidence par l'effet de ce résidu sur l'évolution de l'azote minéral produit ou immobilisé au cours de l'incubation.

Le phénomène d'immobilisation observé pour tous les traitements, est surtout marqué pour les sols amendés avec des résidus de blé. L'effet de la dose de résidus apportée semble avoir peu d'influence sur la quantité d'azote minéral immobilisé sauf dans le cas du sol fersiallitique.

Dans l'hypothèse où les vitesses d'évolution des processus biologiques au laboratoire peuvent être rapprochées de ceux du terrain, en ajustant les conditions d'incubation, cette forme d'étude expérimentale devrait nous permettre de synchroniser au mieux les besoins des cultures en azote minéral et leur fourniture par les sols.

Dans le cas des sols irrigués, afin de rencontrer une meilleure minéralisation des résidus de récolte, il serait envisageable d'ajuster l'humidité du sol à l'optimum, en jouant sur les rythmes d'apport en eaux, durant notamment des périodes de croissance végétale où la température favorable du sol reste relativement stable.

5. BIBLIOGRAPHIE

Allison (1965). Organic carbon. In C.A. Black et al (ed). *Methods of soil analysis*, Part 2. Agronomy 9: 1367-1378. Am. Soc. of Agron., Inc., Madison, Wis.

Aveyard, J.M. (1988). Land degradation: changing attitudes- why? *J. Soil conserv.* New South Wales 44:46-51.

Azam F., Malik K.A. et Sajjad M.I. (1985). Transformations in soil and availability to plants of ^{15}N applied as inorganic fertilizer and legumes residues. *Plant and soil*, 86:3-130.

- Badraoui M., Soudi B., Merzouk A., Farhat A. et Mhamdi A. (1998).** Changes of soil qualities under pivot irrigation in Bahira region of Morocco: salinization. *Advances in Geocology*, 31, 503-508.
- Belhaj, M., A. Gallez, C.N. Chiang et J. Dufey (1979).** Simulation physique et mathématique du mouvement de sels dans les sols du Tadla. *Attorba. Vol.II. n°1/2.* pages 1-42.
- CPCS (1967).** Commission de pédologie et de cartographie des sols. Classification des sols. Grignon, France, 96p.
- Dommergues Y. et Manganot F. (1970a).** Les éléments minéraux en tant qu'agents toxiques. Dans *Ecologie Microbienne des Sols. 3^e partie Chap. 1^{er}.* 377-383. Ed. Masson et Cie. Paris
- Dommergues Y. et Manganot F. (1970b).** Décomposition de la cellulose. Dans *Ecologie Microbienne des Sols. 2^e partie. Chap.II.* 107-123. Ed. Masson et Cie. Paris
- Draycott A.P. (1993).** Nutrition. In « *The Sugar Beet Crop* » Ed. D.A. Cooke and R.K.Scott, Chap. 7, 240-249.
- Dregne, H.E. (1994).** Land degradation in the world arid zones. p.53-58. In *Soil and Water Science: Key to Understanding Our Global Environment*, SSSA Special Publication.
- Dumsday, R.G. and D.A. Oram (1990).** Economics of dryland salinity control in the Murray River Basin, Northern Victoria (Australia). p. 215-240. In J.A. Dixon et al (ed) *Dryland Management: Economic case studies.* Earthscan Publ., Ltd., London.
- El-Ashry, M.T., J. van Schilfgaarde, and S. Schiffman (1985).** Salinity pollution from irrigated agriculture. *J. Soil Water Conserv.* 40: 48-52.
- Ellis, S and Mellor, A. (1995).** *Soils and environment.* Routledge, London-New York
- Gallez, A., Med. Stitou, J. Dufey (1981).** Dessalage et désodication d'un sol Marocain. *Agronomie* 1(4), 265-272.
- Hillel, D.J. (1991).** *Out of the earth.* The free Press, New York
- Jenkinson D.S. (1988).** Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. In « *Advances in nitrogen cycling in agricultural ecosystems* » Ed. J.R. Wilson, C.A.B. International Wallingford, 368-386.
- Jenkinson D.S. et Powlson D.S. (1980).** Measurement of microbial biomass in intact soil cores and sieved soil. *Soil Biol. Biochem.*, 12, 579-581.
- Keeney D.R. et Nelson D.W. (1982).** Nitrogen inorganic forms. In « *Methods of soil Analysis* », part 2, Chemicals and Microbial Properties, Am. Soc. Agr., Inc., 643-709. Madison, Wisconsin, USA.
- Lahlou M., Badraoui M. et Soudi B., (1998).** SMSS: un logiciel de simulation du mouvement de sels dans le sol. *Etude et Gestion des sols*, 5, 4, 247-256.

- Laudelout H. et Chiang N.C. (1995).** Modélisation du mouvement des sels dans les sols du Maroc. *Homme Terre et Eaux*, 25, 100, 57-61.
- Le Clech B. (1995).** Références Environnement et Agriculture. Ed. Synthèse agricole. Bordeaux. Pages 105-108.
- Letey, J. (1993).** Relationship between salinity and efficient water use. *Irrig. Sci.* 14: 75-84.
- Madejon E., R. Lopes, J.M. Murillo et F. Cabrera (2001).** Agricultural use of three (sugar-beet) vinasse composts: effects on crops and chemical properties of a cambisol soil in the Guadalquivir river valley (SW Spain). *Agriculture-ecosystems and environment*. Mar. 2001; 84 (1): 55-65.
- Martin J.P. et Haider K. (1986).** Influence of mineral colloids on turnover rates of soil organic carbon. In « interactions of soil minerals with natural organics and microbes ». SSSA Special publication, n° 17, Chap. 9, 283-298.
- Moule C. (1980).** Blé tendre. In «Céréales, Phytotechnie spéciale» Ed. La maison rustique, Chap. 2, 69-138.
- Pascual, J.A., C. Garcia, T. Hernandez et M.Ayuso. (1997).** Changes in microbial activity of an arid soil amended with urban organic wastes. *Biology and Fertility of soils*. May 1997; 24(4): 429-434.
- Paul E.A. and F.E. Clark (1988).** Occurrence and distribution of soil organisms. In *Soil Microbiology and Biochemistry*. Chap.5, 74-90. Academic Press, Inc. Harcourt Brace Jovanovich, Publishers. San Diego, New York, Berkely, Boston.
- Quinn, J.G., and M. Salomon (1964).** Chloride interference in the dichromate oxidation of soil hydrolyzates. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 33: 809-811.
- Reichle, D.E. (1976).** The role of invertebrates in nutrient cycling. *Ecol. Bull.* 25, 145-154.
- Science Council of Canada (1986).** A growing concern: Soil degradation in Canada. Ottawa, Canada.
- Soudi B., M.Amrani et M. Stitou (1991).** Effets de la salinité sur l'ammonification et la nitrification dans les sols de la zone semi-aride du Maroc. Proc. International Management in Salt-affected areas, April 25th to May 3rd, Agadir. Morocco.
- Tinsley, J. (1950).** Determination of organic carbon in soils by dichromate mixture. *Int. Congr. Soil Sci. Trans.* 4th. Amsterdam 1: 161-164.
- Vance E.D., Brookes P.C. et Jenkinson D.S. (1987).** An extraction method for measuring microbial biomass in soil. *Plant and Soil*, 76, 257-274.