

## ROLE DE LA COMPOSITION CHIMIQUE ET BIOCHIMIQUE DES RÉSIDUS DES CULTURES ET DE FUMIER DE FERME DANS LA DÉCOMPOSITION DES SOLS DÉGRADÉS SOUS CLIMAT ARIDE TUNISIEN

BOUJILA Khedija<sup>1\*</sup>, BEN JEDDI Faysa<sup>1</sup>, TAAMALLAH Houcine<sup>2</sup> JEDDIDI Naceur<sup>3</sup> et  
SANAA Mustapha<sup>1</sup>

<sup>(1)</sup>Département de Science de Production végétale de l'Institut National Agronomique de Tunisie  
(INAT), Université de Carthage, Avenue Charles Nicolle-Tunis-Mahrajène, Tunisie.

<sup>(2)</sup>Laboratoire d'Érémologie et Lutte Contre la Désertification de l'Institut des Régions Arides,  
Médénine, Tunisie

<sup>(3)</sup>Centre de Recherches et des Technologies des Eaux, Institut National de Recherche Scientifique  
et Technique, B.P. 95-2050 Hammam-lif, TUNISIE .

\*E-mail: [bouajilakhedija@yahoo.com](mailto:bouajilakhedija@yahoo.com)

**Résumé.-** Quatre résidus de cultures (racines et fanes) de *sulla* (*Hedysarum coronarium L.*), *colza* (*Brassica napus L.*), *féverole* [*Vicia faba L. var. minuta (Desf. ex. Alef.) Mansf.*] et *blé dur* (*Triticum durum Desf.*) sont caractérisés sur le plan chimique et comparés par rapport au fumier bovin utilisé comme un témoin. Les deux sols choisis sont de textures différentes de la Tunisie: un sol argilo-limoneux de la Région de Mornag appartenant au gouvernorat de Ben Arous au nord de la Tunisie et un sol sablonneux de la région de Benikhdech appartenant au gouvernorat de Médénine au sud de la Tunisie. L'incubation a été réalisée en aérobiose à une température constante de 2°C pendant 90 jours avec une humidité ajustée à 2/3 de la capacité au champ (Θ<sub>cc</sub>). L'analyse des fibres a montré que les résidus des fabacées (*sulla* et *féverole*) sont caractérisés par les taux en cellulose les plus élevés correspondant respectivement à 35.43 et 35.50% de la matière organique (MO); comparés au fumier qui s'est distingué par un plus faible taux de 2.35%. Les teneurs en lignine varient de 7.03 à 19.30% dans les résidus et fumier. La fraction soluble au détergent neutre est nettement plus faible de l'ordre de 26.04% pour les fabacées et 24.96% pour le blé et le colza contre 70.10% pour le fumier. À la fin des incubations, la quantité de C-CO<sub>2</sub> émise par le sol argileux varie entre 23.91 et 91.51 pourcentage de carbone organique total (% COT) des résidus organiques ajoutés, alors que celle émise par le sol sablonneux varie entre 6.48 et 57.24% COT. L'apport des résidus de fabacées et fumier ont minéralisé des quantités de carbone significativement supérieure ( $P < 0.05$ ) au témoin et inférieure aux mélange sol-Colza et sol-Blé. La décomposition des produits organiques testés (résidus et fumier bovin) se trouve en relation étroite avec leurs composés chimiques et biochimiques. Plus les résidus organiques sont riches en lignine, plus leur biodégradation est difficile.

**Mots clé:** résidus de cultures, fumier, décomposition, carbone, composition biochimique

## ROLE OF THE CHEMICAL AND BIOCHEMICAL COMPOSITION OF CROP RESIDUS AND FARM MANURE IN THE DECOMPOSITION OF DEGRADED SOILS IN TUNISIAN ARID CLIMATE

**Abstract.-** Four crop residues (tops and roots) of *sulla* (*Hedysarum coronarium L.*), rapeseed (*Brassica napus L.*), faba bean [*Vicia faba L. var. Minuta (Desf. Ex. Alef.) Mansf.*] and durum wheat (*Triticum durum Desf.*) were chemically characterized and compared against the bovin manure used as a Control. Residues and manure were applied in a minimum amount restituted or supplied in unproductive year under natural conditions, on two different Tunisian soils: a clay loam soil from the Mornag Region belonging to the Ben Arous governorate in the north of Tunisia and a sandy soil from the region Benikhdech belonging to the governorate of Medenine in southern Tunisia. Aerobiosis incubation was realized at a constant temperature of 28°C during 90 days with a humidity adjusted to 2/3 of field capacity (Θ<sub>cc</sub>). The analysis of the fibers showed that the Fabaceae residues (*sulla* and field bean) were characterized by the highest cellulose levels corresponding to 35.43% and

*35.50% of organic matter (OM); compared to manure that is distinguished by a lower rate of 2.35%. The lignin contents ranged from 7.03 to 19.30% in both residues and manure. The neutral detergent soluble fraction rate was clearly lower at a rate of 26.04% for the Fabaceae and 24.96% for wheat and rapeseed, against 70.10% for the manure. At the end of incubation, results showed that the amount of C-CO<sub>2</sub> emitted from the clay soil was between 23.91 and 91.51 percentage of total organic carbon (TOC %) of organics products added. while the amount emitted from the sandy soil varied between 6.48 and 57.24% COT. The contribution of Fabaceae residues and manure has mineralized amounts of carbon significantly higher ( $P < 0.05$ ) than the control and significantly lower than both the mixture of soil-rape and the soil-wheat. The decomposition of the organic tested products (residues and farm manure) is closely related to their chemical and biochemical compounds. More organic residues are rich in it lignin, more their biodegradation is difficult.*

**Keywords:** crop residues, manure, decomposition, carbon, biochemical composition

## Introduction

La préoccupation croissante d'une agriculture pour le développement durable implique une réduction des intrants (produits apportés aux sols pour améliorer les rendements de récolte) pouvant être à l'origine de pollution des sols, et un rôle accru des matières organiques dans le maintien de la qualité des sols. L'exportation massive des parties aériennes de cultures empêche le retour au sol de cette biomasse végétale qui est en grande partie à l'origine de la matière organique qui contribue à la qualité des sols (fertilité, structure des sols). L'enjeu est donc de maintenir une production agricole suffisante pour répondre aux besoins de nos sociétés tout en protégeant la qualité des sols à long terme [1].

Les principales sources de matières organiques entrant dans les sols agricoles sont elles mêmes issues de l'activité agricole (résidus de récolte et systèmes racinaires, fumiers, lisiers) ou du recyclage des déchets organiques (effluents, composts et boues). Par exemple, les racines de la plupart des plantes annuelles restent dans les sols après la récolte [1]. Dans le semi aride supérieur, les cultures de sulla, blé, féverole et colza restituent au sol des biomasses sèches comprises respectivement entre 5 et 15; 0.5 et 2.5; 2 et 6 t h<sup>-1</sup> [2].

Le taux de décomposition de la matière organique endogène et exogène dans les sols est lié à de multiples facteurs, dépendant de la nature des matières organiques (facteurs intrinsèques) et des conditions de l'environnement (facteurs extrinsèques), qui agissent sur l'activité des microorganismes du sol impliqués dans le processus de décomposition. Les principaux facteurs extrinsèques déterminant la décomposition des matières organiques dans les sols sont l'humidité, la température, le pH du sol, les conditions d'aération, la disponibilité en nutriments [3,4]. Certaines pratiques culturales comme le travail du sol sont susceptibles de modifier le taux de décomposition des matières organiques en modifiant les conditions du milieu, ou en modifiant la taille et la localisation des matières organiques exogènes telles que les résidus de culture. La texture des sols influence également la décomposition, notamment par la présence d'argile qui assure une protection physique de la matière organique [5].

La composition chimique nommée par le terme de «qualité» des matières organiques exogènes restituées aux sols est un des principaux facteurs qui influencent leurs cinétiques de décomposition dans les sols [6]. La qualité des matières organiques exogènes dépend de leur origine et influence leur décomposition dans les sols en modifiant l'activité

des organismes décomposeurs du sol. Les flux de carbone et d'azote vers l'hydrosphère et l'atmosphère et leur cycle dans les sols agricoles sont ainsi étroitement liés à la nature des matières organiques restituées au sol. Une meilleure gestion de ces flux implique de prendre en compte la qualité de cette matière organique [1].

Plusieurs études ont été menées afin d'identifier des caractéristiques chimiques susceptibles de prédire la décomposition des résidus végétaux dans le sol. Pour cela, différents types de méthodes de caractérisation des résidus ont été utilisées. Dans les années 1960, une méthode d'extraction séquentielle a été développée pour analyser la composition chimique des résidus végétaux en lien avec la digestibilité des fourrages par les ruminants [7,8].

Cette méthode permet de déterminer la proportion relative de chaque fraction constituant ces résidus végétaux, à savoir la fraction soluble et la fraction pariétale et ses principales composantes : la cellulose, les hémicelluloses et la lignine. Cette méthode a été adaptée pour prédire la décomposition des résidus végétaux dans le sol en faisant l'hypothèse qu'il y a un parallèle entre l'augmentation de la force d'extraction chimique des composants et la diminution du taux de décomposition des composants des résidus végétaux [6]. Cette méthodologie a permis de suivre l'évolution des fractions mentionnées ci-dessus au cours de la décomposition de résidus végétaux. MINDERMAN (1968) a montré que l'ensemble des fractions (soluble, hémicellulose, cellulose et lignine) se décomposent simultanément mais à des vitesses différentes, indiquant une dégradation préférentielle de certains de ces composants [9].

D'autres caractéristiques de la composition chimique des résidus végétaux ont été reliées à leur taux de décomposition dans le sol. Des travaux ont montré que la minéralisation du carbone sur les premiers jours de décomposition des résidus végétaux était principalement reliée à la quantité de carbone présent dans la fraction soluble à l'eau des résidus [10-12]. La proportion de composés solubles, dégradés rapidement par les microorganismes décomposeurs a moins d'influence sur la minéralisation du carbone à plus long terme [13]. L'influence des composés présents dans la fraction insoluble (polysaccharides des parois cellulaires, lignines) sur la décomposition est quant à elle plus difficile à déterminer.

Cette étude caractérise la composition chimique et biochimique d'un ensemble de résidus organiques (blé dur, sùlla, colza et féverole) comparés à un fumier bovin et voir son impact sur la minéralisation du carbone dans deux sols dégradés de textures différentes (sol argileux et sol sablonneux) sous climat aride tunisienne.

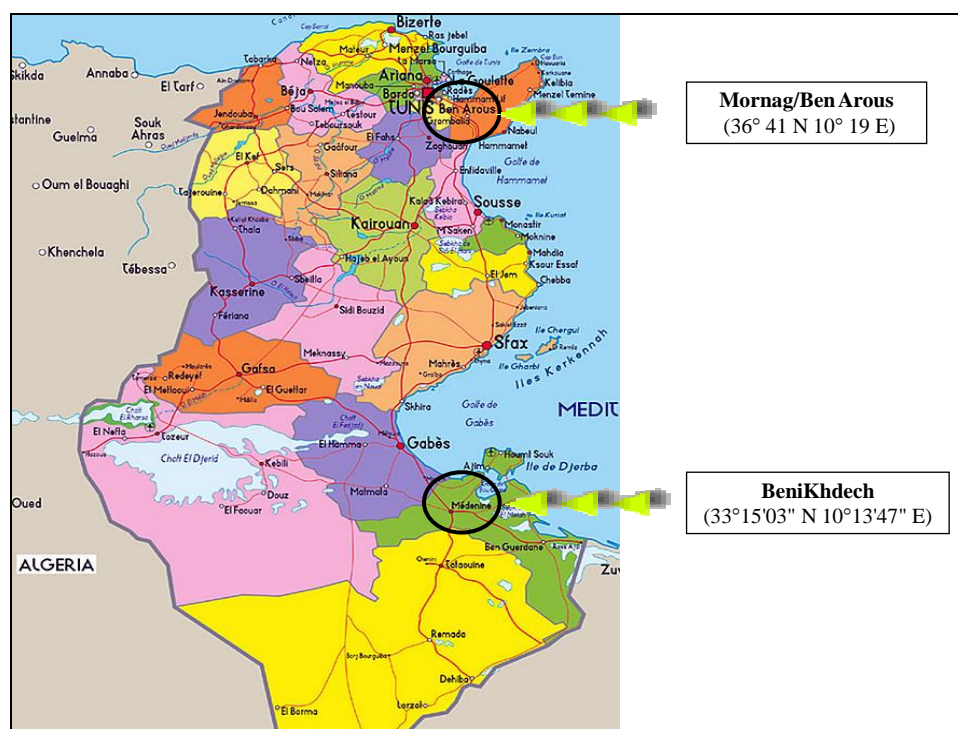
## **1.- Matériel et méthodes**

### **1.1.- Sols utilisés**

L'expérience a porté sur des horizons de surface (0- 30cm) de deux sols non cultivés évoluant dans des conditions pédoclimatiques différentes : Un sol de type peu évolué d'apport alluvial hydrique à caractère vertique (CPCS 1967 [14])- FLUVIOSOL vertique (référentiel pédologique-AFES, 2009 [15]) - Vertic Xero Fluvent (Soil Taxonomy). Il représente environ 50% des terres cultivées dans le Nord de la dorsale tunisienne [16], soit plus d'un million d'hectares. C'est un sol profond à profil homogène de type A/C de texture argileuse (Arg) dont les principales caractéristiques physico-

chimiques avant la conduite de l'expérimentation, sont présentées dans le tableau I. Le prélèvement d'échantillon en ce type de sol est effectué dans une parcelle expérimentale de l'Institut National Agronomique de la Tunisie (INAT), située dans la région de Mornag (36° 41 N 10° 19 E), 20 km au Sud de Tunis situé au Nord de la Tunisie (fig. 1). Le climat est de type semi-aride supérieur à hiver doux. Il se caractérise par une distribution irrégulière des précipitations durant toute l'année avec une moyenne annuelle de 500 mm. La température moyenne annuelle est de 18°C.

Le deuxième sol est peu évolué et représenté surtout par des sols lessiques (Regosols) : des loess à texture limono-sableuse (Sab), la profondeur des loess est variable, elle peut atteindre à certains endroits une dizaine de mètres, en général ce sont des sols profonds [17, 18]. Le prélèvement d'échantillon en ce type de sol a été effectué dans une parcelle expérimentale, situé à la région de Ksar Jouamaa - Benikhdech (33°15'03" N 10°13'47" E), appartenant au gouvernorat de Médenine situé au sud-est de la Tunisie (fig. 1). Le climat de ce site est de type aride inférieur à hiver généralement doux. Il se caractérise par une distribution irrégulière des précipitations durant toute l'année avec une moyenne annuelle varie entre 130 et 190 mm. La température moyenne annuelle est de 19.3°C. Les échantillons des sols sont tamisés à 2mm. Les caractéristiques physico-chimiques des sols utilisés sont déterminées au Laboratoire d'Eremologie et Lutte Contre la Désertification de l'Institut des Régions Arides Médenine/ Tunisie.



**Figure1.-** Situation géographique des sites expérimentaux [19]

## 1.2.- Produit organique

L'échantillonnage des résidus de cultures a été effectué à l'été 2009 sur des parcelles de la ferme expérimental e de l'INAT à Mornag (Gouvernorat de Ben Arous). Les résidus (racine et paille ou fanes) sont représentés pour un mélange homogène de cinq échantillons ramassés chacun à partir de quatre parcelles correspondantes. Les résidus utilisés sont séchés à l'air libre pendant sept jours, ensuite finement broyés et tamisés ( $\phi <$

2 mm) avant leur utilisation dans cette étude. Les caractéristiques chimiques des broyats de ces amendements utilisés sont déterminées au Laboratoire de Production Animale de l'Institut des Régions Arides de Médenine/Tunisie.

### 1.3.- Analyses chimique et biochimique des résidus

La préparation pré-analytique passe par les étapes suivantes: lavage à l'eau courante des parties aériennes et racinaires des résidus puis à l'eau distillée pour éliminer toute impureté et risque de contamination par la terre. Le séchage des échantillons a été effectué dans une étuve et à une température de  $38 \pm 2^\circ\text{C}$  jusqu'à poids constant. Enfin, un broyage des parties racinaires et aériennes ensemble est réalisé.

Le fractionnement des résidus a été réalisé par la méthode VAN SOEST et WINE (1967) [20]. Le carbone organique est déterminé après calcination à  $550^\circ\text{C}$ . Les cendres sont ensuite attaquées par  $\text{HNO}_3$  (1N). L'extrait final est ramené à un volume de 100 ml pour servir à l'analyse du phosphore et du potassium. Ces derniers sont dosés respectivement par un spectrophotomètre ( $\lambda = 660 \text{ nm}$ ) et un photomètre à flamme [21]. Le pH ( $\text{H}_2\text{O}$ ) est mesuré dans une solution obtenue après agitation de 3 heures et filtration du mélange eau et résidus (1/5). Enfin l'azote total est déterminé par la méthode micro kjeldahl [13]. L'indice de stabilité biologique (ISB) est défini par LINERES et DJAKOVITCH (1993) [22]:

$$\text{ISB} = 2.112 - (0.02009 \times \text{SOLU}) - (0.02378 \times \text{HEMI}) - (0.02216 \times \text{CELL}) + (0.00840 \times \text{LIGN})$$

où : SOLU: fraction soluble (% MOT); HEMI: fraction hémicellulose (% MOT); CELL: fraction cellulose (% MOT); LIGN: fraction lignine (% MOT).

### 1.4.- Suivi de carbone minéralisation par incubation

L'essai d'incubation (fig. 2) est conduit au Laboratoire d'Eremologie et Lutte Contre la Désertification de l'Institut des Régions Arides Médenine/ Tunisie. La méthode a été basée sur celles utilisées par ABIVEN (2004) et ANNABI (2005) [23,24]. Les incubations, en conditions contrôlées, ont été réalisées dans des bocaux de 1 litre, fermés hermétiquement, à une humidité proche de la capacité au champ ( $2/3 \Theta_{cc}$ ) et à une température constante ( $28 \pm 2^\circ\text{C}$ ) dans l'obscurité.

Des quantités de résidus organiques sulla, colza, blé et féverole et fumier de ferme de l'ordre de 0.115g; 0.046g; 0.011g; 0.011g et 0.115g, ont été apportées à 100g du sol Limono-argileux de Mornag ( $d_a = 1.45$ ) situé au Nord de la Tunisie et des quantités de l'ordre de 0.159g; 0.063g; 0.016g et 0.016g et 0.159g sont apportées à 100g du sol limono-sablonneux de Benikhdech ( $d_a = 1.05$ ) situé au sud de la Tunisie, l'équivalents à 5; 2; 0,5; 0,5 et  $5 \text{ t ha}^{-1}$ , respectivement pour les résidus de sulla, colza, blé et féverole et fumier de ferme.

Ces traitements sont comparés à un témoin non amendé pour chacun des deux sols tunisiens de textures différentes. Pour chaque traitement, trois répétitions sont réalisées. L'atmosphère dans les bocaux est renouvelée à chaque date de mesure de minéralisation du carbone, afin de maintenir les sols dans des conditions d'aérobic. L'humidité est contrôlée constamment par pesée et ajustée au besoin. Les quantités minimales apportées

représentent les quantités de résidus restitués au sol en condition d'une année faiblement pluvieuse.

Le CO<sub>2</sub> dégagé au cours de l'incubation est piégé dans une solution de 5ml de NaOH 0.1 N [25]. La soude est ensuite titrée par une solution de HCl 0.1N en présence de 5 ml de chlorure de baryum (BaCl<sub>2</sub>) 0.1N et de phénophtaléine comme indicateur coloré. Les mesures sont réalisés sur une période de 90 jours et à intervalles de temps réguliers (deux jours pendant deux semaines, puis 4 jours pendant le reste des mois). La quantité du carbone minéral exogène apporté par les résidus organiques est calculée par la différence entre la quantité du carbone produite par le mélange (sol+ résidus) et le témoin (sans apport) pour la même période.

La minéralisation du carbone (C) est mesurée par piégeage du CO<sub>2</sub> dans la soude [25]. Les quantités (Q en mg C.kg<sup>-1</sup>) sont calculées sur la base de 1 ml de HCl 0.1 M équivalent à 2.2 mg de CO<sub>2</sub> à l'aide de la formule suivante [26]:

$$Q = [(V_1 - V_{éch}) \times 2.2 \times 1\ 000] / 100.$$

Où V<sub>1</sub>: volume moyen de HCl utilisé pour le contrôle, V<sub>éch</sub>: volume de HCl utilisé pour l'échantillon et 100: poids de sol en g.

La quantité du carbone minéral exogène apportée par les résidus organiques est calculée par la différence entre la quantité du carbone produite par le mélange (sol + résidus) et le témoin (sans apport) pour la même période.

L'ajustement des cinétiques de minéralisation du carbone en % COT est réalisé selon une équation de 1<sup>er</sup> ordre qui permet d'approcher les tailles des compartiments labiles et résistants des matières organiques du sol:

$$y = a*(1 - e^{-(k*t)}) + b*t$$

Où : la constante "a" représente la fraction du carbone potentiellement minéralisable, [27, 28]; "b" représente le coefficient de dégradation du compartiment résistant, "k" représente le coefficient de la vitesse de minéralisation du compartiment minéralisable par jour et "t" représente le temps de minéralisation en jours.



**Figure 2.-** Essai d'incubation (température: 28°C; humidité: 2/3Occ) et dosage du CO<sub>2</sub> dégagé par les échantillons de sols amendés

## 1.5.- Traitement statistique des données

Les données recueillies sont soumises à une analyse de variance (ANOVA) à l'aide du logiciel SPSS (version 20). Le test de Newman-Keuls est utilisé pour la comparaison des moyennes lorsque des différences significatives entre les traitements sont révélées au seuil de probabilité de 5 %.

## 2.- Résultats

### 2.1.- Caractéristiques chimiques et biochimiques des résidus organiques

#### *Carbone total*

Une variation significative entre les taux du carbone des différents produits organiques a été observée, avec un C.V = 7.24 % (tab. I).

Les résidus végétaux se caractérisent par des taux de carbone de 44.07; 43.02; 41.12 et 40.08 % respectivement pour les résidus de Sulla; féverole; blé; et colza. Ces résidus de cultures contiennent plus de matière organique que le fumier de ferme (31.75%).

#### *Azote total*

Comme indiquées dans le tableau I, les teneurs en azote organique total varient de 0.54 à 2.33%. Le fumier de ferme est le plus riche en azote total (2.33%), alors que les résidus de cultures se caractérisent par des taux inférieurs à 1%.

#### *Rapport C/N*

Ce rapport est largement utilisé pour classer les types de matières organiques dans un sol. Il représente un indicateur de dégradation des résidus dans un sol. Comparé au fumier de ferme, les rapports C/N des résidus sont très élevés (> 40 %) (tab. I) indiquant une décomposition de ces résidus déficitaire en azote.

#### *pH des résidus*

Les résidus de culture de sulla, blé, féverole et du colza présentent des pH respectifs de 6.82; 6.11; 5.65; et 6.59; significativement plus acides que celui du fumier (7,53) (tableau 1) avec un C.V de 2.65 (tab. I).

#### *Fractionnement biochimique des résidus de cultures*

Les résidus de blé, sulla, féverole et colza sont plus riches en NDF et ADF que le fumier de ferme. Ce dernier devient plus riche en ADL (19.30%), mais au même niveau que les fabacées (sulla et févrole).

Le fractionnement biochimique de la matière organique des résidus de cultures a décelé des teneurs en cellulose et hémicellulose significativement plus élevées que celles du fumier (> 8.25 %). Les résidus de fabacées se caractérisent par le taux de cellulose le plus élevé que le reste des résidus et du fumier (tab. I).



**Tableau I.-** Spécificités chimique et biochimique des résidus de sulla, colza, blé et féverole en comparaison avec le fumier bovin.

[Les valeurs suivies de la même lettre dans chaque colonne ne sont pas statistiquement différentes au seuil  $\alpha=5\%$  selon le test de Newman et Keuls. pH; Azote totale (NT); Carbone totale (CT); rapport C/N; fibres au détergent neutre (NDF); fibres aux détergents acides (ADF); lignines aux détergents acides (ADL); cellulose: CELL = ADF – ADL; hémicellulose: HEMI = NDF – ADF; lignine: LIGN = ADL; fraction soluble: SOLU = 100 – NDF; ISB: indice de stabilité biologique ; CV: coefficient de variation]

Paramètres chimiques	Sulla	Colza	Blé	Féverole	Fumier	c.v (%)
Ph	6.82 b	6.59 b	6.11 c	5.65 d	7.53 a	2.65
NT%	0.95 b	0.84 b	0.54 b	0.63 b	2.33 a	32.17
CT%	44.07 a	40.08 a	41.12 a	43.02 a	31.75 b	7.24
C/N	48.04 a	52.94 a	81.32 a	72.43 a	14.14 b	33.66
NDF(%MO)	81.43 a	73.57 b	76.50 ab	66.50 c	29.90 d	4.95
ADF(%MO)	53.38 a	29.77 bc	39.00 b	51.00 a	21.65 c	16.86
ADL(%MO)	17.95 a	7.03 b	8.50 b	15.43 a	19.30 a	23.52
CELL (%)	35.43 a	22.74 b	30.50 a	35.50 a	2.35 c	11.45
HEMI (%)	28.05 b	43.80 a	37.00 a	15.50 c	8.25 d	13.06
LIGN (%)	17.95 a	7.03 b	8.50 b	15.50 a	19.30 a	23.52
SOLU (%)	18.57 d	26.42 c	23.50 cd	33.50 b	70.10 a	9.43
ISB (%)	0.45 ab	0.10 b	0.15 b	0.42 ab	0.63 a	51.69

Quant à l'hémicellulose, les fabacées et le fumier se caractérisent par les taux les plus bas, respectivement 21.77 et 8.25 %, alors que le colza et le blé ont les taux d'hémicellulose les plus élevés, respectivement 43.80 et 37.00%). Par contre, le fumier se caractérise par le taux de lignine le plus élevé (19.30%) comparé à celui du colza qui garde significativement la teneur la plus faible (7.03%). En matière de fractions solubles testées, le fumier maintient aussi la fraction la plus élevée (70.10%) (tab. I).

### *Indice de stabilité biologique*

Les indices biologiques des fabacées sont supérieurs à 0.42%, alors que le colza se caractérise par un indice de stabilité plus faible (0.11 %). Quant au fumier de ferme, il a l'indice le plus important de l'ordre de 0.63.

### **2.2.- Cinétique de minéralisation potentielle du carbone selon les résidus de cultures**

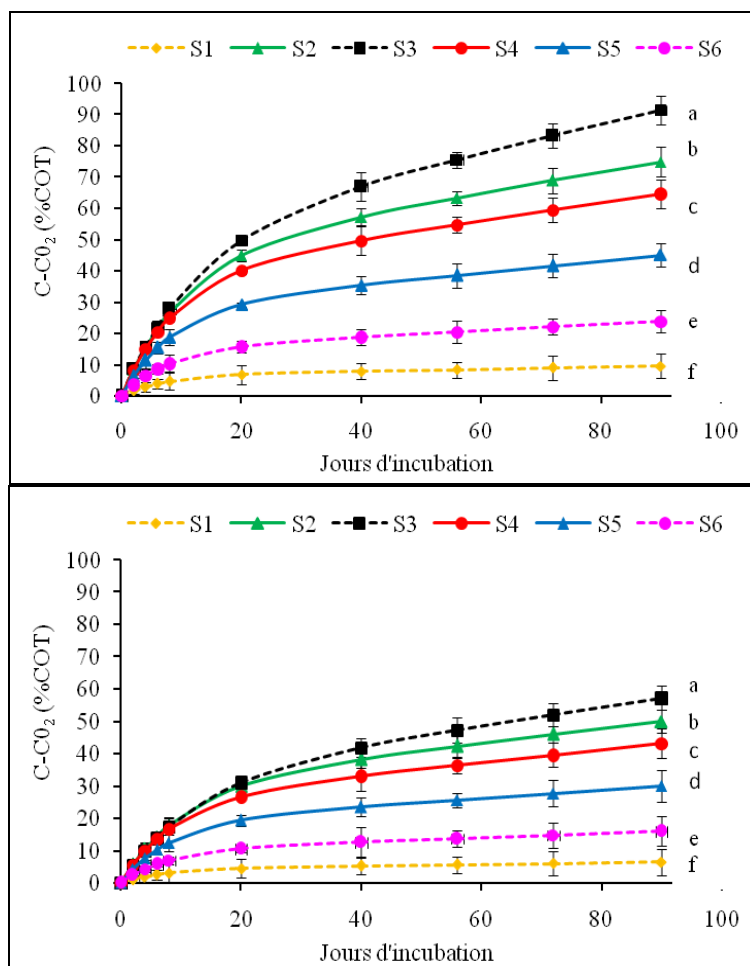
Quelle que soit la nature du mélange sol + résidus, les vitesses de minéralisation se trouvent maximales en début de l'incubation. Elles sont plus importantes dans les mélanges sol + résidus de cultures que sol pour les mélanges sol + fumier. Dans ces derniers, la minéralisation du carbone tend à être constante après 20 à 30 jours d'incubation; contrairement aux autres mélanges qui continuent à se minéraliser même après 90 jours d'incubation.

Lors de l'incubation, le cumul du C-CO<sub>2</sub> libéré au cours de la minéralisation des résidus de cultures est significativement plus faible ( $P < 0.05$ ) pour le fumier (15.973 et 23.914% COT) ajoutées respectivement pour le sol argileux de Mornag et le sol sablonneux de Benikhdech, que dans les mélanges sol+ résidus de cultures.

Comparé à certains mélanges, les mélanges sol+ résidus du colza qui favorisent une libération C-CO<sub>2</sub> significativement plus élevé ( $P < 0.05$ ); soit 57.240 pour le sol sablonneux de Benikhdech contre 91.513% COT pour le sol argileux de Mornag (fig. 3).



Pour les différentes quantités de résidus organiques appliqués, les vitesses de minéralisation sont maximales au début des incubations. Elles sont plus importantes avec les résidus de cultures que les amendements organiques (fumier). Les vitesses de minéralisation diminuent rapidement au cours des incubations pour rester globalement constantes jusqu'à la fin de l'incubation.



**Figure 3.-** Variation des cumuls de C-CO<sub>2</sub> libérés au cours de la minéralisation selon la nature des résidus, dans le sol de Mornag et sol de Benikhdech.

(S<sub>1</sub>: témoin absolu; S<sub>2</sub>: sol+ fumier témoin relatif; S<sub>3</sub>: sol+sulla; S<sub>4</sub>: sol+féverole; S<sub>5</sub>: sol+blé; S<sub>6</sub>: sol+colza. Les valeurs suivies par la même lettre ne sont pas statistiquement différentes au seuil de probabilité de 5% selon le test de Newman et Keuls.)

### 2.3.- Estimation de la minéralisation potentielle (a) du carbone, et la constante de la minéralisation (k) selon les traitements des sols.

Pour les deux quantités de résidus organiques appliqués, les vitesses de minéralisation sont maximales au début des incubations. Elles sont plus importantes avec les résidus de cultures que les amendements organiques (fumier). Les vitesses de minéralisation diminuent rapidement au cours des incubations pour rester globalement constantes jusqu'à la fin de l'incubation.

L'ajustement des points expérimentaux au modèle cinétique de type  $C-CO_2 = a*(1 - e^{-k*t}) + b*t$  permet d'approcher les coefficients de vitesse de la minéralisation des

compartiments organiques labile et résistant des résidus organiques apportés. Les résultats de ces ajustements sont donnés dans le tableau II. La qualité de l'ajustement est satisfaisante ( $0.997 < r < 0.999$  ;  $r$  est le coefficient de corrélation). La taille du compartiment labile ( $a$ ) est plus grande pour les résidus végétaux que pour les amendements organiques.

Dans le sol argilo-limoneux de Mornag, la taille du compartiment labile ( $a$ ) pour les résidus varie de 27.934 à 50.868% COT contre seulement 14.914% COT pour le fumier de ferme. Par ailleurs, dans le sol sablonneux de Benikhdech, la taille du compartiment labile ( $a$ ) varie de 18.622 à 31.792% COT contre seulement 9.943% COT pour le fumier de ferme. La constante de la vitesse de minéralisation du compartiment labile ( $k$ ) varie de  $0.081 \text{ j}^{-1}$  et  $0.131 \text{ j}^{-1}$  et est plus forte pour le fumier de ferme (tab. II).

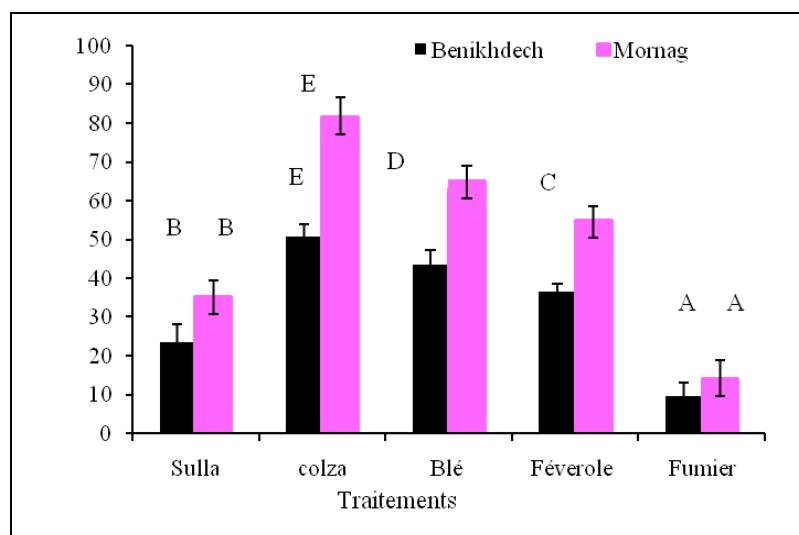
**Tableau II.-** Paramètres du modèle  $C\text{-CO}_2 = a \cdot (1 - e^{-k \cdot t}) + b \cdot t$  utilisé pour simuler les données expérimentales de minéralisation du carbone durant les incubations, en mélange dans un sol-résidus organiques (\*\*indique une significativité au seuil de 0.05)

<i>Exponentielle : <math>Y = a \cdot (1 - e^{-k \cdot t}) + b \cdot t</math></i>	<b>Mornag</b>	<b>Benikhdech</b>
<i>S1: témoin absolu</i>	$a$ (% COT) = 6.491 $k$ ( $\text{jour}^{-1}$ ) = 0.141 $b$ (% COT. $\text{jour}^{-1}$ ) = 0.035 $r^2 = 0.998^{**}$	$a$ (% COT) = 4.327 $k$ ( $\text{jour}^{-1}$ ) = 0.141 $b$ (% COT. $\text{jour}^{-1}$ ) = 0.024 $r^2 = 0.998^{**}$
<i>S2: sol+fumier témoin relatif</i>	$a$ (% COT) = 14.914 $k$ ( $\text{jour}^{-1}$ ) = 0.131 $b$ (% COT. $\text{jour}^{-1}$ ) = 0.100 $r^2 = 0.999^{**}$	$a$ (% COT) = 9.943 $k$ ( $\text{jour}^{-1}$ ) = 0.131 $b$ (% COT. $\text{jour}^{-1}$ ) = 0.067 $r^2 = 0.999^{**}$
<i>S3: sol+sulla</i>	$a$ (% COT) = 27.934 $k$ ( $\text{jour}^{-1}$ ) = 0.120 $b$ (% COT. $\text{jour}^{-1}$ ) = 0.191 $r^2 = 0.999^{**}$	$a$ (% COT) = 18.622 $k$ ( $\text{jour}^{-1}$ ) = 0.120 $b$ (% COT. $\text{jour}^{-1}$ ) = 0.127 $r^2 = 0.999^{**}$
<i>S4: sol+féverole</i>	$a$ (% COT) = 38.483 $k$ ( $\text{jour}^{-1}$ ) = 0.111 $b$ (% COT. $\text{jour}^{-1}$ ) = 0.292 $r^2 = 0.999^{**}$	$a$ (% COT) = 25.655 $k$ ( $\text{jour}^{-1}$ ) = 0.111 $b$ (% COT. $\text{jour}^{-1}$ ) = 0.194 $r^2 = 0.999^{**}$
<i>S5: sol+blé</i>	$a$ (% COT) = 45.043 $k$ ( $\text{jour}^{-1}$ ) = 0.095 $b$ (% COT. $\text{jour}^{-1}$ ) = 0.332 $r^2 = 0.997^{**}$	$a$ (% COT) = 30.029 $k$ ( $\text{jour}^{-1}$ ) = 0.095 $b$ (% COT. $\text{jour}^{-1}$ ) = 0.222 $r^2 = 0.997^{**}$

L'analyse des modèles mathématiques des courbes (tab. II) indique que le modèle étudié, avec des coefficients de corrélation ( $r^2$ ) comprises entre 0.997 et 0.999, ajuste significativement aux données obtenues ( $p < 0.05$ ). L'émission maximale correspond à la minéralisation des résidus du colza.

Dans un ordre décroissant les valeurs de potentiel du carbone minéralisable sont

celles du colza, suivi du blé dur, la féverole, le sulla et le fumier de ferme. Ces observations sont identiques dans les deux types de sols. Mais les valeurs le plus élevés de minéralisations du carbone ont été enregistré pour les résidus ajoutés au sol limono-argileux de Mornag. Elles coïncident avec celles du C-CO<sub>2</sub> accumulé obtenu après 90 jours d'incubation (fig. 4).

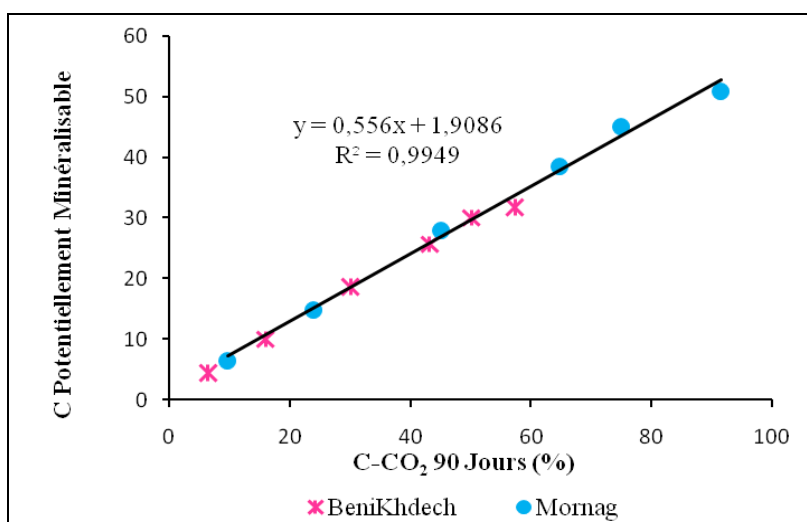


**Figure 4.-** Quantité du carbone exogène émis comme C-CO<sub>2</sub> (%COT) par les traitements après 90 jours d'incubation [Les lettres différentes indiquent une différence significative entre types de résidus organiques ( $p < 0,05$ )].

Les deux expériences démontrent que la minéralisation du carbone dépend exclusivement du type de résidu organique ajoutée et du type de sol testé.

#### 2.4.- Relation entre carbone potentiellement minéralisable et quantité de C-CO<sub>2</sub> émise pendant 90 jours d'incubation

La valeur de carbone potentiellement minéralisable, montre une relation linéaire étroite (pente de 0.9949) avec le carbone minéralisé au 90ième jour (fig. 5). Dans ce dernier cas, la fraction considérée "labile" est augmentée significativement dans les deux types des sols (argileux et sablonneux). Des résultats similaires concernant les substrats qui minéralisent plus rapidement dans des sols à bas contenu d'argile, ont été expliqués par la stabilisation des produits carbonés. Cette stabilisation est atteinte par adsorption dans les minéraux ou bien par l'incorporation aux agrégats du sol, ce qui les rend physiquement inaccessibles à la biomasse microbienne [29, 30].



**Figure 5.-** Relation entre Carbone Potentiellement Minéralisable et quantité de C-CO<sub>2</sub> émise au long de 90 jours de l'incubation

### 2.5.- Corrélation (r) entre les quantités du carbone minéralisable au 90<sup>ème</sup> jour dans les deux sols Mornag et Benikhdech et les caractéristiques initiales des produits organiques

La minéralisation potentielle des produits organiques étudiés est liée à leur composition biochimique différente. Les intensités de minéralisation sont corrélées positivement avec la teneur en cellulose des produits organiques (r le coefficient de corrélation est de 0.683<sup>\*\*</sup> et 0.666<sup>\*\*</sup> respectivement pour sol Mornag et sol Benikhdech) et à leur rapport C/N (tab. III). En revanche, les lignines sont corrélées négativement à la minéralisation du carbone (-0.435; -0.553\*).

L'intensité de la minéralisation du carbone organique des résidus des cultures et de fumier de ferme est également corrélée positivement avec leur teneur COT (0.634\*; 0.587\*). La corrélation est négative avec la fraction soluble (-0.545\* ; -0.604\*) telle que définie par le fractionnement Van Soest, qui ne peut donc pas être assimilée à une fraction facilement biodégradable (tab. III).

**Tableau III.-** Coefficient de corrélation (r) entre les quantités du carbone minéralisable au 90<sup>ème</sup> jour dans les deux sols Mornag et Benikhdech et les caractéristiques initiales des produits organiques. [Valeur significative au seuil de 5% et 1%. \*\*: La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral), \*: La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral)]

	C90jMornag	C90jBeniKhdech
%COT	0.634*	0.587*
%N	-0.705**	-0.780**
C/N	0.635*	0.695**
CELL	0.683**	0.666**
HEMICELL	0.401	0.443
LIGN	-0.435	-0.553*
SOLU	-0.545*	-0.604*

## 2.6.- Relation entre le taux d'ADL des résidus et quantité de C-CO<sub>2</sub> émise après 90 jours d'incubation

Cependant, les taux de carbone libérés par les divers mélanges en fin d'incubation se trouvent corrélés négativement (une pente négative de la droite de régression; soit -0.197 et -0.313 respectivement dans le sol argileux de Mornag et le sol sablonneux de Benikhdech) avec les taux ADL (ou lignine) respectifs aux divers résidus et fumier. Les mélanges caractérisés par les taux d'ADL les plus bas comme le colza et le blé libèrent plus de C-CO<sub>2</sub> supérieur à 70% COT après 90 jours d'incubation dans le sol argileux et supérieur à 50% COT après 90 jours d'incubation dans le sol sablonneux de Benikhdech (fig. 6).

## 3.- Discussions

La composition chimique et biochimique des matières organiques exogènes restituées aux sols est un des principaux facteurs qui influencent leurs cinétiques de décomposition dans les sols [31].

Plusieurs études, ont montré des corrélations entre la composition biochimique (notamment nature et complexité moléculaire) et la biodégradabilité de la matière organique [32, 35]. Dans ce cadre, la présente étude vise à mieux caractériser les relations entre la minéralisation du carbone, et les caractéristiques chimiques et biochimiques des résidus organiques, en se concentrant en particulier sur les résidus de cultures (sulla, colza, blé et féverole) et le fumier de ferme.

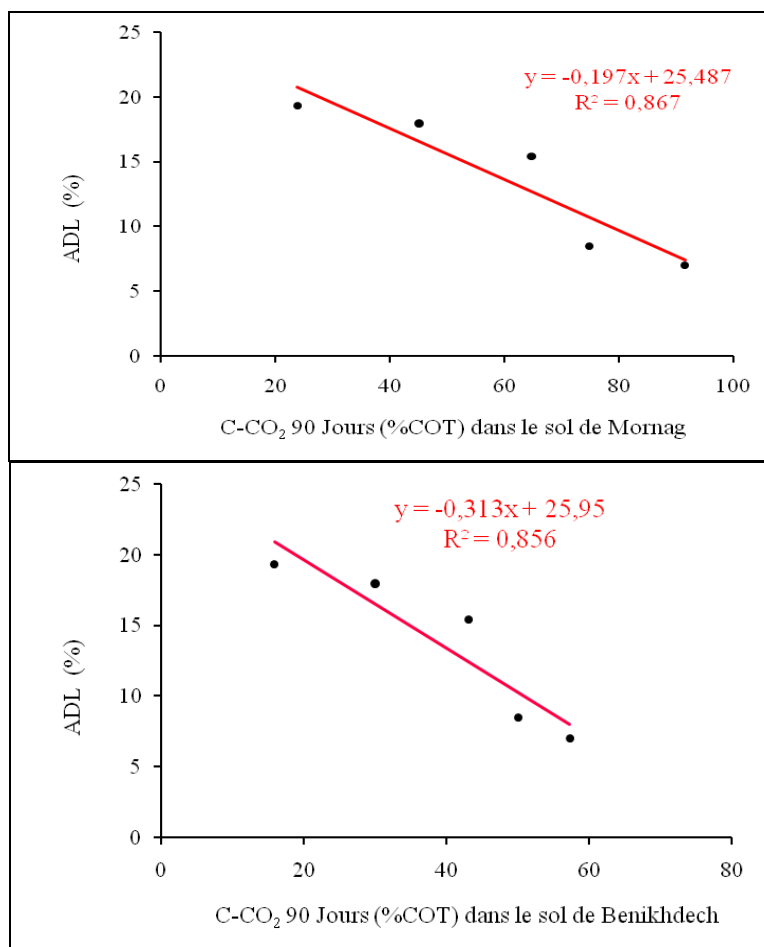
Il est constaté que la décomposition des produits organiques testés est en relation étroite avec l'origine, la nature et avec leurs compositions chimiques et biochimiques [36, 37]. Plus les résidus organiques sont riches en lignine, plus leur biodégradation est difficile suite à la récalcitrance de ces polymères végétaux [38]. Les fractions en fibres des produits organiques ont montré que le fumier est significativement ( $P < 0.05$ ) plus riche en lignine (19.30% MO) et en fraction soluble (70.10 %) alors que les résidus de cultures sont plus riches en cellulose (35.5%) et hémicellulose (43.8%).

JEDIDI (1998) a confirmé ces résultats sur le fumier [16]. La caractérisation des résidus organiques selon l'indice de stabilité biologique (ISB) permet une classification selon leurs natures [22].

Les résidus des cultures de fabacées se caractérisent par un indice de stabilité biologique plus important que les autres résidus soit 0.44 et 0.42% respectivement pour le sulla et la féverole.

La texture du sol a un effet aussi significatif sur les taux de minéralisation du carbone. Ces taux qui traduisent l'efficacité des micro-organismes, ont été plus élevés dans le sol argileux de Mornag que dans le sol sablonneux de Benikhdech, du fait de l'effet de l'argile dans la décomposition des matières organiques. La texture plus fine du sol Mornag et l'effet protectrice des argiles par rapport aux molécules organiques a bien expliqué les différences observées dans la proportion du carbone minéralisé [39, 41].

Cet effet a été profondément étudié [42, 45]. La teneur de 36.7% d'argile (pour le sol Mornag) aurait créé un contexte favorable à l'activité microbienne, grâce au pouvoir de rétention de l'eau et l'effet protecteur de l'argile [46] sur la biomasse microbienne [47].



**Figure 6.-** Relation entre le taux d'ADL des résidus et quantité de C-CO<sub>2</sub> émise après 90 jours d'incubation dans le sol de Mornag et de Benikhdech

Dans les conditions expérimentales et après 12 semaines d'incubation, le taux de la minéralisation du carbone dans le sol limono-argileux de Mornag amendé avec une quantité minimale des résidus, arrive jusqu'à 92% de carbone total pour tous les traitements. Alors que celle du Sol à texture sablo-limoneux de Benikhdech n'a pas dépassé le 58% de carbone total pour tous les traitements.

L'effet traitement organique aussi est significatif au seuil de 5%. Pour les deux types du sol, les traitements colza et blé, ont minéralisé les plus grandes quantités enregistrées durant la totalité de la période d'incubation pour tous les traitements.

Les traitements féverole, sulla et fumier ont minéralisé des quantités de carbone statistiquement supérieure ( $P < 0.05$ ) au témoin et statistiquement inférieure ( $P < 0.05$ ) aux traitements Colza et Blé. Le potentiel de minéralisation (a) est plus important pour les résidus végétaux (27.934 à 50.868% COT) que pour le fumier (14.914% COT). Ces résultats confirment que le potentiel de la minéralisation est lié à la qualité chimique et biochimique des amendements organiques apportés au sol [16, 48, 49].

Pour les quantités de résidus organiques appliquées, les vitesses de minéralisation sont maximales au début des incubations. Elles sont plus importantes avec les résidus de cultures que le fumier. Puis elles diminuent rapidement au cours des incubations pour

rester globalement constantes jusqu'à la fin de l'incubation. Ces vitesses sont plus importantes pour le sol limono-argileux de Mornag que pour le sol sablonneux de Benikhdech.

Les résidus organiques ont permis un accroissement de la minéralisation du carbone organique dans les deux types de sols. Cet accroissement a été aussi mis en évidence dans de nombreuses études [24, 45, 50,51]. Il est dû à l'augmentation du carbone labile par l'apport de matière organique exogène, support énergétique principal des micro-organismes [52].

JEBKINSON (1977) rapporte que l'apport de composés organiques a une action stimulante sur la décomposition des matières organiques préexistantes dans le sol.

En utilisant la méthode de corrélation simple, il est montré aussi que le carbone minéralisable est fortement corrélé avec la cellulose, l'hémicellulose et la fraction soluble au cours de la décomposition comme indique précédemment [6, 11, 16, 54].

Nos résultats confirment également la relation négative bien connue entre les résidus organiques décomposés et la teneur en lignine (mesurée par la méthode de VAN SOEST) [6, 11, 16, 54, 55, 56, 57]. Ils sont conformes à ceux trouvés par JEDIDI (1998) [16]; ABIVEN *et al.* (2007) [23]; HELFRICH *et al.* (2008) [58]; MACHINET (2009) [1] et LE GUILLON (2011) [55].

## Conclusion

Cette étude, réalisée en conditions contrôlées de laboratoire sur des sols limono-argileux et sableux de la Tunisie, a montré que l'utilisation des résidus (sulla, blé, colza, féverole) et fumier de ferme, comme amendement organique, demeure une voie dans la résolution des problèmes de fertilité des sols et surtout des sols dégradés.

Les résidus végétaux et le fumier de ferme ont contribué à l'amélioration de la minéralisation du carbone organique. La quantité minimale apportée au sol a permis un accroissement, ce qui dénote qu'elle constitue une source non négligeable de matière organique minéralisable.

Par ailleurs, la texture du sol a influé la minéralisation du carbone; les sols argileux ayant été plus favorables que les sols sableux. Toutefois, l'apport de résidus organiques s'est révélé bénéfique pour les deux types des sols.

En plus la valorisation agronomique des résidus de cultures et de fumier de ferme mérite d'être approfondie car leur utilisation pourrait être une solution dans la gestion de la fertilité du sol pour une agriculture durable et une technique de substitution et de remédiation des sols biologiquement dégradés. Dans le futur, il serait intéressant d'évaluer l'impact de ses bioressources sur les rendements des cultures et leurs effets sur les sols en combinaison avec les engrais minéraux.

## Références bibliographiques

[1].- Machinet, G. E., 2009.- Utilisation de la variabilité génétique du maïs pour évaluer le rôle de la qualité chimique des racines sur le processus de décomposition dans les



- sols. Thèse de doctorat, Université de Reims Champagne Ardenne, 207p.  
<http://prodinra.inra.fr/?locale=fr#!ConsultNotice:50296>
- [2].- Ben Jeddi F., 2005.- *Hedysarum coronarium* L.: Variation génétique, création variétale et place dans les rotations tunisiennes. Thèse de doctorat en sciences biologiques appliquées, Faculté des sciences en bio-ingénierie, Université de Gent Belgique, 216p.  
[http://lib.ugent.be/fulltxt/RUG01/000/894/634/RUG01-000894634\\_2010\\_0001\\_AC.pdf](http://lib.ugent.be/fulltxt/RUG01/000/894/634/RUG01-000894634_2010_0001_AC.pdf)
- [3].- Parr J. F., Papendick R. I., 1978.- Factors affecting the decomposition of crop residues by microorganisms. In: Oschwald, W.R. (Ed.), Crop residue Management Systems, American Society Agronomy, Madison, Wisconsin, 101-129.
- [4].- Swift M. J., Heal O. W., Anderson J. M., 1979.- Decomposition in terrestrial ecosystems. Studies in Ecology vol. 5, Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK, 372p.
- [5].- Ladd J. N., Amato M., Grace P. R., Vanveen J. A., 1995.- Simulation of C-14 turnover through the microbial biomass in soils incubated with C-14-labeled plant residues. Soil Biology and Biochemistry, 27: 777-783.
- [6].- Heal O. W., Anderson J.M., Swift M. J., 1997.- Plant litter quality and decomposition: an historical overview. In: Cadisch, G., Giller, K. E. (Eds.) Driven by Nature: Plant Litter Quality and Decomposition. CAB International, Wallingford, UK: 3-30.
- [7].- Van Soest P. J., 1963.- Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. II. A rapid method for the determination of fiber and lignin. Journal of the A.O.A.C., 46: 829-835.
- [8].- Goering H. K., Van Soest P. J., 1970.- Forage Fiber Analysis. US Government Printing Office, Washington, DC Agriculture Handbook No, USDA-ARS, 379 p.
- [9].- Minderman G., 1968.- Addition, decomposition and accumulation of organic matter in forest. Journal Ecology, 56: 355-362.
- [10].- Herman W. A., McGill W. B., Dormaar J. F., 1977.- Effects of initial chemical composition on decomposition of roots of three grass species. Canadian Journal of Soil Science, 57: 205-215.
- [11].- Trinsoutrot I., Recous S., Bentz B., Lineres M., Cheneby D., Nicolardot B., 2000.- Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetic under nonlimiting nitrogen conditions. Soil Science Society of America Journal, 64: 918-926.  
<https://www.soils.org/publications/sssaj/abstracts/64/3/918>
- [12].- Abiven S., Recous S., Reyes V., Oliver R., 2005.- Mineralisation of C and N from root, stem and leaf residues in soil and role of their biochemical quality. Biology and Fertility of Soils, 42: 119-128.  
[http://publications.cirad.fr/une\\_notice.php?dk=529518](http://publications.cirad.fr/une_notice.php?dk=529518)

- [13].- Bertrand I., Prévot M., Chabbert B., 2009.- Soil decomposition of wheat internodes of different maturity stages: Relative impact of the soluble and structural fractions. *Bioresource Technology* doi: 10.1016/j.biortech.2008.06.019.  
<http://prodinra.inra.fr/?locale=fr#!ConsultNotice:50204>
- [14].- Commission de Pédologie et de Cartographie des sols (CPCS). 1967.- Classification des sols. Grignon, France, 96p. <http://www.afes.fr/referentiel-26.php>
- [15].- Association Française pour l'étude du sol R AFES, 2008.-. Référentiel Pédologique 2008. BAIZE D. and GIRARD C.M.. Ed. Quae, Paris: 432.
- [16].- Jedidi N., 1998.- Minéralisation et humification des amendements organiques dans un sol limono-argileux tunisien. Thèse Ph.D en Sciences Biologiques Appliquées à l'université de GENT, Belgique, 180p.
- [17].- Moussa M., 2007.- Estudio Edafológico de la Cuenca del Ségui (Mareth R sur de Túnez), bases para mejorar los usos del suelo; Gestion des ressources naturelles en milieu aride tunisien: Contribution à l'étude de la dynamique du milieu dans le bassin versant de l'Oued Ségui-Mareth, Sud Tunisien. Thèse PhD, Espagne, 296p.
- [18].- Chahbani B., 1990.- Contribution à l'étude de la destruction des jessours dans le Sud tunisien, in: *Revue des régions arides*, Publications de l'IRA, Médenine. N°1, 254p.  
[http://www.ira.agrinet.tn/fr/page.php?id=90&id\\_rub=28](http://www.ira.agrinet.tn/fr/page.php?id=90&id_rub=28)
- [19].- Carte de la Tunisie. <http://www.en-tunisie.net/situation-geographique-de-la-tunisie.html>
- [20].- Van Soest P. J., Wine R. H., 1967.- *Journal of Association of Official Agricultural Chemists*, 50-55.
- [21].- Pauwels J. M., Van Ranst E., Verloo M. and Mvondoze A., 1992.- Manuel de laboratoire de pédologie: méthodes d'analyses des sols et des plantes ; équipements, gestion des stocks de verrerie et de produits chimiques. Centre Universitaire de Dschang, AGCD, Publications agricoles-28, 265 p
- [22].- Linères M. et Djakovitch J. L., 1993.- In : *Matières organiques et agriculture*, Actes des Quatrièmes journées de l'analyse de terre (GEMAS) et Cinquième forum de la fertilisation raisonnée(COMIFER), Blois, 16-18 novembre, Paris, 178p.
- [23].- Abiven S., Menasseri S., Angers D. A., Leterme P., 2007.- Dynamics of aggregate stability and biological binding agents during decomposition of organic materials. *European Journal of Soil Science*, 58: 239-247.  
<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2389.2006.00833.x/abstract>
- [24].- Annabi M., 2005.- Stabilisation de la structure d'un sol limoneux par des apports de composts d'origine urbaine : relation avec les caractéristiques de leur matière organique. Thèse de doctorat, Institut National Agronomique, Paris-Grignon, 280p.  
<https://tel.archives-ouvertes.fr/pastel-00001588/document>

- [25].-Freijer J. I., Bouten W., 1991.- A comparison of field methods of measuring CO<sub>2</sub> evolution:experiments and simulation. *Plant Soil*, 135: 133-142.  
<http://link.springer.com/article/10.1007%2F0014786#page-1>
- [26].- Anderson J. M., Ingram J. S. I., 1993.- *Tropical soil biology and fertility. A handbook of methods.* Wallingford, UK, CAB International, N°2, 221p.
- [27].- Riffaldi R., Saviozzi A., Lev-Minzi R., 1996.- Carbon mineralization kinetics as influenced by soil properties. *Biol. Fertil. Soil*, 22: 293- 298.  
<http://link.springer.com/article/10.1007%2F00334572#page-1>
- [28].- Ellert B. H., Bettany J. R., 1988.- Comparison of Kinetic Models for Describing Net Sulfur and Nitrogen Mineralization. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52: 1692 -1702.  
<https://dl.sciencesocieties.org/publications/sssaj/abstracts/52/6/SS0520061692>
- [29].- Merckx R., den Hartog A., van Veen J. A., 1985.- Turnover of root derived material and related microbial biomass formation in soils of different texture. *Soil Biol. Biochem.*, 17: 565 - 569.  
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0038071785900264>
- [30].- Franzluebbers A. J., 1999.- Potential C and N mineralization and microbial biomass from intact and increasingly disturbed soils of varying texture, *Soil Biol. Biochem.*, 31 : 1083 - 1090.  
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S003807179900022X>
- [31].- Heal O. W., Anderson, J. M., Swift, M. J., 1997.- Plant litter quality and decomposition: an historical overview. In: Cadisch, G., Giller, K.E. (Eds.) *Driven by Nature: Plant Litter Quality and Decomposition.* CAB International, Wallingford, UK .
- [32].- Jedidi N., Van Cleemput O. and M'Hiri A., 1993.- Mineralization of organic amendements in a Tunisian soil. In: *Soil organic Matter Dynamics and sustainability of Tropical Agriculture.* Edited by K.Mulongoy and R. Mercks, a Wiley- Sayce Co-Publication, 163- 169.
- [33].- Shi W., Norton J. M., Miller B. E., Pace M. G., 2000.- Effects of aeration and moisture during windrow composting on nitrogen fertilizer values of dairy waste composts. *Applied Soil Ecology*, 11:17-28.
- [34].- Landgraf D. and Klose S., 2002.- Mobile and readily available C and N fractions and their relationship to microbial biomass and selected enzyme activities in a sandy soil under different management systems. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 165: 9-16.  
[http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/1522-2624\(200202\)165:1%3C9::AID-JPLN9%3E3.0.CO;2-O/abstract;jsessionid=95A30BF11DAA182FBE2DF5A20EF24783.f01t01](http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/1522-2624(200202)165:1%3C9::AID-JPLN9%3E3.0.CO;2-O/abstract;jsessionid=95A30BF11DAA182FBE2DF5A20EF24783.f01t01)
- [35].- Han K. H., Choi W., Han J., Yun G. H., Yoo S. I., and RO S. H., 2004.- Urea-Nitrogen transformation and compost nitrogen mineralization in three different soils as affected by the interaction between both nitrogen inputs. *Biology and Fertility of*

- soils, 39: 193-199.  
<http://link.springer.com/article/10.1007/s00374-003-0704-4#page-1>
- [36].- Swift M. J., Heal, O. W., Anderson, J. M., 1979.- Decomposition in terrestrial ecosystems. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 372p.  
[https://books.google.tn/books?hl=fr&lr=&id=hSWMkhdSfPAC&oi=fnd&pg=PR9&dq=Swift,+M.J.,+Heal,+O.W.,+Anderson,+J.M.,+1979.+Decomposition+in+terrestrial+ecosystems.+Blackwell+Scientific+Publications,+Oxford.&ots=Ki9nALLZ2&sig=cneO3H1u33M4PgnMqYEzd114UEQ&redir\\_esc=y#v=onepage&q=Swift%2C%20M.J.%2C%20Heal%2C%20O.W.%2C%20Anderson%2C%20J.M.%2C%201979.%20Decomposition%20in%20terrestrial%20ecosystems.%20Blackwell%20Scientific%20Publications%2C%20Oxford.&f=false](https://books.google.tn/books?hl=fr&lr=&id=hSWMkhdSfPAC&oi=fnd&pg=PR9&dq=Swift,+M.J.,+Heal,+O.W.,+Anderson,+J.M.,+1979.+Decomposition+in+terrestrial+ecosystems.+Blackwell+Scientific+Publications,+Oxford.&ots=Ki9nALLZ2&sig=cneO3H1u33M4PgnMqYEzd114UEQ&redir_esc=y#v=onepage&q=Swift%2C%20M.J.%2C%20Heal%2C%20O.W.%2C%20Anderson%2C%20J.M.%2C%201979.%20Decomposition%20in%20terrestrial%20ecosystems.%20Blackwell%20Scientific%20Publications%2C%20Oxford.&f=false)
- [37].- Singh, B. and Malhi, S.S., 2006.- Response of soil physical properties to tillage and residue management on two soils in a cool temperate environment. *Soil and Tillage Research*, 85: 143-153.  
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016719870500019X>
- [38].- Bahri H., Marie F.D., Cornelia R., Daniel P.R., Chenu C., André M., 2006.- Lignin turnover kinetics in an agricultural soil is monomer specific. *Soil Biol. Biochem.*, 38, 1977-1988.  
[http://www.researchgate.net/profile/Cornelia\\_Rumpel/publication/223745702\\_Lignin\\_turnover\\_kinetics\\_in\\_an\\_agricultural\\_soil\\_is\\_monomer\\_specific/links/549d65830cf2d6581ab63b2d.pdf](http://www.researchgate.net/profile/Cornelia_Rumpel/publication/223745702_Lignin_turnover_kinetics_in_an_agricultural_soil_is_monomer_specific/links/549d65830cf2d6581ab63b2d.pdf)
- [39].- Oades J. M., 1988.- The retention of organic matter in soils, *Biogeochemistry*, 5 : 35 – 70. <http://link.springer.com/article/10.1007%2F002180317#page-1>
- [40].- Van Veen J. A., Kuikman P. J., 1990.- Soil structural aspects of decomposition of organic matter by microorganisms, *Biogeochemistry*, 11 : 213 - 233.  
<http://link.springer.com/article/10.1007%2F00004497#page-1>
- [41].- Christensen B.T., 1988.- Effects of animal manure and mineral fertilizer on the total carbon and nitrogen contents of soil size fractions. *Biol. Fertil. Soils*, 5: 304 - 307.  
<http://link.springer.com/article/10.1007%2F00262136#page-1>
- [42].- Sorenson J., 1978.- Capacity of denitrification and reduction of nitrate to ammonium on coastal marine sediment. *Appl. Environ. Microbiol.* 35: 301-305.  
<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC242830/>
- [43].- Feller C., François C., Villemin, G., Portal, J.M., Toutain, F., Morel, J.L., 1991.- Nature des matières organiques associées aux fractions argileuses d'un sol ferrallitique. *Comptes rendus de l'Académie des sciences de Paris*, 312: 1491-1497.  
[http://www.researchgate.net/publication/230766417\\_Nature\\_des\\_matières\\_organiques\\_associes\\_aux\\_fractions\\_argileuses\\_dun\\_sol\\_ferrallitique](http://www.researchgate.net/publication/230766417_Nature_des_matières_organiques_associes_aux_fractions_argileuses_dun_sol_ferrallitique)
- [44].- Ladd J. N., Foster R. C., Skjemstad, J. O., 1993.- Soil structure: carbon and nitrogen metabolism. *Geoderma*, 56: 401-434.  
<https://books.google.tn/books?id=wzrLBAAAQBAJ&pg=PA401&lpg=PA401&dq=Ladd,+J.+N.,+Foster,+R.+C.,+Skjemstad,+J.+O.,+1993.+Soil+structure:+carbon+an>

[d+nitrogen+metabolism.+Geoderma,+56:+401434.&source=bl&ots=cErB1u9BWp&sig=DZRkrT9gSbc3y4NEolAtyTm1Qhg&hl=fr&sa=X&ei=8r5xVejqIuX5yQPSv4DQDA&redir\\_esc=y#v=onepage&q=Ladd%2C%20J.%20N.%2C%20Foster%2C%20R.%20C.%2C%20Skjemstad%2C%20J.%20O.%2C%201993.%20Soil%20structure%20and%20carbon%20and%20nitrogen%20metabolism.%20Geoderma%2C%2056%3A%20401-434.&f=false](https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2011.04.001)

- [45].- Mathieu D. D., Pascal K. T. A., Justin Y. K., 2011.- Décomposition des broyats de coques de cacao dans les sols ferrallitiques de la zone d'Oumé, centre-ouest de la Côte d'Ivoire : effets sur les caractéristiques chimiques des sols. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 15: 109-117.  
<http://popups.ulg.ac.be/1780-4507/index.php?id=7041&format=print>
- [46].- James P. M. and Korand H., 1996.- Influence of mineral colloids on turnover rates of soil organic carbon. *Soil Sci. Soc. Am.*, 17: 283-302.
- [47].- Saggarr S., Parshotam A., Hedley C. & Salt G., 1999.- <sup>14</sup>C-labelled glucose turnover in New Zealand soils. *Soil Biol. Biochem.*, 31: 2025-2037.
- [48].- Kachaka S. K., 1993.- Decomposition and N-Mineralization of prunings of various quality and age. Ph D. Thesis, K. U. Leuven, 117 p.
- [49].- Chenu C. Plante A. F. and Puget P., 2002.- Organo-mineral relationships. In: *Encyclopedia of soil science*. Marcel Dekker, New York, USA: 1-6.  
[http://www.srcosmos.gr/srcosmos/generic\\_pinakas.aspx?pinakas=references&pub\\_id=12755&aa=12755](http://www.srcosmos.gr/srcosmos/generic_pinakas.aspx?pinakas=references&pub_id=12755&aa=12755)
- [50].- Serra-Wittling C. 1995.- Valorisation de composts d'ordures ménagères en protection des cultures: Influence de l'apport de composts sur le développement des maladies d'origine tellurique et le comportement de pesticides dans un sol. Thèse de doctorat, INA-PG, France, 220p.
- [51].- Tejada M. and Gonzalez J. L., 2002.- Effects of the application of a compost originating from crushed cotton gin residues on wheat yield under dryland conditions. *Eur. J. Agron.*, 1, 1-12.
- [52].- Barry Y., 2006.- La transformation des apports organiques dans le sol (modèle TAO) : cas des apports riches en azote. Master Recherche CGSE : Université Henri Poincaré UHP, INLP, Nancy France.
- [53].- Jenkinson D. S., 1977.- Studies on the decomposition of plant material in soil. IV. The effect of rate of addition. *J. Soil Sci.*, 28: 417-423.
- [54].- Parnaudeau V, 2005.- Caractéristiques biochimiques de produits organiques résiduels, prédiction et modélisation de leur minéralisation dans les sols. Thèse de doctorat ENSA-Rennes, 58 p + annexes.  
<https://www6.rennes.inra.fr/umrsas/A-votre-service/Annuaire/PARNAUDEAU-Virginie>
- [55].- Le Guillou C., 2011.- Effets combinés de la qualité des résidus de culture et de la disponibilité en azote minéral sur la stabilisation de la structure du sol par les

Microorganismes. Thèse de doctorat/Agrocampus Ouest, Université Européenne de Bretagne, France, 125p.

<file:///C:/Users/DeLL/Downloads/Th%C3%A8seCLeguillou2011.pdf>

- [56].- Bertrand I., Chabbert B., Kurek B., Recous S., 2006.- Can the biochemical features and histology of wheat residues explain their decomposition in soil? *Plant and Soil*, 28: 291-307. <http://iuss.org/19th%20WCSS/Symposium/pdf/0267.pdf>
- [57].- Adair E. C., Parton W. J., Del Grosso S. J., Silver W.L., Harmon, M.E., Hall, S.A., Burke, I.C., Hart, S.C., 2008.- Simple three-pool model accurately describes patterns of longterm litter decomposition in diverse climates. *Global Change Biology*, 14: 2636-3660.
- [58].- Helfrich M., Ludwig B., Potthoff M., Flessa H., 2008.- Effect of litter quality and soil fungi on macroaggregate dynamics and associated partitioning of litter carbon and nitrogen. *Soil Biology and Biochemistry*, 40: 1823-1835.  
[http://pubag.nal.usda.gov/pubag/article.xhtml?id=732076&searchText=subject\\_term%3A%22ergosterol%22](http://pubag.nal.usda.gov/pubag/article.xhtml?id=732076&searchText=subject_term%3A%22ergosterol%22)