

Minéralisation du carbone organique et sa corrélation avec la biomasse microbienne dans deux sols agricoles suite à un amendement de boues résiduaires

R.I. ZOGLAMI^{1,2*}, N. BEN AISSA², H. HAMDI¹, S. MOKNI-TLIL¹, M.N. KHELIL³, N. JEDIDI¹

¹ Centre de Recherche et des Technologies des Eaux, Université de Carthage, B.P 273, Soliman 8020, Tunisie

² Institut National Agronomique de Tunisie, 43, Av. Charles Nicolle 1082, Tunis, Tunisie

³ Institut National de Recherche en Génie Rural, Eaux et Forêts, B.P 10, Ariana 2080, Tunisie

*Corresponding author: inesrahma.zoghلامي@gmail.com

Abstract - This study aimed to determine the effect of urban sewage sludge re-use on two light-textured soils differentiated by the rate and type of clay in the region of Oued Souhil, Nabeul. Experimental soil characterization showed that the first one has a sandy texture composed mainly of quartz and calcite with a clay content of 5%. The second soil is sandy loam with a higher clay content (12%) represented by illite and kaolinite. In addition, both soils were not saline and showed no heavy metal contamination for the two studied depths (0-20 cm and 20-40 cm). However, the C/N ratio was lower in the sandy soil, which was correlated with similarly low BC/BN ratio. These two soils were amended with increasing doses of urban sludge (40, 80 and 120 t ha⁻¹) and incubated under controlled conditions for 38 days. During this period, we followed the mineralization of organic carbon and microbial biomass-C. This experiment permitted to determine the potential of carbon mineralization as well as the potential of biomass-C proliferation that increased with sludge dose. On the other hand, we observed a strong correlation between the mineralized carbon and microbial biomass carbon, which was around 87% and 95% for the sandy loam soil and the sandy soil, respectively.

Keywords: Microbial Biomass, Incubation, Soil texture, Sewage sludge

Résumé - Cette étude au laboratoire vise à analyser l'effet de l'amendement de boues résiduaires sur deux sols agricoles légers de la région d'Oued Souhil à Nabeul, différenciés par le taux et le type d'argile. En effet, la caractérisation initiale montre que l'un des deux sols est à texture purement sableuse constitué principalement de quartz et de calcite avec un taux d'argile de 5%. Le deuxième sol est sableux-limoneux avec un taux d'argile équivalent à 12% dont la fraction minéralogique est composée principalement d'illite et de kaolinite. Ces deux sols ne sont pas salins et sont peu contaminés par les métaux lourds pour les deux profondeurs étudiées (0-20 cm et 20-40 cm). Toutefois le rapport C/N est considéré comme faible pour le sol sableux et moyen pour le sol sableux limoneux ce qui est peut être expliqué par un rapport BC/BN plus faible pour le sol sableux de l'ordre de 18.5 contre 53 pour le sol sableux limoneux qui possède une flore microbienne plus importante. Suite à l'incubation in vitro de ces deux sols amendés avec des quantités de boues croissantes de 40, 80 et 120 t ha⁻¹, nous avons suivi la minéralisation du carbone organique et le carbone de la biomasse microbienne durant 38 jours. Cette expérimentation nous a permis de déterminer le potentiel de minéralisation du carbone ainsi que le potentiel de prolifération de la biomasse-C qui augmentent en fonction de la dose de boues ajoutées. De plus, nous avons observé une forte corrélation entre le carbone minéralisé et le carbone de la biomasse microbienne qui est de l'ordre de 87% et 95% pour le sol sableux limoneux et le sol sableux respectivement.

Mots clés: Biomasse microbienne, Incubation, Texture de sol, Boue résiduaire



1. Introduction

Les principaux facteurs qui influent sur le contenu de la matière organique sont la texture du sol, le type de végétation, la teneur en eau ou l'aération du sol, et la température du sol (Azlan et al., 2012). Une corrélation a été trouvée entre la texture du sol et la teneur en matière organique du sol. En effet, la matière organique est positivement corrélée avec la teneur en argile et inversement avec la teneur en sable (Van Veen and Paul, 1981 ; Burke et al., 1990). Les sols avec une teneur en argile appréciable ont alors une tendance à avoir une teneur élevée en matière organique et, par conséquent, ont tendance à avoir une bonne combinaison de la fertilité du sol et des propriétés physiques. La texture du sol a donc une relation significative avec la composante du carbone organique total dans de nombreux modèles de décomposition et la formation de la matière organique (Rastetter et al, 1991; Raich et al, 1991). Wang et al.(2003), ont montré une relation significative entre la teneur en argile et la minéralisation du carbone qui est elle-même fortement corrélée avec la biomasse microbienne, ces résultats suggèrent que l'effet protecteur de l'argile sur la matière organique du sol devient de plus en plus important que la demande microbienne du sol approche à un état d'équilibre. Cet effet protecteur est désigné par la formation du complexe argilo-humique. En effet, d'une part l'humus protège l'argile contre sa dispersion et d'autre part l'argile protège l'humus de sa destruction par les microorganismes en favorisant ainsi l'humification. Tous ces facteurs sont les composants notoires de la fertilité des sols qui est le pivot d'une agriculture durable. Les modèles de minéralisation du carbone suite à des incubations sont largement étudiés afin de montrer le degré de relation entre la dégradation du carbone la biomasse microbienne et la qualité et quantité de la matière organique du sol (Riffaldi et al., 1996, Jedidi et al.,2004).

La Tunisie se caractérise par l'ampleur des processus d'appauvrissement des sols cultivables ayant pour origine l'agriculture non raisonnée. D'où la nécessité des amendements organiques afin d'améliorer la fertilité des sols agricoles. Notre étude tend à évaluer le pouvoir fertilisant de l'amendement par une boue résiduaire de deux types de sols de la région de Nabeul différenciées par le pourcentage et le type d'argile, et à deux différentes profondeurs, en étudiant la cinétique de minéralisation du carbone et de sa biomasse microbienne in vitro.

2. Matériels and méthodes

L'étude est réalisée sur deux parcelles du même périmètre de la ferme expérimentale de l'Institut National de recherche en Génie Rural Eaux et Forêt à Oued Souhil dans la région de Nabeul. L'échantillonnage a été fait en cinq points prélevés en Z sur 2 profondeurs (0-20 et 20-40 cm). Au laboratoire, les échantillons prévus pour les analyses physico-chimiques (pour les deux profondeurs) ont été séchés à l'air libre puis broyés et tamisés à 2 mm, alors que ceux prévus pour les analyses microbiologiques ont été conservés à l'état frais à -20°C pendant moins de deux semaines à partir de la date de prélèvement. On note toutefois que les échantillons prévus pour les analyses microbiologiques et les incubations ont été prélevés uniquement à la profondeur 0-20 cm. Les résultats physico-chimiques et biologiques sont présentés sur la base du poids sec du sol.

2.1. Caractérisation initiale des sols

2.1.1. Analyse de la qualité des argiles et de la texture

La diffraction de rayons X (DRX) est utilisée pour caractériser les argiles obtenues. Le montage de DRX utilisé est un diffractomètre X-ray X-PANalytical modèle X'Pert PRO MPD dont la température de l'échantillon et le degré d'humidité relative sont contrôlés.

La texture ou la granulométrie fait référence à la répartition des sédiments en fonction de leur taille. Elle se base sur la loi de Stokes sur la vitesse de sédimentation des particules. Son objectif est de déterminer la distribution pondérale des différentes fractions texturales. Elle est déterminée par la destruction de la matière organique par l'eau oxygénée et la destruction du calcaire et la désagrégation des ciments par une attaque à l'acide chlorhydrique, suivie de la dispersion des argiles par l'hexaméthaphosphate de sodium (1n). Selon la vitesse de sédimentation, la température de la suspension et la profondeur de prélèvement spécifiques pour chaque fraction (argile, limon, sable) on a déterminé le poids sec de chaque particules. A partir du triangle texturale on classe les différents sols.

2.1.2. Analyse physicochimique

Le pH du sol est déterminé à travers la suspension de sol-eau (1 :2.5) par une électrode de pH. L'azote total (azote Kjeldahl) a été déterminé selon Bremner (1996) qui se base sur l'oxydation de l'acide sulfurique qui détruit la matière organique en libérant ainsi l'azote sous forme d'ammonium. Le carbone organique total (COT) a été déterminé selon Walkley et Black (1934) qui se base sur l'oxydation du carbone organique par le bichromate de potassium $K_2Cr_2O_7$ en milieu fortement acide (H_2SO_4). Le phosphore organique total a été déterminé par la méthode Olsen (Do Corno Horta et Torrent, 2007) l'augmentation de la concentration des phosphates suite à l'addition d'une solution alcaline de bicarbonate de soude au sols, le phosphore ainsi solubilisé est extrait et mesuré par spectrophotométrie avec le bleu de méthylène. Les bases échangeables sont extraits du sol avec une solution d'acétate de sodium Pauwels et al. (1992). Les métaux lourds suivants, Cd, Cr, Cu, Ni et Zn ont été extraits selon Ben Achiba et al. (2009) suivant une attaque à froid par d'acide nitrique et l'acide fluorhydrique afin de permettre une lente oxydation suivie d'une attaque à chaud et filtration. Les métaux lourds ont été déterminés par spectrométrie d'absorption atomique (AAS) équipée d'un four de graphite (instruments Perkin Elmer, USA).

2.1.3. Analyse microbiologique

L'énumération des bactéries hétérotrophes du sol a été réalisée en utilisant la technique de dilution plaque-comptage. Tout d'abord, on a mélangé 10 g de sol avec 90 ml d'eau distillée. Par la suite, des dilutions de 6 fois ont été préparées à partir de la suspension du sol, ensuite étalées sur la 2A Reasoner (R2A) des plaques d'agar contenant 50 mg ml^{-1} du fongicide nystatine (Reasoner et Geldreich, 1985). Les plaques ont été incubées à 30°C , et les colonies nouvellement apparues ont été comptées chaque semaine sur une période de trois semaines. Pour le dénombrement de champignons cultivables, même série de dilution a été étalée sur le milieu YEAST gélosé dans des conditions similaires (Beilharz et Parbery, 1982). Pour les deux micro-organismes, le nombre total a été exprimé en unités formant colonies (UFC) par gramme de sol sec.

Les biomasses microbiennes C et N ont été estimées par la méthode d'extraction et fumigation (Vance et al., 1987). Un échantillon de sol humide a été divisé en deux portions équivalentes à 10 g de sol. Une partie a été fumigée pendant 24 h à 25°C avec $CHCl_3$ sans éthanol. Au sol fumigé on a ajouté 40 ml de K_2SO_4 (0.5M) qu'on a agitée horizontalement pendant 60 min (Joergensen et Brookes, 1990), et ensuite a été filtrée. La partie non-fumigée a été extraite de manière similaire au moment où la fumigation a commencé.

Le carbone organique présent dans les extraits est mesurée en utilisant une méthode de titrage Walkley et Black (1934). L'azote organique dans les extraits est mesuré en utilisant la méthode Kjeldhal (Jones, 1991). Les deux biomasses microbiennes C ou N ont été calculés comme suit (Wu et al, 1990; Joergensen et Brookes, 1990):

$$\text{Biomasse}_{\text{microbienne C ou N}} = E / k_e$$

Où E = (C organique ou N extraites du sol fumigé) - (C organique ou N extraites du sol non fumigé)

Avec k_e est un coefficient de conversion qu'on a estimé à 0,45 (Nicolardot et al., 1982).

2.2. Incubation

Des échantillons de 100 g du sol ont été placés dans des bocaux hermétiques de un litre. L'humidité des échantillons a été ajustée au 2/3 à la capacité au champ pour 100 g de sol sec et la température d'incubation a été de 28°C , à l'obscurité et dont la densité apparente est de 1.5 pour le sol S et 1.3 pour le sol SL. Les échantillons sont prélevés à la profondeur de 20 cm. Des quantités de résidus organiques de boues résiduaires équivalents à 40, 80 et 120 t ha^{-1} , ont été apportées à 100 g de sol sec et comparées à un témoin non amendé. Pour chaque traitement, trois répétitions ont été réalisées. Le CO_2 dégagé au cours de l'incubation a été piégé dans une solution de 5 ml de NaOH 0.1 N (Freijer et Bouten, 1991). La soude est ensuite titrée par une solution de HCl 0.1N en présence de 5 ml de chlorure de baryum ($BaCl_2$) 0.1 N et le phénophtaléine comme indicateur coloré. Les mesures ont été réalisées pendant une période de 38 jours, à des intervalles de temps réguliers (deux jours pendant deux semaines, puis 3 jours pendant le reste du temps de l'incubation. 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 + boues résiduaires) et le témoin (sans apport) pour la même période. L'ajustement des cinétiques de minéralisation du carbone en % COT est réalisé selon une équation exponentielle. Les courbes de

minéralisation suivent la loi exponentielle qui permet d'approcher la taille du compartiment labile de la matière organique (Saidi et al., 2015; Boyle and Paul, 1989):

$$C_t = C_0 (1 - e^{-kt})$$

Avec C_t est la quantité total du carbone minéralisé au temps t exprimé en mg C kg^{-1} , C_0 est le potentiel du carbone minéralisable exprimé en mg C kg^{-1} , k est la constante de minéralisation exprimée en j^{-1} et t est le temps d'incubation exprimé en j^{-1} .

De même les courbes de la biomasse microbienne suivent la loi exponentielle suivante :

$$B_t = B_0 (1 - e^{-Xt})$$

Avec B_t est la quantité totale du carbone de la biomasse microbienne (biomasse-C) suite à la minéralisation du carbone exprimé en $\mu\text{g C g}^{-1}$, B_0 est le potentiel du carbone de la biomasse microbienne exprimé en $\mu\text{g C g}^{-1}$, X est la constante de la prolifération de la biomasse-C exprimé en j^{-1} et t est le temps d'incubation exprimé en j^{-1} .

2.3. Analyses statistiques

Le programme statistique SPSS a été utilisé afin d'évaluer la différence entre les moyennes à intervalle de confiance de 95% et avec la probabilité d'erreur inférieur à 5% ($p < 0.05$). Ainsi une étude de l'interaction selon un modèle additif a été effectuée afin de déterminer l'effet séparé de chacun des facteurs « type de sol » et « profondeur ». Le test de corrélation linéaire de Bravais-Pearson est analysé.

3. Résultat

L'analyse de diffraction de rayons X des deux sols montre des compositions minéralogiques différentes. Le sol « SL » présente des pics d'intensité maximale de (9.9° , 7.1° , 4.2° , 3.02°) respectivement pour l'illite, kaolinite [$\text{Al}_2\text{Si}_2(\text{OH})_4$], quartz, et la calcite. Des pics de composition mixte sont aussi présentes tel que kaolinite illite, quartz illite, calcite illite kaolinite ou encore quartz kaolinite (Fig.1.A). Le second (sol S) est formé de deux fractions minéralogiques quartz [SiO_2] et la calcite [CaCO_3] présentées par deux pics importants d'intensité respective (4.2° , et 3.03°), avec une absence totale des autres minéraux qui constituent le sol SL. On note aussi la présence de pic de composition mixte avec ces deux minéraux qui composent le sol S (Fig.1.B).

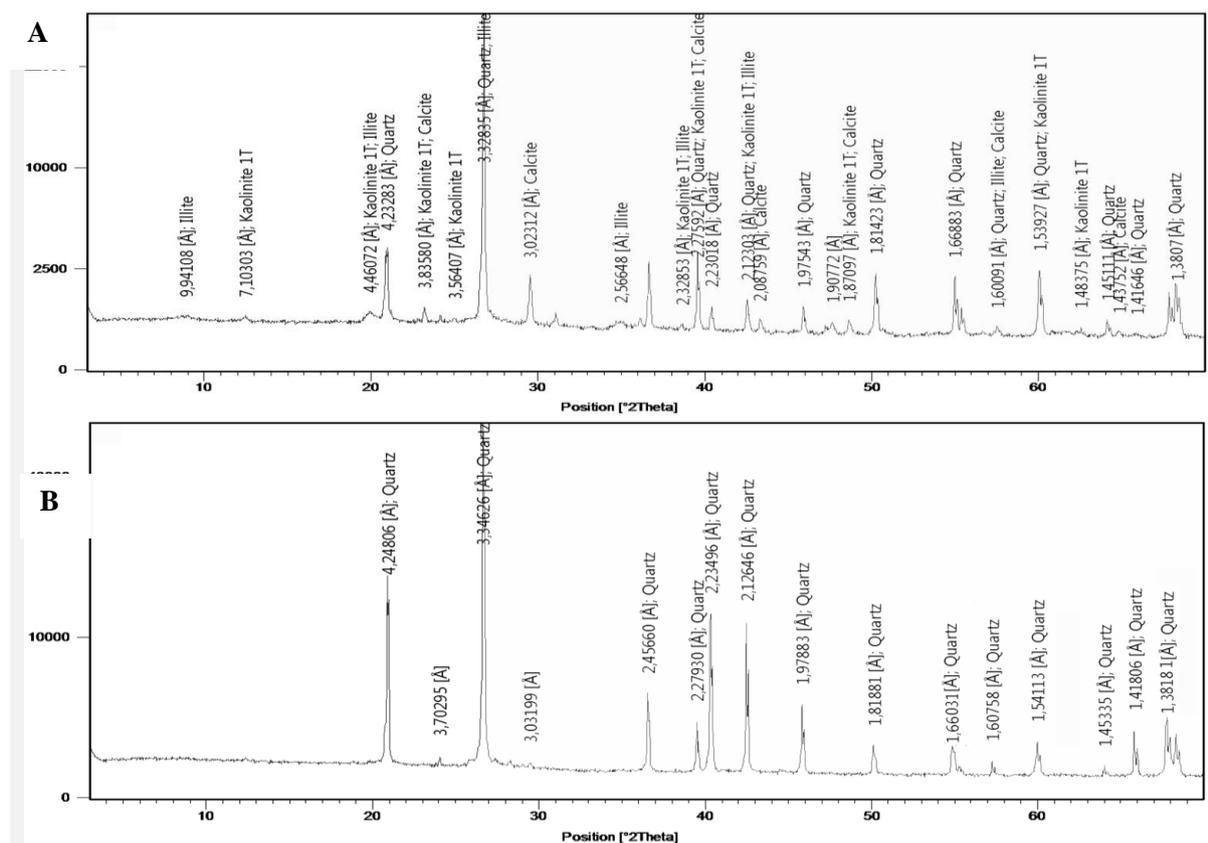


Figure 1: Diagramme de diffraction à rayon X de l'échantillon de sol SL (fig 1.A) et S (fig 1.B), présentant leurs compositions des fractions minéralogiques selon leur pic d'intensité les plus importants.

L'analyse granulométrique (tableau 1) montre deux types de sol de texture légèrement différente selon le triangle textural de Duchaufour (1997) montre : le sol SL est sablo-limoneux alors que le sol S est de texture sableuse, cette classification est valable pour les deux profondeurs étudiées.

Tableau 1: La composition granulométrique des deux sols étudiés (SL et S) selon les deux profondeurs (0-20 cm et 20-40 cm)

	Sol S		Sol SL	
	0-20	20-40	0-20	20-40
Sable (%)	83.3	78.5	70.9	71.7
Argile (%)	5.2	5.2	11.9	11.5
Limon (*%)	1.8	2.2	4.9	5.4

Le tableau 2 montre la composition physico-chimique de ces deux sols dans chacune des profondeurs étudiées. Ce sont deux sols de pH relativement neutre, de densité apparente à la couche arable égale à (1.5, 1.3) pour le sol S et SL respectivement. Ces deux sols sont caractérisés par un rapport C/N faible pour le sol S (7-8.4) et moyen pour le sol SL (10.7-14.22) pour les profondeurs 0-20 cm et 20-40 cm respectivement. Dans les deux cas ce rapport augmente significativement en fonction de la profondeur de 24.75%, 16.66% respectivement, pour le sol SL et S. Le phosphore assimilable est plus faible pour le sol SL avec une tendance à diminuer légèrement avec la profondeur pour le sol S et de deux fois environ pour le sol limoneux sableux. Le potassium du sol S augmente considérablement avec la profondeur (80%) contrairement au sol SL où il diminue de 69%. On considère que le calcium est stable selon la profondeur avec une variation légère de (7%-4.5%) pour le sol S et SL respectivement (tableau 3). La même remarque est aussi valable pour le sodium dans le cas du sol S alors que pour le sol limoneux sableux, le sodium augmente significativement d'un quart en profondeur. Le calcaire total est estimé très faible (<2%) pour les deux sols et les deux profondeurs. Les métaux lourds étudiés sont généralement estimés faibles dans tous les cas d'étude, avec une tendance à diminuer significativement avec la profondeur pour les deux sols étudiés. On note toutefois que le sol S a une quantité plus élevée en zinc, cuivre et nickel de 57%, 93% et 24 % respectivement en surface mais en profondeur la quantité est presque égale sauf pour le zinc où le sol S présente une quantité supérieure de 38%. Toutefois, le cadmium est plus élevé de 51% pour le sol SL. Le tableau 3 montre que la différence entre les moyennes de quasi tous les paramètres est statistiquement significative sauf pour le potassium et le nickel pour le facteur « effet de la texture du sol ». De même pour le facteur « profondeur » sauf pour les paramètres calcium et calcaire. L'effet de l'interaction de la texture du sol et de la profondeur d'échantillonnage sur la différence entre les moyennes des différents paramètres observé est statistiquement significative sauf pour le potassium où $p > 0.05$. Ce qui induit que pour le potassium et le calcaire l'effet de la texture a le plus d'impact sur ces deux paramètres, alors que pour le nickel c'est l'effet de la profondeur d'échantillonnage.

Tableau 2: La composition physico-chimique des deux sols étudiés (sol sableux S et sableux limoneux SL) selon les deux profondeurs (0-20 cm et 20-40cm).

Paramètres	Type de sol	Profondeur	Moyenne	Paramètres	Moyenne
pH	Sol sableux	0-20cm	7,2± 0,09	CE	119,1±1,86
		20-40 cm	7,7±0,16		119,4±5,96
	Sol sableux limoneux	0-20cm	7,7± 0,13		154,7±8,07
		20-40 cm	7,8±0,06		136,56±5,13
Ca	Sol sableux	0-20cm	1540±66,8	Na	80±5,14
		20-40 cm	1664±79,4		84±6,59
	Sol sableux limoneux	0-20cm	9560±439,2		196±4,3
P	Sol sableux	20-40 cm	9120±368,6	N	264±26,9
		0-20cm	175,4±5,405		0,1±0,005
	Sol sableux limoneux	20-40 cm	161,18±1,581		0,077±0,003
		0-20cm	140,84±2,82		0,071±0,004
K	Sol sableux	20-40 cm	82,88±7,72	Cu	0,123±0,01
		0-20cm	84,4±39,8		1,369±0,003
	20-40 cm	44±44,24	0,05±0,0004		

	Sol sableux limoneux	0-20cm	58,8±13,08		0,09±0,001
CaCo ₃	Sol sableux	20-40 cm	18,12±22,9	Cd	0,06±0,001
		0-20cm	0,91±0,02		0,36±0,005
	20-40 cm	0,62±0,01	0,18±0,003		
	Sol sableux limoneux	0-20cm	1,76±0,02		0,74±0,01
C	Sol sableux	20-40 cm	2,05±0,07	Ni	0,18±0,005
		0-20cm	0,67±0,02		0,58±0,004
	20-40 cm	0,65±0,02	0,03±0,001		
	Sol sableux limoneux	0-20cm	0,76±0,016		0,44±0,004
Cr	Sol sableux	20-40 cm	1,75±0,08	Zn	0,17±0,003
		0-20cm	0,69±0,002		5,88±0,089
	20-40 cm	0,36±0,006	2,59±0,071		
	Sol sableux limoneux	0-20cm	0,65±0,015		2,48±0,046
		20-40 cm	0,34±0,004		1,6±0,045

Avec Ce : conductivité électrique, P : phosphore assimilable, N : azote Kjeldhal, C : carbone organique total, K : potassium échangeable, Ca : calcium échangeable, Na : Sodium échangeable, CaCO₃ : calcaire total, Cu : cuivre, Cr : Chrome, Cd : Cadmium, Zn : Zinc, Ni : Nickel.

Tableau 3 : Etude de l'effet de la texture du sol, de la profondeur d'échantillonnage ainsi que leur interaction. Avec : (+) La différence entre les moyenne des paramètres observés est significative et inversement pour le signe (-) par le test ANCOVA multivarié dans un intervalle de confiance 95%.

Paramètres	Effet de la texture		Effet de la profondeur	Effet de la combinaison : Profondeur X Texture du sol
	0-20 cm	20-40 cm		
pH	+	+	+	+
CE	+	+	+	+
N	+	+	+	+
C	+	+	+	+
P	+	+	+	+
K	-	-	+	-
Ca	+	+	-	+
Na	+	+	+	+
CaCO ₃	+	+	-	+
Cu	+	+	+	+
Cr	+	+	+	+
Cd	+	+	+	+
Zn	+	+	+	+
Ni	-	-	+	+

Selon le dénombrement microbien effectué, le sol SL contient 15% de plus en bactéries et 9% de plus en champignon que le sol S (Tableau 4). Cette tendance est aussi marquée par l'augmentation significative du carbone de la biomasse microbienne (BC) de 62% du sol SL. Toutefois l'azote de la biomasse microbienne de l'azote (BN) est plus élevé dans le sol S de 7%.

Tableau 4 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses microbiologiques des deux sols étudiés en profondeur 0-20 cm

	Sol S	Sol SL
Dénombrement Bactérien (CFU.g⁻¹)	10286000±289319,89 [^]	12185000±483713,241 [^]
Dénombrement Fongique (CFU.g⁻¹)	5250 ±120,22 [^]	5800±446,75 [^]
BC (mg C.kg⁻¹)	105,07222 ±0,654 [^]	278,15642±8,60 [^]
BN (mg C.kg⁻¹)	5.66182023±0,84915 ^{^^}	5.24820159±0,30552 ^{^^}

[^]La différence entre les moyennes des paramètres observés selon le type de sol est significative et inversement pour le signe ^{^^}

Le suivi de la minéralisation du carbone et du carbone de la biomasse microbienne du sol S et SL montre que ses deux paramètres augmentent en fonction du temps de la minéralisation (Fig 2 et 3). La vitesse de minéralisation est plus élevée pour le sol amendé avec 120 t ha⁻¹ de boues dans les deux cas.

Les potentiels de minéralisation du carbone des différents traitements de boues résiduaires exprimés en mg C/kg de sol sec se présentent selon l'ordre décroissant suivant :

SL+D3>SL+D2>S+D3>SL+D1>S+D2>S+D1>SL>S

Où D1: La quantité de boues résiduaires ajoutées est 40 t ha⁻¹

D2 : La quantité de boues résiduaires ajoutées est 80 t ha⁻¹

D3 : La quantité de boues résiduaires ajoutées est 120 t ha⁻¹

Le sol SL présente une augmentation de la quantité du carbone minéralisé de (90%, 90.6%, 91%, 89.9%), quant au sol S cette augmentation est de (90%, 90.7%, 91.8%, 91.66%) respectivement pour le sol amendé avec la quantité D3, D2 et D1 de boues résiduaires et du sol sans amendement ajouté durant le temps de l'incubation expérimentale. De même l'activité microbienne augmente avec la quantité de boues résiduaires ajoutées à la fin de l'incubation du sol SL de (44.55%, 40.49%, 29.7%) et du sol S de (53.86%, 50.53%, 37.53%) respectivement pour la quantité D3, D2, et D1. Les courbes des figures 2 B et 3 B montrent que durant le temps d'incubation la biomasse-C augmente en fonction de la matière organique ajoutée selon l'ordre croissant précédemment démontré pour la vitesse de la minéralisation.

Chaque courbe des figures 2 et 3 montre que la biomasse-C et la minéralisation du carbone présentent trois phases distinctes : une première phase observée durant les cinq premiers jours de l'incubation pour les deux sols étudiés. Elle est marquée par une dégradation rapide du carbone observée par une croissance rapide de la biomasse microbienne. Une seconde phase observée durant les 24 jours pour le sol S et 21 jours pour le sol SL après la première phase. Elle est caractérisée par une diminution du CO₂ dégagé résultant d'une stabilité de la biomasse microbienne pour les deux sols étudiés. La troisième phase est la plus courte ou on remarque un début de stabilisation de la minéralisation du carbone caractérisée par une cinétique de dégradation du carbone relativement lente après 31 jours pour le sol S et 29 jours pour le sol SL, où la biomasse microbienne reste relativement stable.

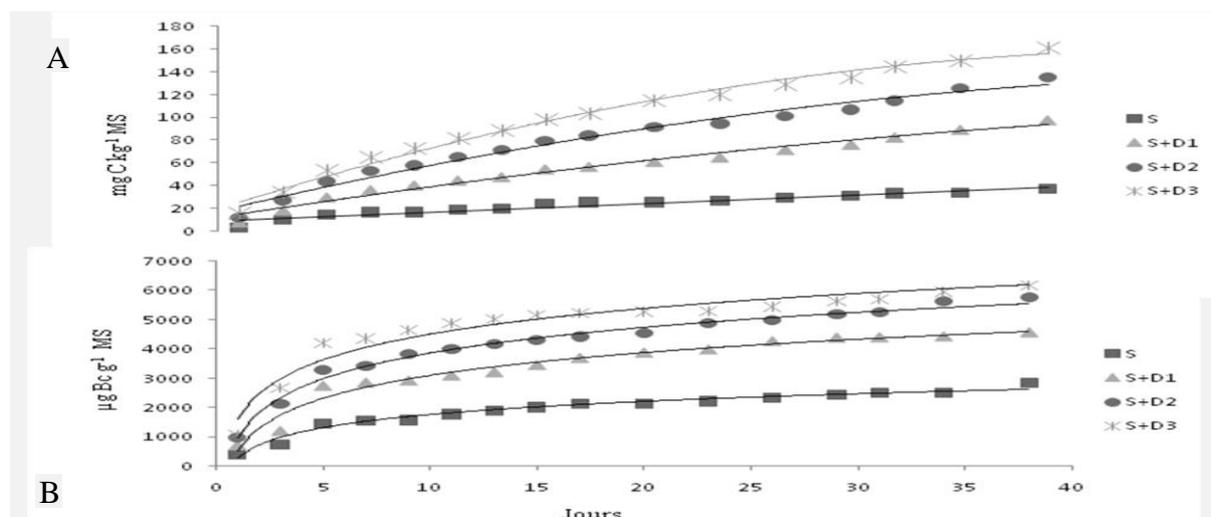
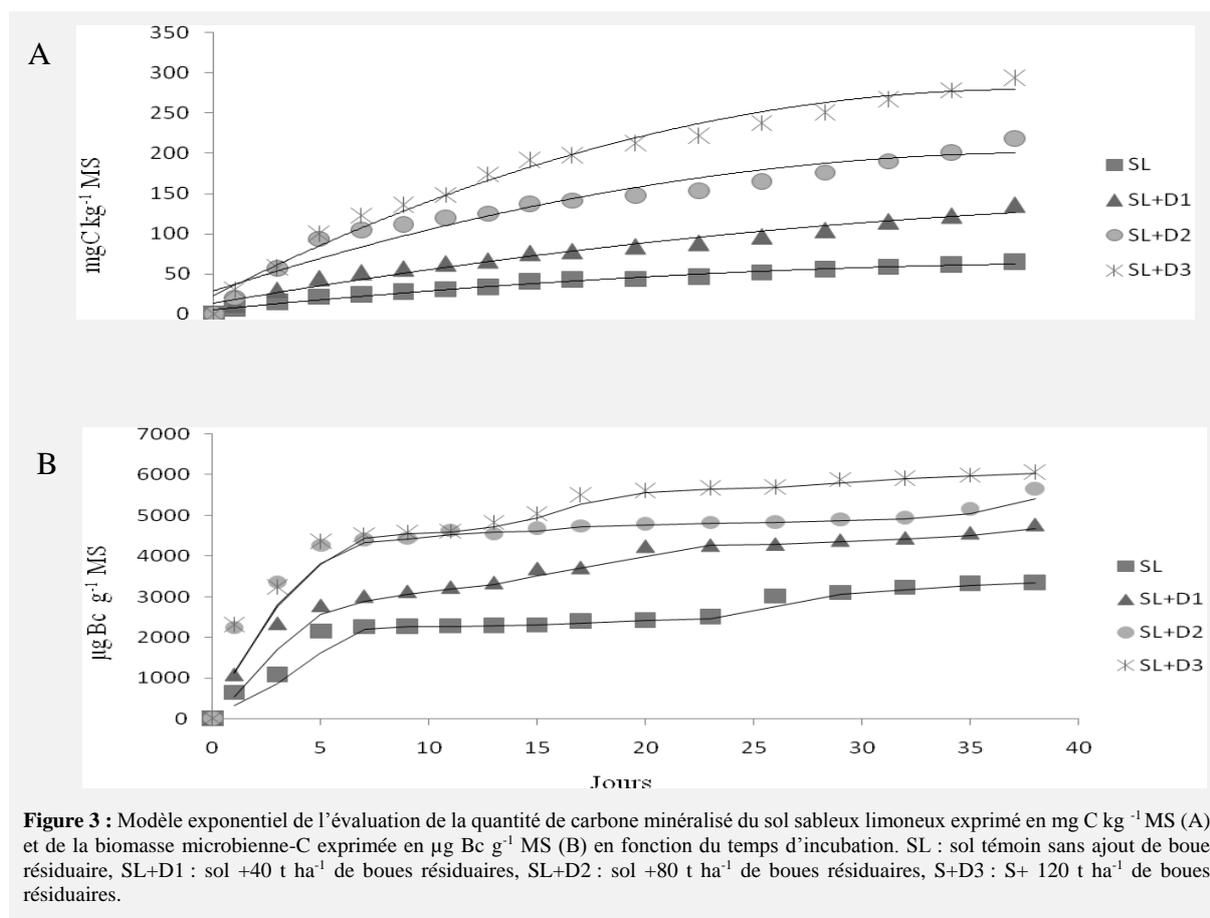


Figure 2: Modèle exponentiel de l'évaluation de la quantité de carbone minéralisé du sol sableux exprimé en mg C kg⁻¹ MS (A) et de la biomasse microbienne-C exprimée en µg Bc g⁻¹ MS (B) en fonction du temps d'incubation. S : sol témoin sans ajout de boue résiduaire, S+D1 : sol + 40 t ha⁻¹ de boues résiduaires, S+D2 : sol +80 t ha⁻¹ de boues résiduaires, S+D3 : S+ 120 t ha⁻¹ de boues résiduaires.



L'examen des paramètres de la cinétique de la minéralisation du carbone des différentes doses de boues appliquées aux deux sols étudiés (Tableau 5) révèle que le potentiel de minéralisation le plus élevé est observé au niveau des sols amendés avec la dose 120 t ha⁻¹ (78.75% et 76.47% par rapport au témoin du sol sableux et sableux limoneux respectivement). On note la même remarque avec la cinétique de la prolifération de la biomasse microbienne au cours de la minéralisation du carbone où le potentiel de prolifération de la biomasse-C augmente de 54.59% et 46.68% entre le sol amendée avec la dose la plus élevée.

Tableau 5 : Cinétique de la minéralisation du carbone et de l'évolution de la biomasse microbienne-C en fonction du temps d'incubation

Traitement	B	S	S+D1	S+D2	S+D3	SL	SL+D1	SL+D2	SL+D3
R ²	99.18	97.9	98.43	98.5	99.17	98.8	97.5	96.36	99.3
C ₀ (mg C kg ⁻¹)	1609	36.42	104.89	138.89	169.73	71.55	142.8	199.98	304.11
k (10 ⁻² j ⁻¹)	1.77	6.17	4.58	5.69	5.91	5.15	5.01	8.24	6.43
C ₀ k (mg C kg ⁻¹ j ⁻¹)	28.5	2.24	4.93	7.90	10.03	3.68	7.15	16.5	19.55
R ²	83.86	97.20	97.31	96.63	97.79	90.28	94	92.04	90.47
B ₀ (µg Bc g ⁻¹)	6540.87	2539.79	4378.49	5203.02	5593.66	2980.65	4358.75	4837.92	5590.21
X (10 ⁻² j ⁻¹)	38	11.77	12.55	14.70	21.86	90	16	43	26.3
B ₀ X	2485.5	298.93	549.5	764.84	1222.77	2682.6	697.4	2080.3	1470.22

Avec C₀ : Potentiel du carbone minéralisable exprimé en mg C/Kg sol sec, K: constante de minéralisation exprimée en jour⁻¹; C₀k : Vitesse de minéralisation du carbone en mg C Kg⁻¹ sol sec jour⁻¹.

Et, B₀ : Potentiel de la biomasse-C proliférée au cours de la minéralisation exprimé en µ Bc g⁻¹de sol sec, X : constante de prolifération de la biomasse-C au cours de la minéralisation exprimée en jour⁻¹; B₀X : la vitesse de prolifération de la biomasse-C au cours de la minéralisation exprimée en µg g⁻¹sol sec jour⁻¹.

4. Discussion

Nos deux sols sont considérés comme très stables vu que le taux d'argile et de limons sont inférieur à 20% (Le Clech B., 2000). Dans le sol sableux, le calcium échangeable représente plus de 80 % des cations étudiés (potassium et sodium, tableau 2) ces derniers ont une action dispersante des argiles (Nguyen et al., 2009), de même pour le sol sableux limoneux le calcium représente plus de 99% des bases échangeables. La présence de la kaolinite dans ce sol assure au sol sableux limoneux (SL) la majorité de leur capacité d'échange cationique. Elle serait améliorée en augmentant les teneurs en

matière organique (Ben Hassine, 2006). Le calcium échangeable (Ca^{2+}) étant bivalent, il a la propriété de faire flocculer les colloïdes électronégatifs comme l'argile et l'humus (Heil and Sposito, 1993). Ainsi, en présence de calcium, les argiles chargées négativement se lient entre elles par des ponts calciques (Nguyen et al., 2009). Par conséquent, une teneur en calcium échangeable élevée surtout pour le sol sableux limoneux (> 9000 pour les deux profondeurs) favorise l'agrégation (Kloster et Avena, 2015). Cette propriété lui permet d'assurer une bonne structure du sol.

On note un effet significatif de la profondeur, et du type de sol sur les propriétés physico-chimiques du sol (tableau 2) ce qui suggère un rôle du type d'argile étudié sur ces paramètres (Ben Hassine, 2006). Concernant la minéralisation du carbone et la dose de boue ajoutée, comme l'ont démontré Ros et al. (2003) l'activité microbienne est reliée à la nature et aux doses et l'âge des résidus organiques appliquées aux sols (Saidi et al, 2015). Durant le temps de l'incubation, la biomasse microbienne-C suit une fonction exponentielle croissante selon la dose de boue ajoutée (tableau 4 et fig. 2 et 3) ceci pour les deux types de sols étudiés. On peut donc conclure que la dose de boue appliquée influe le plus sur la biomasse microbienne et la minéralisation du carbone que le type de sol. Ces résultats sont parfaitement conformes à ceux de Jedidi et al. 2004, Saidi et al. 2015 qui ont prouvé la forte corrélation de la biomasse microbienne et de la minéralisation de carbone.

5. Conclusion

L'analyse granulométrique et physico-chimique des deux sols étudiés ainsi que l'évolution de la minéralisation du carbone des différents mélanges sol-boue permet de tirer les conclusions suivantes :

- Un effet significatif ($p < 0.05$) du type de sol (présence de la kaolinite pour le sol sableux-limoneux et son absence pour le sol sableux) et de la profondeur étudiée sur les paramètres physico-chimiques observés sauf pour (calcium échangeable et le calcaire total, le potassium et le nickel) respectivement.
- La boue résiduaire de Korba constitue une source non négligeable en matière organique facilement minéralisable. C'est là une conséquence positive quant à son utilisation dans les sols appauvris en matière organique.
- L'incubation au laboratoire du mélange sol-boue avec les différentes doses de boue résiduaire montre que la dose 120 t ha^{-1} présente le meilleur potentiel de minéralisation du carbone avec une relation étroite avec le carbone de la biomasse microbienne.

6. References

- Azlan A., Aweng E.R; Ibrahim C.O; Noorhaidah A., 2012. Correlation between Soil Organic Matter, Total Organic Matter and Water Content with Climate and Depths of Soil at Different Land use in Kelantan, Malaysia. *Journal of applied sciences and environmental management* 16 (4): 353-358.
- Ben Hassine H., 2006. Nature minéralogique et rôle nutritionnel des argiles de sols céréaliers en région subhumide à semi-aride (Tunisie). *Geoscience* 5 :329-340.
- Burke, I.C., D.S. Schimel, C.M. Yonker, W.J. Parton, L.A. Joyce, W.K. Lauenroth, 1990. Regional modeling of grassland biogeochemistry using GIS. *Landscape Ecology*, 4: 45-54.
- Freijer, J.I. & Bouten W. 1991. *Plant Soil*, 135: 133-142.
- Heil D., Sposito G., 1993. Organic Matter Role in Illitic Soil Colloids Flocculation: I. Counter Ions and pH. *Soil Science Society of America Journal* 57(5): 1241-1246
- Jedidi N., Hassen A., Van Cleemput O., M'Hiri A., 2004. Microbial biomass in a soil amended with different types of organic wastes. *Waste Management and Research*, 22: 93-99.
- Kloster N., Avena M., 2015. Interaction of humic acids with soil minerals: adsorption and surface aggregation induced by Ca^{2+} . *Environmental chemistry* 12 (6): 731-738.
- Le Clech B., 2000. *Agronomie: des bases aux nouvelles orientations*. Edt. Synthèse agricole, Bordeaux, ISBN 2-910340-32-5 : 337.
- Nguyen M.N., Dultz S., Kasbohm J., Le D., 2009. Clay dispersion and its relation to surface charge in a paddy soil of the Red River Delta, Vietnam. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172 (4) : 477-486.
- Nicolardot, B., Chaussod, R., et Catroux, G., 1982. Revue des principales méthodes disponibles pour mesurer la biomasse microbienne et ses activités. *Science du sol, Bulletin de l'AFES*, 4, 253-261.
- Raich, J.W., E.B. Rastetter, J.M. Melillo, D.W. Kicklighter, P.A. Steudler, B.J. Peterson, A.L. Grace, B. Moore III, C.J. VoËroËsmarty, 1991. Potential net primary productivity in South America: Application of a global model. *Ecological Applications*, 1: 399-429

- Rastetter, E.B., M.G. Ryan, G.R. Shaver, J.M. Melillo, K.J. Nadelhoffer, J.E. Hobbie, J.D. Aber, 1991.** A general biogeochemistry model describing the responses of the C and N cycles in terrestrial ecosystems to changes in CO₂, climate and N deposition. *Tree Physiology.*, 9: 101-126.
- Riffaldi R., Saviozzi A., Levi-Minzi R., 1996.** Carbon mineralization kinetics as influenced by soil properties. *Biology and fertility of soils* 22 (4):293-298.
- Ros M., Hernandez M. T., García C., 2003.** Soil microbial activity after restoration of a emiarid soil by organic amendments0 Department of Soil and Water Conservation and Organic Waste Management. Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura. CEBAS-CSIC. P.O. Box 4195. Murcia 30080. Spain. 463-469.
- Saidi N., Akef S., Bouzaiane O., Kallali H., Ben Aissa N., M'Hiri F, Jedidi N., Downer J., 2015.** Carbon and nitrogen mineralization in clay loam soil amended with different composts. *Advances in applied agricultural science* 3 (02):20-34.
- Wang W.J., Dalal R.C., Moody P.W.,Smith C.J.,2003.** Relationships of soil respiration to microbial biomass, substrate availability and clay content. *Soil biology and biochemistry* 35 (2): 273-284.