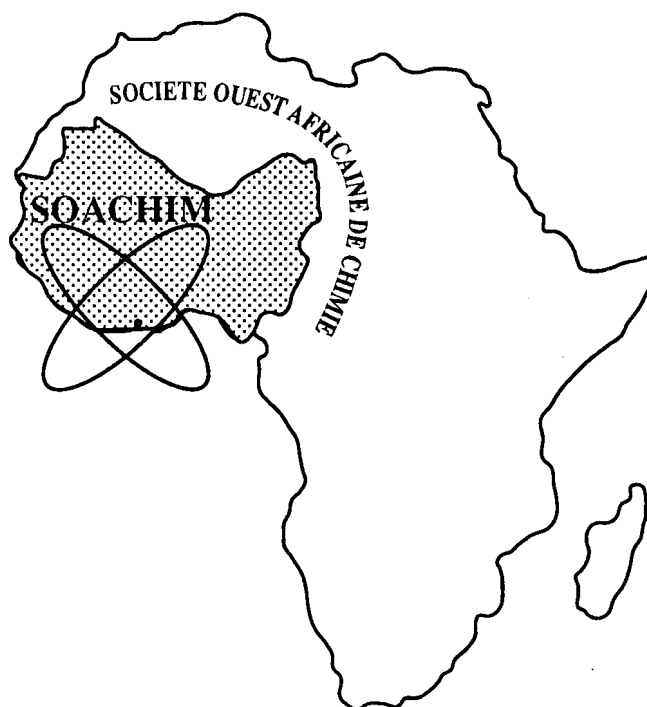


*Impact des propriétés physico-chimiques du sol sur
la perte de carbone par émission de CO₂ sous
combinaison de pratiques de restauration des forêts
et des paysages*

**Stéphanie Batchakoué Maïga-Yaleu , Abdul-Charif Cissé ,
Sibiry Albert Kaboré , Hassan Bismarck Nacro**

Journal de la Société Ouest-Africaine de Chimie
J. Soc. Ouest-Afr. Chim. (2022), 051 : 78 - 86
27^{ème} Année, 2022



ISSN 0796-6687

Code Chemical Abstracts : JSOCF2
Cote INIST (CNRS France) : <27680>
Site Web: <http://www.soachim.org>

Impact des propriétés physico-chimiques du sol sur la perte de carbone par émission de CO₂ sous combinaison de pratiques de restauration des forêts et des paysages

**Stéphanie Batchakoué Maïga-Yaleu^{a*}, Abdul-Charif Cissé^b, Sibiry Albert Kaboré^c,
Hassan Bismarck Nacro^b**

^a *Laboratoire de chimie moléculaire et des matériaux (LCMM), Université Joseph KI-ZERBO (UJKZ), 03 BP 7021, Ouagadougou, Burkina Faso ;*

^b *Laboratoire d'étude et de recherche sur la fertilité des sols (LERF), Institut de Développement Rural (IDR), Université Nazi BONI (UNB), 01 BP 1091, Bobo Dioulasso, Burkina Faso ;*

^c *Centre Universitaire de Tenkodogo, Université Thomas SANKARA (UTS), 01 BP 1757 Ouagadougou, Burkina Faso ;*

(Reçu le 22/03/2022 – Accepté après corrections le 09/12/2022)

Résumé : Le carbone organique du sol (SOC) associé aux propriétés physico-chimiques, joue un rôle prépondérant sur les services écosystémiques du sol. Cette étude avait pour objectif d'évaluer l'impact des propriétés physico-chimiques sur la perte de SOC sous forme CO₂ (C-CO₂). Les paramètres physico-chimiques, les teneurs en SOC et C-CO₂ ont été analysés sur 140 échantillons de sol des pratiques de restauration des forêts et des paysages (RFP). Les combinaisons de pratiques de Zaï, cordons pierreux, fumure organique, RNA, d'une part, de Zaï, cordons pierreux, rotation cultures, RNA, d'autre part et Zaï, cordons pierreux, fumure organique, ont servi à la restauration des terres dégradées en forêt (GF) et en terres agricoles, PARL, OARL et KARL, respectivement. Les teneurs en SOC étaient significativement différentes entre les RFP. Le C-CO₂ était de 20,58 mg 100 g⁻¹ sur GF ; 15,24 mg 100 g⁻¹ sur OARL ; 10,04 mg 100 g⁻¹ sur PARL et 8,85 mg 100 g⁻¹ sur KARL. La densité de la biomasse herbacée, la teneur en sable, en limon et la teneur en SOC sont les principaux paramètres qui influencent la perte de SOC sous forme CO₂. Le pH et la densité apparente n'ont montré aucun impact sur la perte de C-CO₂.

Mots-clés : Carbone organique, physico-chimique, CO₂, dégradation terres,

Impact of soil physicochemical properties on carbon loss through CO₂ emission under combined forest and landscape restoration practices

Abstract : Soil organic carbon (SOC), associated with physicochemical properties, plays a major role in soil ecosystem services. The objective of this study was to evaluate the impact of physicochemical properties of soil on SOC losses as CO₂ (C-CO₂). Physicochemical parameters, SOC and C-CO₂ contents were analyzed on 140 soil samples from forest and landscape restoration (RFP) practices. The combination of practices of zaï, stone bunds, organic manure, RNA, on one hand, Zaï, stone bunds, crop rotation crop/fallow successions, RNA, on other hand, and Zaï, stone bunds, organic manure were used to convert degraded land into forest (GF) and cropland PARL, OARL and KARL respectively. SOC contents were significantly different between the RFP. C-CO₂ was 20.58 mg 100 g⁻¹ on GF; 15.24 mg 100 g⁻¹ on OARL; 10.04 mg 100 g⁻¹ on PARL and 8.85 mg 100 g⁻¹ on KARL. Density of herbaceous biomass, sand and silt content, and SOC content are the main parameters influencing SOC loss as CO₂. There is no impact of pH and bulk density on SOC loss as C-CO₂.

Keywords: organic carbon, physicochemical, CO₂, land degradation

* *Auteur de correspondance :* yalsteph01@yahoo.fr ; *Tel :* +226 79323579

1. Introduction

Le carbone organique du sol joue un rôle prépondérant dans la réussite des fonctions de lutte contre l'érosion des sols, de production agricole et de renforcement des services écosystémiques du sol (disponibilité des nutriments, la rétention de l'eau dans le sol et la biodiversité)^[1]. Le sol est considéré comme le plus important réservoir de carbone en interaction avec l'atmosphère^[2]. Il représente à la fois une source et un puits de carbone organique^[3]. Les pertes de carbone dans le sol sont les principales sources d'émission de CO₂ de l'écosystème terrestre^[4]. Ce phénomène est dû principalement au processus de décomposition de la matière organique à l'origine d'un flux important d'émission de CO₂ dans l'atmosphère^[4, 5]. Plusieurs facteurs environnementaux associés à la respiration du sol et la respiration des racines, sont responsables de l'oxydation chimique des composés organiques^[6]. Au nombre de ces facteurs, la composition granulométrique de la terre fine inférieure à 2 mm (sable, limon, argile) détermine en grande partie les caractéristiques du sol^[7, 8]. En effet, la fraction fine, principalement les minéraux argileux possèdent des charges permanentes qui améliorent la formation du complexe argilo-humique du sol et par conséquent sa capacité d'échange cationique (CEC). Cette dernière est caractéristique des propriétés chimiques du sol, notamment l'acidité, le potentiel de minéralisation du carbone organique. La température et l'humidité du sol sont également des facteurs importants qui contrôlent l'émission de CO₂ par le sol.

L'utilisation des terres, le changement d'affectation des terres et des forêts (UTCF) ont des effets aussi bien positifs que négatifs sur les propriétés des sols. La conversion de terres dégradées en terres agricoles contribue, dans certaines mesures, au stockage du carbone organique dans le sol. Mais, les terres agricoles représentent aussi 10-12 % des émissions anthropiques de gaz à effet de serre. Certaines pratiques culturales, telles que le brûlis, l'amendement organique et le travail du sol, font partie des pratiques agricoles ayant un impact sur les pertes de carbone par émissions de CO₂. Ces impacts sont mesurés à travers la modification des propriétés physiques et chimiques des sols. Une bonne gestion des sols agricoles est importante non seulement pour la conservation durable des sols et la production agricole, mais aussi pour atténuer les émissions de CO₂ des terres agricoles. Les pratiques de restauration des forêts et des paysages (RFP) à travers leur impact sur les propriétés du sol, sont les

principales options d'atténuation proposées pour réduire les émissions de CO₂ des terres agricoles^[9, 10].

Parmi ces pratiques RFP, les plus importantes au Burkina Faso sont le "zaï", les diguettes en pierres, la demi-lune et la régénération naturelle. Le zaï et la demi-lune sont des creux de diamètre variable, utilisés avec de la matière organique pour préparer le lit de semence. Ces pratiques sont appliquées pour réduire l'érosion de l'eau, augmenter l'humidité du sol et améliorer l'activité biologique du sol et par conséquent sa fertilité^[11]. Les digues en pierres sont des barrières mécaniques utilisées pour ralentir le ruissellement et maintenir le sol en place. L'aide à la régénération naturelle assistée (RNA) a été développée pour lutter contre la déforestation dans les régions semi-arides en protégeant les jeunes arbres et en stimulant leur croissance. Bien que, l'importance de ces pratiques sur l'amélioration de la production agricole et la conservation des sols ne soit plus à démontrer^[12, 13, 14], leurs impacts pour les pertes de carbone organique du sol à travers l'émission de CO₂ du sol sont limités. Dans la partie semi-aride du Burkina Faso, représentant la zone d'étude, différentes pratiques de restauration des forêts et des paysages (RFP) ont été identifiées, il s'agit du Zaï, des cordons pierreux, de la fumure organique, la RNA, et la rotation de cultures. L'objectif de l'étude est d'évaluer la relation entre les propriétés physico-chimiques et le carbone organique du sol perdu sous forme de CO₂ (C-CO₂) suite à la mise en œuvre de trois types de combinaisons des pratiques de restauration des forêts et des paysages (RFP).

2. Matériels et méthodes

2.1. Site d'étude

L'étude a été menée dans la partie semi-aride du Burkina Faso, dans trois communes, plus précisément à Ouahigouya, Kaya et Pissila (Figure 1). Ouahigouya est située dans la province du Yatenga, dans la région du nord (Lat. 13°06' et 14°26'N ; Long. 1°43' et 2°55'E). Kaya et Pissila sont situées dans la province de Sanmatenga, dans la région du centre-nord (Lat. 12°30' et 13°56'N ; Long. 0°40' et 1°37'E) (figure 1). Ces sites sont caractérisés par un climat semi-aride avec des précipitations annuelles moyennes comprises entre 750 et 800 mm. La saison sèche dure huit (8) mois (novembre - juin) et la saison des pluies quatre (4) mois (juillet - octobre). Les sols dominants de ces zones sont de type lixisols ferriques^[15].

2.2. Plan d'expérience

Les sites d'étude correspondent à des forêts et des terres agricoles issues de la conversion de terres

dégradées suite à l'introduction de la combinaison de pratiques de restauration des forêts et des paysages (RFP) (tableau 1). Les trois types de combinaison de pratiques de RFP étaient composés de mesures de conservation des eaux et du sol. Ce sont :

- ✓ Type 1 : Zaï + cordons pierreux + fumure organique + "RNA", appliqué pour la restauration de terres dégradées en forêt (GF) et en terre agricole (PARL),
- ✓ Type 2 : Zaï + cordons pierreux + rotation des cultures et successions culture/jachère + "RNA", appliqué pour la restauration de terres dégradées en terre agricole (OARL),
- ✓ Type 3 : Zaï + cordons pierreux + fumure organique, appliqué pour la restauration de terres dégradées en terre agricole (KARL).

Les terres dégradées ont été sélectionnées près de chaque type d'utilisation des terres et considérées comme des sites de contrôle, où aucune pratique de RFP n'a été appliquée. Ils sont nommés, CGF, CPARL, COARL et CKARL près de GF, PARL, OARL et KARL respectivement (tableau 1, figure 1).

2.3. Échantillonnage du sol et analyse physico-chimique

2.3.1. Échantillonnage du sol

Les échantillons de sol ont été collectés avant et après la saison des pluies de 2018 à des profondeurs de 0-20 cm. Ces échantillons ont été collectés de façon aléatoire à partir d'une répétition de cinq points par parcelles. Ces échantillons ont servi pour la détermination de la teneur des particules du sol (sable, limon, argile), le pH du sol, la teneur en carbone organique du sol (SOCc) et les émissions de CO₂.

2.3.2. Détermination de la densité apparente du sol et pH

Des échantillons de sol non remaniés ont été collectés sur chaque profondeur et séchés au four à 105 °C pendant 24 heures pour déterminer la densité apparente (ρ) en g.cm⁻³. Cette densité apparente a été calculée comme étant la masse de sol séché (g) divisée par le volume de la carotte de sol (cm³), selon la formule suivante :

$$\rho = \frac{m}{V} \quad (1)$$

Le pH du sol a été mesuré à l'aide d'un pH-mètre électronique de marque SensIONTM+, plongé dans

une solution du sol. La solution est obtenue selon le rapport sol / eau de 1 / 2,5 qui correspond au mélange de 20 g de sol avec 50 mL d'eau distillée. Le mélange est énergiquement agité afin de disloquer les agrégats, puis ce mélange subit trois cycles « repos-agitation » (repos de 20 minutes et agitation de 30 secondes). Avant toute analyse, le pH-mètre est calibré avec deux solutions tampon (pH 4 et pH 7).

2.3.3. Détermination de la teneur en sable, limon et argile

La teneur des particules du sol (sable, limon, argile), a été déterminée sur les échantillons de sol collectés. Les échantillons ont été tamisés avec un tamis de 2 mm puis les teneurs en sable, limon, argile ont été déterminées par la méthode de l'hydromètre (densimétrique) [17]. Cette méthode consiste à éliminer tout le carbone organique du sol (SOC) par action du peroxyde d'hydrogène ((H₂O₂), 30%, Sigma-Aldrich), puis à disperser chimiquement l'échantillon de sol avec 5 % d'un mélange d'hexamétaphosphate de sodium ((Na₆(PO₃)₆), AnalaR NORMAPUR) et du carbonate de sodium ((Na₂CO₃); AnalaR NORMAPUR). Ce processus sert à saturer le complexe absorbant du sol en sodium de sorte à rompre les liaisons chimiques entre les constituants des agrégats de sol.

2.3.4. Mesure de la teneur du carbone organique du sol

Les échantillons de sol, tamisés à 2 mm après avoir retiré toutes les matières végétales, ont été broyés et passés au tamis de 0,1 mm pour la détermination de la teneur en carbone organique (SOCc) par la méthode de Walkley et Black [18]. Cette méthode consiste à oxyder une fraction de sol obtenue par du dichromate de potassium (K₂Cr₂O₇, Sigma-Aldrich) en milieu sulfurique. Pour déterminer la quantité qui a réagi avec le carbone organique du sol, l'excès de dichromate est titré par une solution de sel de MOHR Fe(SO₄)₂(NH₄)₂, 6H₂O (>99%, AnalaR NORMAPUR).

Un gramme du sol obtenu, a été placé dans un flacon de 100 mL et mélangé avec 15 mL de H₂SO₄, 18,21 mol L⁻¹ (95-97%, Sigma-Aldrich). Le mélange a été agité pendant une période de 10 min avant d'ajouter 10 mL d'une solution de K₂Cr₂O₇, 8 % m / v. Ensuite, le mélange a été stocké dans un four à 120 °C pendant 90 min. Les échantillons ont été refroidis à la température ambiante et l'eau distillée a été ajoutée au mélange. Un volume de 25 mL de la solution liquide mélangé avec 1 mL de solution de H₃PO₄ 85 % m / v (> 85%, sigma-Aldrich) a été titré avec 0,25 mol L⁻¹ de FeSO₄, (> 99%, AnalaR NORMAPUR).

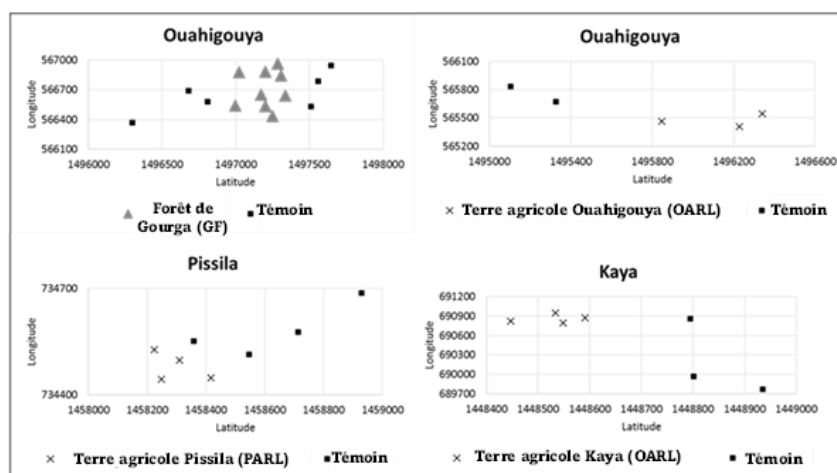


Figure 1 : Localisation des sites de l'étude et répartition des parcelles d'échantillonnage [16]

2.4. Détermination du CO₂ émis du sol et expression de la quantité du carbone organique perdu

Le CO₂ émis du sol, en tant qu'activité respiratoire du sol, a été mesuré avant et après la saison des pluies de 2018 (juin et octobre, respectivement) par la méthode d'incubation décrite par Dommergues (1960). Le principe est basé sur la mesure du dégagement de CO₂ par l'échantillon de sol incubé dans une enceinte close. Un échantillon de 100 g a été incubé pendant 21 jours à 30°C dans une enceinte hermétique de 1 L, contenant un flacon de 20 mL d'hydroxyde de sodium (NaOH, 0,1 N) et un flacon de 20 mL d'eau distillée pour maintenir une humidité constante. Une enceinte témoin excepté de l'échantillon a été préparée dans les mêmes conditions. Les teneurs en CO₂ émis ont été mesurées chaque jour pendant les 7 premiers jours d'incubation, en supposant que la respiration du sol est optimale [19], puis tous les deux jours jusqu'au 21^{ème} jour. Le CO₂ libéré est piégé dans une solution de NaOH et l'excès de NaOH est titré avec de l'acide chlorhydrique (HCl, 0,1 N). L'émission de CO₂ du sol pour 100 g de sol sec (mg CO₂.100g⁻¹) a été calculée comme suit :

$$CO_2 \text{ (mg } CO_2 \cdot 100 \text{ g}^{-1}) = (V_{HCl_{Contrôle}} - V_{HCl}) \times 2,2 \quad [19] \quad (2)$$

$V_{HCl \text{ Contrôle}}$: volume de HCl (mL) utilisé pour la bouteille de contrôle (bouteille sans sol), V_{HCl} : volume de HCl (mL) utilisé pour la bouteille avec le sol.

La perte de carbone organique du sol sous forme d'émission de CO₂, noté C-CO₂, en mg par 100 g de sol (mg C-CO₂.100 g⁻¹) a été calculée sur la base de la masse atomique du carbone et de l'oxygène selon l'équation.

$$C - CO_2 \text{ (mgC} - CO_2 \cdot 100 \text{ g}^{-1}) = (V_{HCl_{Contrôle}} - V_{HCl}) \times 0,6 \quad (3).$$

Afin d'évaluer la fraction du carbone organique minéralisée sous forme de CO₂ ou encore la fraction du carbone organique perdue sous forme de CO₂, le coefficient de minéralisation du carbone (Coef min C, %) a été calculé par l'équation (4) [19].

$$Coef \text{ minC} = \left(\frac{C - CO_2}{SOC_c} \right) \times 100 \quad (4)$$

2.5. Analyse statistique

La statistique descriptive générale a été appliquée pour la description de toutes les variables. L'analyse de variance à sens unique (ANOVA) a été réalisée à partir de différents traitements sous l'hypothèse qu'il n'y a pas de différences entre les groupes dans la population et que les différences dans le traitement étaient significatives à $p < 0,05$. L'utilisation de la matrice de corrélation de Pearson et l'analyse en composantes principales (PCA) ont permis d'identifier et de tester les relations entre les propriétés physico-chimiques du sol et les pertes du carbone sous forme d'émissions de CO₂. Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide de l'outil SPSS.

3. Résultats et discussion

3.1. Propriétés physico-chimiques du sol

Les caractéristiques physico-chimiques de chaque type de combinaison de pratiques de restauration des forêts et paysage (RFP) sur la couche arable de 0-20 cm sont présentées dans le tableau 1. Le sol présentait un pH relativement acide pour toutes les combinaisons de RFP avec une valeur moyenne de pH comprise entre 5,4 et 5,9. La densité apparente moyenne du sol (ρ) était significativement plus élevée ($p < 0,05$) sous la forêt que sur son témoin, alors qu'il n'y a pas de différence entre les terres agricoles et les témoins.

La variation de la teneur en sable entre les différents RFP n'était pas statistiquement différente. La teneur en sable était plus élevée pour les terres agricoles et les forêts que pour les témoins, excepté pour OARL dont la teneur en sable était plus faible que sur son témoin. Les teneurs en argile et en limon étaient significativement plus faibles sur les terres agricoles que sur les témoins adjacents. Entre la forêt et le témoin adjacent, il n'y a pas de différence significative dans la teneur en argile et en limon, néanmoins la teneur en argile et en limon était plus élevée sur le témoin que sur la forêt.

3.2. Teneur en carbone organique

Les teneurs en carbone organique du sol (SOCc) étaient significativement différentes selon le type de RFP (tableau I). La teneur SOCc était plus élevée pour la RFP OARL (12 g C kg⁻¹) suivie de GF forêt (10,19 g C kg⁻¹), KARL et PARL (6,67 et 5,35 g C kg⁻¹ respectivement), avec des valeurs plus faibles sur leurs témoins.

Ce résultat montre une amélioration de la teneur en carbone organique du sol après restauration des terres dégradées en forêt et en terres agricoles. Les résultats de cette étude sont en accord avec celui de Ambaw et al. (2020)^[20], montrant que la restauration des terres dégradées par des pratiques de RFP mises en œuvre en Afrique de l'Est stocke plus de SOC à la profondeur de 0-15 cm.

Les valeurs les plus élevées des SOCc observées sur les terres restaurées (forêts et terres agricoles), par rapport aux terres non restaurées (terres dégradées)

sont probablement dues à la densité de la biomasse herbacée plus élevée dans les forêts et les terres agricoles que dans les terres dégradées adjacentes (tableau I). Ce résultat est en accord avec l'étude de Traoré et al. (2015)^[21], qui ont rapporté qu'une perte de végétation induit un appauvrissement du carbone organique du sol dans la couche arable. La teneur en carbone organique du sol augmente significativement avec la quantité de la biomasse herbacée (tableau II).

3.3. Relation entre les paramètres physico-chimiques et les pertes de carbone sous forme de CO₂ (C-CO₂)

L'analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée pour analyser les principaux facteurs qui contrôlent les pertes de carbone par le biais du CO₂ (C-CO₂) dans les différentes combinaisons de RFP (Figure 2). Les deux premiers axes expliquent à 56 % la variance totale observée. Le premier axe représente 31 % et est fortement corrélé avec la biomasse herbacée (r = 0,79), le limon (r = 0,65) et la teneur en carbone organique du sol (r = 0,77). Ces variables forment un groupe fortement en relation avec les pertes de carbone (C-CO₂). Les teneurs en sable et argile sont fortement coordonnées sur l'axe 2 qui représente 25 % de la variance totale. Le sable avait une coordonnée positive (r = 0,93) et l'argile une coordonnée négative (r = - 0,86 6) (Figure 2). Le deuxième axe peut être interprété comme un axe d'augmentation de la taille des particules du sol.

Tableau I : Propriétés physico-chimiques du sol sur 0-20 cm de profondeur pour les différents types des pratiques de restauration des forêts et des paysages (RFP). Sable : 50–2000 µm, limon : 2–50 µm, argile : 0–2 µm

Type usage de terre	Type RFP	Biomasse herbacée	Sable	Limon	Argile	ρ	pH	SOCc	
		kg.ha ⁻¹	-----%-----			g.cm ⁻³		g C kg ⁻¹	
Terres agricoles	OARL	Zai + cordons pierreux + rotation des cultures et successions culture/jachère + RNA	79,09	53,53	21,76	24,71	1,23	5,6	12
	PARL	Zai + cordons pierreux + fumure organique + RNA	88,26	73,24	11,36	15,40	1,35	5,4	5,35
	KARL	Zai + cordons pierreux + fumure organique	22,17	60,17	13,60	26,23	1,23	5,9	6,67
Forêt	GF	Zai + cordons pierreux + fumure organique + RNA	152,21	60,13	17,70	22,17	1,39	5,6	10,19
	CGF		66,11	56,70	18,14	25,16	1,14	5,3	7,30
Terres dégradées (témoin)	COARL	Sans RFP	55,50	76,49	6,44	17,08	1,20	5,1	3,67
	CPARL		12,96	53,19	11,15	35,66	1,23	5,2	5,94
	CKARL		12,26	50,82	16,34	32,84	1,17	4,9	5,44

ρ : densité apparente ; pH : pH du sol ; SOCc : teneur en carbone organique du sol, teneur en sable, limon et argile du sol sur 0-20 cm de profondeur pour les différents types d'utilisation des sols. Sable : 50–2000 µm, limon : 2–50 µm, argile : 0–2 µm.

GF : Forêt de Gourga, CGF : Témoin de GF, OARL : terre Agricole à Ouahigouya, COARL : témoin de OARL, PARL : terre Agricole à Pissila, CPARL : témoin de PARL, KARL : terre Agricole à Kaya, CKARL : témoin de KARL.

Le tableau 2 présente la matrice de corrélation de Pearson entre toutes les variables dans les différentes combinaisons de RFP. La teneur en sable montre une corrélation négative significative avec la teneur en argile ($r = -0,83$), la teneur en limon ($r = -0,58$), le SOCc ($r = -0,29$) et avec le C-CO₂ ($r = -0,18$). Tandis que la corrélation entre la teneur en sable, le coefficient de minéralisation du carbone et la biomasse herbacée n'était pas significative. Les pertes de carbone par CO₂ (C-CO₂) n'étaient pas significativement corrélées à la teneur en argile, tandis que le C-CO₂ présentait une corrélation positive avec la teneur en limon ($r = 0,42$), le SOCc ($r = 0,66$) et la biomasse herbacée ($r = 0,67$). SOCc était positivement corrélé avec la biomasse herbacée ($r = 0,56$) et la teneur en limon ($r = 0,43$) alors que SOCc n'était pas corrélé avec la teneur en argile. La biomasse herbacée était significativement et positivement corrélée avec le coefficient de minéralisation du carbone (Coef C) ($r = 0,19$), la teneur en limon ($r = 0,31$) et négativement corrélée avec la teneur en argile ($r = -0,34$). Puisque de grandes quantités de carbone organique sont introduites dans le sol par la litière

et la biomasse racinaire [22], plus la biomasse herbacée est élevée, plus les SOCc sont importants. L'analyse de la matrice de corrélation montre une augmentation significative de la biomasse herbacée avec les SOC (tableau 2). En outre, avec moins de biomasse herbacée, les terres dégradées sont sujettes à l'érosion du sol qui a emporté (réduit) la couche superficielle du sol riche en matière organique [23].

3.4. Pertes de carbone sous forme de CO₂ (C-CO₂)

Les pertes de SOC expriment les activités de respiration du sol en émission de CO₂ (C-CO₂). La figure 3 montre les pertes cumulées de carbone C-CO₂ pour chaque type de RFP obtenues pendant les 21 jours d'incubation. Ces pertes de carbone sous forme de CO₂ étaient plus élevées sur la forêt et les terres agricoles restaurées que sur les témoins adjacents. Les pertes de carbone étaient significativement plus élevées dans les forêts restaurées (20,58 mg C-CO₂ 100 g⁻¹) que dans le témoin adjacent CFG (12,39 mg C-CO₂ 100 g⁻¹) et les terres agricoles PARL (10,04 mg C-CO₂ 100 g⁻¹) et KARL (8,85 mg C-CO₂ 100 g⁻¹).

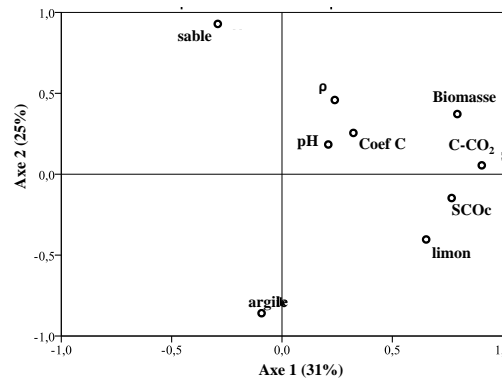


Figure 2 : Analyse en composantes principales (ACP) des différentes variables

Tableau II : Matrice de corrélation entre les propriétés physico-chimiques du sol (ρ, pH_{H₂O}, SOCc, Biom, sable, limon argile, CO₂, CCO₂, CoefC)

	ρ	pH _{H₂O}	Biom	sable	argile	limon	SOCcgKg	CO ₂ cumul	CCO ₂ mg/100g	CoefC
ρ	1									
pH _{H₂O}	0,163	1								
Biom	0,342**	0,213*	1							
sable	0,211*	0,057	0,105	1						
argile	-0,212*	-0,058	-0,344**	-0,828**	1					
limon	-0,067	-0,018	0,313**	-0,575**	0,017	1				
SOCcgKg	0,12	0,253**	0,561**	-0,287**	0,054	0,433**				
CO ₂ cumul	0,173*	0,158	0,607**	-0,132	-0,099	0,381**	0,559**	1		
CCO ₂ mg/100g	0,175*	0,136	0,668**	-0,184*	-0,066	0,424**	0,656**	0,902**	1	
CoefC	0,043	-0,049	0,189*	0,096	-0,158	0,06	-0,149	0,668**	0,415**	1

** Corrélation significative à $p < 0,01$ * Corrélation significative à $p < 0,05$

ρ : densité apparente ; pH : pH du sol ; SOCc : teneur en carbone organique du sol ; CO₂ : émission de CO₂ du sol ; C-CO₂, carbone perdu sous forme de CO₂ ; Coef C : coefficient de minéralisation du carbone.

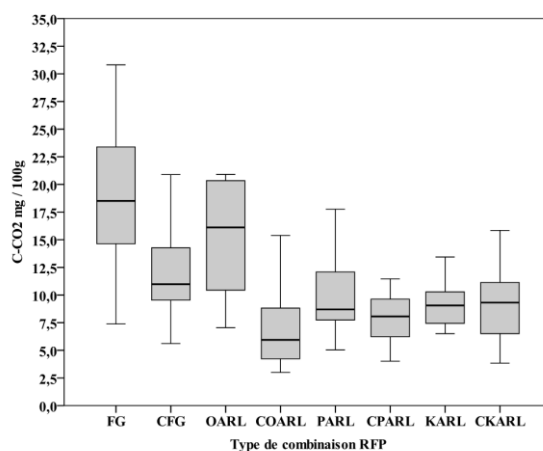
Les pertes de carbone entre les terres agricoles ne sont pas significativement différentes. La différence entre le C-CO₂ observée sur les terres agricoles et les témoins adjacents n'était pas statistiquement significative.

A l'instar des résultats de Rey et al. (2011) et Abdalla et al. (2018)^[6, 24], dans cette étude, les résultats montrent que la perte de carbone sous forme de CO₂ était plus élevée sur les terres non dégradées (forêt restaurée et terres agricoles) que les terres dégradées (témoin). Ces résultats sont également en accord avec ceux trouvés par Traoré et al. (2015)^[21], sur l'effet de la dégradation des terres sur les pools de carbone et d'azote dans deux types de sol d'un paysage semi-aride en Afrique de l'Ouest. Le fait que C-CO₂ soit plus élevé sous les forêts et les terres agricoles par rapport aux terres dégradées adjacentes peut s'expliquer par l'apport plus important de matière organique fraîche au sol par la biomasse herbacée, qui est utilisée comme énergie pour les activités microbiennes ^[25]. Le développement de la biomasse herbacée implique la production de la biomasse racinaire et de la biomasse de la litière comme un apport direct de carbone organique frais au sol qui stimule les activités microbiennes et donc les pertes de carbone organique sous forme d'émission de CO₂ ^[26]. En effet, les biomasses herbacées les plus élevées ont été observées dans les forêts (GF) et les terres agricoles (OARL, PARL, et KARL) et les plus faibles dans les terres dégradées. La matrice de corrélation (tableau 2) montre que C-CO₂ augmentent significativement avec la biomasse herbacée, ce qui concorde avec les résultats de Raich et Tufekciogul (2000)^[25].

Traoré et al. (2015) et (2007)^[27, 21] ont obtenu les

mêmes résultats et ont conclu que le couvert végétal influence significativement la respiration du sol. Les pratiques RFP mises en œuvre pour restaurer les forêts et les terres agricoles à partir de terres dégradées ont contribué à augmenter la biomasse de la couche superficielle du sol. Fontaine et al. (2007)^[26] lors de l'étude sur la stabilité du carbone organique dans les couches profondes du sol ont constaté que toute pratique agricole qui augmente le carbone frais dans le sol contribue aux pertes de carbone organique du sol. Par ailleurs, le C-CO₂ présente une corrélation positive significative avec la teneur en carbone organique du sol (SOCc) (tableau 2), ces résultats sont en accord avec ceux de Traoré et al. (2015)^[21]. De même, l'étude de Bilgo et al. (2007)^[28] qui ont rapporté, après étude des propriétés chimiques et microbiennes des sols tropicaux semi-arides en Afrique de l'Ouest, que l'augmentation du CO₂ est relative à l'apport le plus élevé de carbone dans le sol.

La perte de C (C-CO₂) diminue avec la teneur en sable dans le sol et augmente avec la teneur en limon dans le sol (tableau 2). Ceci peut s'expliquer par le fait que la teneur élevée de sable entraîne une accessibilité facile des micro-organismes sur le carbone organique qui va entraîner la minéralisation de ce carbone et émission de CO₂. Brahim et al. (2011)^[29] ont également montré que le carbone organique du sol est facilement décomposable sur un sol contenant une teneur élevée en sable. La corrélation négative du SOC avec la teneur en sable et la corrélation positive avec la teneur en limon peuvent expliquer les pertes de carbone plus élevées sous GF et OARL par rapport à leurs témoins adjacents.



GF : Forêt de Gourga, CFG : Témoin de GF, OARL : terre Agricole à Ouahigouya, COARL : témoin de OARL, PARL : terre Agricole à Pissila, CPARL : témoin de PARL, KARL : terre Agricole à Kaya, CKARL : témoin de KARL

Figure 3 : Perte de carbone par émission de CO₂ (C-CO₂) pour chaque type de combinaison RFP et les témoins adjacents.

4. Conclusion

Dans cette étude, les résultats ont montré que C-CO₂ est plus élevé sur les terres non dégradées par rapport aux terres dégradées. Les principaux paramètres du sol qui influencent la perte de carbone par émission de CO₂ sont : la densité de la biomasse herbacée, la teneur en sable, en limon et la teneur en carbone organique du sol. L'augmentation de C-CO₂ présente une corrélation positive significative avec la teneur en carbone organique du sol. Plus la teneur en sable dans le sol est importante, on observe une diminution de la perte de carbone par C-CO₂ car ces sols riches en sable sont pauvres en carbone organique comparativement aux sols riches en argile. Le C-CO₂ présente augmente avec la teneur en limon dans le sol. Le pH et la densité apparente n'ont montré aucun impact sur la perte de carbone du sol. Les teneurs en carbone organique du sol (SOCc) étaient significativement différentes entre les types de combinaison de RFP.

5. Remerciements

Ce travail a bénéficié du financement du Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique (SCBD) dans le cadre du projet de recherche " Évaluation intégrée des avantages multiples des changements de la biodiversité résultant de la restauration des forêts et des terres dans la région du Sahel " du programme Initiative de restauration des écosystèmes forestiers (FERI). Les auteurs remercient également toutes les personnes qui ont aidé à la collecte des données sur le terrain et des analyses en laboratoire.

6. Référence

[1] Martial, B. and Tiphaine, C. Le carbone dans les sols des zones sèches. Des fonctions multiples indispensables. Les dossiers thématiques du CSFD. CSFD / Agropolis International: Montpellier, France 2013.

[2] Folger, P. The carbon cycle: implications for climate change and congress. (2009).

[3] Maïga-Yaleu S., Guiguemde I., Yacouba H., Karambiri H., Ribolzi O., Bary A., Ouedraogo R., Chaplot V. Soil crusting impact on soil organic carbon losses by water erosion. *Catena* (2013) 107, 26–34.

[4] Silva-Olaya A. M., Cerri C. E. P., Scala Jr N. La, Dias C. T. S., Cerri C. C. Carbon dioxide emissions under different soil tillage systems in mechanically harvested sugarcane. *Environmental Research Letters* (2013) 8, 015014.

[5] Giacomo G., Angelo F., Fabio B., Stefano B., Riccardo M. Measurements of Soil Carbon Dioxide Emissions from Two Maize Agroecosystems at Harvest under Different Tillage Conditions. *The Scientific World Journal* (2014) 2014, 141345.

[6] Rey A., Pegoraro E., Oyonarte C., Were A., Escribano P., Raimundo J. Impact of land degradation on soil respiration in a steppe (*Stipa tenacissima* L.) semi-arid ecosystem in the SE of Spain. *Soil Biology and Biochemistry* (2011) 43, 393–403.

[7] Ouattara B., Ouattara K., Coulibaly P. J. A., Lompo F., Yao-Kouamé A., Sédogo M. P. Déterminisme de la stabilité structurale des sols cultivés de la zone cotonnière ouest du Burkina Faso. *African Crop Science Journal* (2017) 25, 277–290.

[8] Traoré S., Thiombiano L., Bationo B. A., Kögel-Knabner I., Wiesmeier M. Organic carbon fractional distribution and saturation in tropical soils of West African savannas with contrasting mineral composition. *CATENA* (2020) 190, 104550.

[9] Bolliger, A.; Magid, J.; Amado, J. C. T.; Skóra Neto, F.; Ribeiro, M. de F. dos S.; Calegari, A.; Ralisch, R.; and Neergaard, A. B. T.-A. in A. de Taking Stock of the Brazilian "Zero-Till Revolution": A Review of Landmark Research and Farmers' Practice. Academic Press, 2006; Vol. 91, pp. 47–110.

[10] Triplett Jr. G. B., Dick W. A. No-Tillage Crop Production: A Revolution in Agriculture! *Agronomy Journal* (2008) 100, S-153-S-165.

[11] Roose, É.; Mourad, A.; Akhdar, B.; Abdelkrim, H.; Boutkhal, M.; Nadjai, M.; Mohamed, M.; and Khaled, B. La lutte antiérosive, la GCES et la restauration de la productivité de sols méditerranéens dans les montagnes du nord de l'Algérie. In *Restauration de La Productivité Des Sols Tropicaux et Méditerranéens: Contribution à l'agroécologie*; Roose, E., Ed.; 2015; pp. 429–446.

[12] DOAMBA S. M. F., NACRO H. B., Antoine S., SEDOGO M. Effet des cordons pierreux sur l'activité biologique d'un sol ferrugineux tropical lessivé (Province du Kouritenga au Burkina Faso). *International Journal of Biological and Chemical Science* (2011) 5, 304–313.

[13] Bambara D., Thiombiano A., Hien V. Composts de déchets urbains et dynamiques du carbone du sol à Donsin, Burkina Faso. *Journal of Agriculture and Environment for International Development (JAEID)* (2015) 109,

[14] Razafimbelo T. M., Andriamananjara A., Rafolisy T., Razakamanarivo H., Masse D., Blanchart E., Falinirina M.-V., Bernard L., Ravonjjarison N., Albrecht A. Impact de l'agriculture climato-intelligente sur les stocks de carbone organique du sol à Madagascar. *Cahiers Agricultures* (2018) 27, 35001.

[15] WRB World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps. FAO: Rome 2015.

[16] Cissé A.-C., Maïga-Yaleu S. B., Kaboré S. A., Kairé M., Hauswirth D., Malam Issa O., Bouzou Moussa I., Nacro H. B. Long-term effect of forest and landscape restoration practices on soil organic carbon stock in semi-arid Burkina Faso. *International Journal of Biological and Chemical Science* (2022) 16, 329–344.

[17] Bouyoucos G. J. Hydrometer Method Improved for Making Particle Size Analyses of Soils. *Agronomy Journal* (1962) 54, 464–465.

[18] Nelson D. W., Sommers L. E. Total carbon, organic

carbon, and organic matter. *Methods of soil analysis: Part 3 Chemical methods* (1996) 5, 961–1010.

[19] Dommergues Y. La notion de coefficient de minéralisation du carbone dans les sols. *Agronomie Tropicale* (1960) 15, 54–60.

[20] Ambaw, G., Recha, J.W., Nigussie, A., Solomon, D., and Radeny, M. Soil Carbon Sequestration Potential of Climate-Smart Villages in East African Countries. *Climate* , 8(11) . (2020).

[21] Traoré S., Ouattara K., Ilstedt U., Schmidt M., Thiombiano A., Malmer A., Nyberg G. Effect of land degradation on carbon and nitrogen pools in two soil types of a semi-arid landscape in West Africa. *Geoderma* (2015) 241–242, 330–338.

[22] Wang W., Zeng W., Chen W., Zeng H., Fang J. Correction: Soil Respiration and Organic Carbon Dynamics with Grassland Conversions to Woodlands in Temperate China. *PLOS ONE* (2013) 8, 10.1371/annotation/d1c26c59-62e8-4c8d-96f2-439ca92.

[23] Zhou R.-L., Li Y.-Q., Zhao H.-L., Drake S. Desertification effects on C and N content of sandy soils under grassland in Horqin, northern China. *Geoderma* (2008) 145, 370–375.

[24] Abdalla K., Mutema M., Chivenge P., Everson C., Chaplot V. Grassland degradation significantly enhances soil CO₂ emission. *CATENA* (2018) 167, 284–292.

[25] Raich J. W., Tufekciogul A. Vegetation and soil respiration: Correlations and controls. *Biogeochemistry* (2000) 48, 71–90.

[26] Fontaine S., Barot S., Barré P., Bdioui N., Mary B., Rumpel C. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature* (2007) 450, 277–280.

[27] Traoré S., Thiombiano L., Millogo J. R., Guinko S. Carbon and nitrogen enhancement in Cambisols and Vertisols by *Acacia* spp. in eastern Burkina Faso: Relation to soil respiration and microbial biomass. *Applied Soil Ecology* (2007) 35, 660–669.

[28] Bilgo A., Masse D., Sall S., Serpantié G., Chotte J.-L., Hien V. Chemical and microbial properties of semiarid tropical soils of short-term fallows in Burkina Faso, West Africa. *Biology and Fertility of Soils* (2007) 43, 313–320.

[29] Brahim N., Blavet D., Gallali T., Bernoux M. Application of structural equation modeling for assessing relationships between organic carbon and soil properties in semiarid Mediterranean region. *International Journal of Environmental Science & Technology* (2011) 8, 305–320.