

INFLUENCE DU REGIME D'INONDATION SUR LA SOURCE DE CARBONE : DEGAGEMENT DE CO₂ D'UN SOL HYDROMORPHE DE BAS-FOND RIZICOLE AU SUD-BENIN

INFLUENCE OF THE FLOODING REGIME ON THE CARBON SOURCE: CO₂ RELEASE OF HYDROMORPHIC LOWLAND SOIL IN THE SOUTH BENIN

DAASSI R.^{1,*}, AHOLOUKPE H. N S.^{1,2}, DANSOU GBETO J.¹,
HOUSSOUKPEVI I. A.¹, AMADJI G. L.¹

¹- Unité de Recherche Eco-Pédologie/ Laboratoire des Sciences de Sol/ FSA/UAC

²- Centre de Recherches agricoles Plantes Pérennes. INRAB. BP 01 Pobè (Bénin).

(*) Auteur correspondant : Tel : (+229) 97 23 47 35,
email : daassiro2000@gmail.com

(Reçu le 06 Juin 2017 ; Révisé le 15 Juillet 2017 ; Accepté le 24 Juillet 2017)

RESUME

La présente étude évalue le potentiel de source de carbone d'un bas-fond rizicole en mesurant le dégagement du dioxyde de carbone (CO₂) sous trois régimes d'inondation du sol. L'essai a été conduit sur le site semencier du bas-fond d'Awokpa dans la commune de Zè au sud du Bénin (6°32 et 6°87 N, 2°13 et 2° 26 E). Le bas-fond est soumis à trois régimes d'inondation représentant les traitements de l'étude T1 : sol sans inondation ; T2 : sol avec inondation suivie de drainage et T3 : sol avec inondation permanente. Chaque traitement a été répété quatre fois. La mesure du dégagement du CO₂ du sol in situ sous culture de riz a été réalisée par piégeage avec une solution de soude (0,5N). Les résultats révèlent que le dégagement du CO₂ varie significativement selon le régime d'inondation. Le traitement T1 a le potentiel de dégagement du CO₂ le plus élevé (7,63 mg.m⁻².h⁻¹), suivi de T2 (4,2 mg.m⁻².h⁻¹) et de T3 (1,54 mg.m⁻².h⁻¹). L'étude a révélé par ailleurs que selon le régime de saturation d'eau dans le bas-fond, la quantité de CO₂ dégagé est inversement proportionnelle à la teneur en carbone organique du sol. Dans le contexte de cette étude, l'agriculture climato intelligente est l'une des approches à recommander pour maintenir le système sol climat agriculture plus durable.

Mots clés : Changement climatique, régime d'inondation, respirométrie, bas-fond rizicole.

ABSTRACT

This study assesses the carbon source potential of a rice lowland by measuring the release of carbon dioxide (CO₂) under three soil flooding regimes. The experimentation was set up at the seed site production of Awokpa lowland in the district of Zè in southern Benin (6 ° 32 and 6 ° 87N, 2 ° 13 and 2 ° 26E). The lowland is subjected to three flood regimes representing the treatments of the study: T1: soil without flood; T2: soil with flooding followed by drainage and T3: soil with permanent flooding. Each treatment was repeated four times. The measurement of the release of CO₂ from the soil in situ under rice culture was carried out by trapping with a sodium hydroxide solution (0.5N). The results show that the release of CO₂ varies significantly according to the flood regime. T1 treatment has the highest potential for CO₂ release (7.63 mg.m⁻².h⁻¹), followed by T2 (4.2 mg.m⁻².h⁻¹) and T3 (1.54 mg.m⁻².h⁻¹). Our results also showed that depending on the water saturation regime in the lowland, the amount of CO₂ released is inversely proportional to the organic carbon content of the soil. In the context of this study, intelligent climatic agriculture is one of the recommended approaches to keep the soil climate climate system more sustainable.

Keywords: Climate change, flood regime, respirometry, lowland rice.

1. INTRODUCTION

Le changement climatique est un phénomène qui a fait et fait encore largement parler de lui compte tenu des fluctuations qui touchent le climat terrestre, et leur conséquence sur le mode de vie de l'humanité aussi bien au niveau sanitaire, social, qu'agricole. L'accroissement de la teneur atmosphérique en gaz à effet de serre détermine non seulement un changement climatique, mais également une série d'effets complexes et contrastés (BRINKMAN *et al.*, 1996; MICHEL, 2002). Le cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) indique que la hausse des températures et la fréquence accrue des phénomènes météorologiques extrêmes auront des répercussions directes et négatives sur la productivité agricole, notamment pour les pays les plus vulnérables. L'agriculture est un des secteurs les plus sensibles aux conséquences des changements et variations climatiques, mais elle est aussi à l'origine d'une part importante des émissions globales de gaz à effet de serre (GES) responsable de ces changements (IPCC, 2007). De nos jours, les pratiques agricoles du monde entier font l'objet d'études de plus en plus nombreuses pour tenter de définir leur contribution aux problèmes environnementaux, comme le changement climatique. Au niveau mondial, les émissions des gaz à effet de serre (GES) d'origine agricole atteignent de 5120 à 6116 MT CO₂ /an, ce qui représente une contribution de 10 à 12 % des émissions totales de GES d'origine humaine (IPCC, 2013). Cette émission non négligeable pourrait entraîner une modification considérable des régimes de précipitation à l'échelle du globe. Ainsi les changements climatiques et leurs conséquences hydrologiques peuvent entraîner une modification significative du régime hydrique des sols (VARALLYAY, 2010). Or le régime hydrique est l'un des principaux facteurs de contrôle de la minéralisation de la matière organique dans le sol et de la dynamique des flux de gaz à effet de serre associée (MOYANO *et al.*, 2012). Le riz est devenu l'une des principales sources de nourriture les plus répandues en Afrique de l'Ouest en raison de la croissance démographique, de la hausse des

revenus et le changement des préférences des consommateurs en faveur du riz (BALASUBRAMANIAN *et al.*, 2007). Il y a deux principaux systèmes de culture de riz connus sous le nom du système de riz pluvial et système de riz de bas-fond. Le riz pluvial est habituellement cultivé sans inondation sur des sols bien drainés alors que le riz de bas-fond est généralement cultivé sur des sols qui sont inondés ou irrigués (ANDRIESSE et FRESCO, 1991). La culture du riz de bas-fond est une des principales sources d'émissions de gaz à effet de serre anthropiques (ROGER *et al* 1998 ; FAO, 2017). Il est reconnu que le processus de production rizicole engendre une forte émission du méthane et de consommation d'eau élevée (LARAMEE, 2010; ZHOU et SONG, 2014). En effet, la décomposition anaérobie des matières organiques (racines et chaume du riz, engrais organiques) dans les bas-fonds rizicoles inondés émet beaucoup de méthane (CH₄), considéré comme le troisième gaz responsable du changement climatique (après le CO₂ et le N₂O) par effet de serre. Plusieurs études se sont intéressées à l'évaluation des émissions de méthane dans la riziculture irriguée ou de bas-fond en occultant les émissions possibles du dioxyde de carbone. Bien que le CH₄ soit le GES le plus dégagé par les rizières (DUTTA *et al.*, 2016), les émissions de CO₂ contribuent pour une part importante dans les sources de carbone (IPCC, 2013, LOCATELLI, 2015). Le dégagement du CO₂ du sol est le résultat de plusieurs processus physiques et biochimiques qui affectent la production et le transport du CO₂ dans le sol. L'ampleur des émissions du CO₂ des sols varie en fonction du temps et de l'espace suivant les conditions environnementales, des caractéristiques du sol (physique, chimique, biologique, état de submersion en eau) et de la gestion agricole. BRITO *et al.* (2010) ont montré que le dégagement du CO₂ est variable (0,07- 0,54 g CO₂ m⁻².h⁻¹) en fonction du niveau topographique du sol. Au Bénin, quelques chercheurs ont étudié la dynamique du CO₂ dans le système de riz pluvial (AGO *et al.*, 2014 ; DOSSOU-YOVO *et al.*, 2016). Toutefois, très peu d'études se sont intéressées au dégagement du CO₂ dans les bas-fonds rizicoles en considérant différents niveaux topographiques. Cette étude a pour objectif

d'évaluer le dégagement du dioxyde de carbone (CO₂) par le sol du bas-fond sous différents régimes d'inondation.

2. MATERIEL ET METHODES

2.1. *Milieu d'étude*

Cette étude a été réalisée dans le bas-fond d'Awokpa situé dans la commune de Zè (6°32 et 6°87 N, 2°13 et 2° 26 E). Il est traversé par un cours d'eau appelé localement Awo, un des bras d'un affluent de la rivière «Sô». La localité d'Awokpa et ses environs connaissent quatre saisons dont deux pluvieuses (Mars à Juillet ; Septembre à Novembre) et deux sèches (fin Novembre à Février ; Août). Une lame d'eau de 1 à 1,4m est observable dans le bas-fond en période de crue. Le sol est hydromorphe avec une teneur relativement élevée en limon (Tableau I).

2.2. *Matériel de collecte des données*

Le matériel végétal qui est utilisé est la variété de riz NERICA-L20. Cette variété de riz a été sélectionnée par le Centre de Riz pour l'Afrique (ADRAO) et est adapté à la culture du riz dans les bas-fonds. (SIE *et al.*, 2013) Elle a un cycle semis-épiaison de 89 jours et arrive à la phase de semi-maturité après 110 jours.

Les tuyaux PVC de 16cm de diamètre et des bocaux de 250 mL ont servi comme enceintes de captage du CO₂ dégagé.

2.3. *Modes de gestion de l'eau dans le bas-fond et dispositif expérimental*

La toposéquence du bas fond d'Awokpa permet de le caractériser en trois zones topographiques. On distingue le haut de pente, la mi-pente et le bas de pente. Cette topographie permet d'exploiter le bas-fond par une irrigation gravitaire. Ce type d'irrigation définit trois modes de gestion de l'eau qui représentent les traitements de notre essai. Sol sans inondation en haut de pente du bas-fond (T1), sol avec inondation suivie de drainage dans la zone de mi-pente (T2) et sol avec inondation permanente du site d'expérimentation en bas de pente (T3).

✓ **Traitement 1: Sol sans inondation**

Il s'agit du maintien du sol à l'écoulement naturel de l'eau du bas-fond sans aucune

modification de l'hydrologie du site. Les parcelles rizicoles concernées sont alimentées en eaux par remontée d'eau de la nappe phréatique et par l'eau pluviale. Ce régime se trouve en haut de pente du bas-fond et l'eau n'y stagne pas.

✓ **Traitement 2 : Sol avec inondation suivi de drainage (ID)**

Il se caractérise par l'irrigation avec maîtrise totale de l'eau où le site est inondé (15 cm de lame d'eau sur le sol) puis drainé chaque semaine pendant deux jours de façon à oxygéner la couche supérieure du sol. Des ouvrages de régulation d'eau comme le batardeau sont installés afin de permettre la vidange des parcelles par l'ouverture des drains et de prise d'eau à la parcelle.

✓ **Traitement 3 : Sol avec inondation permanente du site d'expérimentation (IP)**

Il se caractérise également par l'irrigation avec maîtrise totale de l'eau où le site est inondé de façon permanente avec un maintien d'une lame d'eau de 15 cm tout le long du cycle végétatif du riz.

Les trois traitements sont installés suivant un plan factoriel à deux facteurs répétés quatre fois. Les deux facteurs sont : le régime d'inondation et le bloc. Chaque bloc comporte trois parcelles expérimentales correspondant aux trois régimes d'inondation ou traitements. Chaque parcelle expérimentale correspond aux casiers rizicoles ayant une superficie de 400 m² (20 m x 20m). Pour la prise en compte de la variabilité à l'intérieur de chaque parcelle, cinq micro-parcelles ayant une superficie de 4 m² (2m x 2m) sont implantées à l'intérieur de chaque parcelle. Elles sont installées sur la diagonale et au centre des parcelles expérimentales. La figure 1 présente le schéma du dispositif expérimental.

2.4. *Propriétés physico-chimiques du sol du bas-fond*

Selon le dispositif expérimental installé, des échantillons de sol sont prélevés au niveau de chaque micro parcelle qui correspond à un prélèvement par la méthode en zigzag (MATHIEU et PIELTAIN, 2003). Le prélèvement est fait à trois profondeurs à

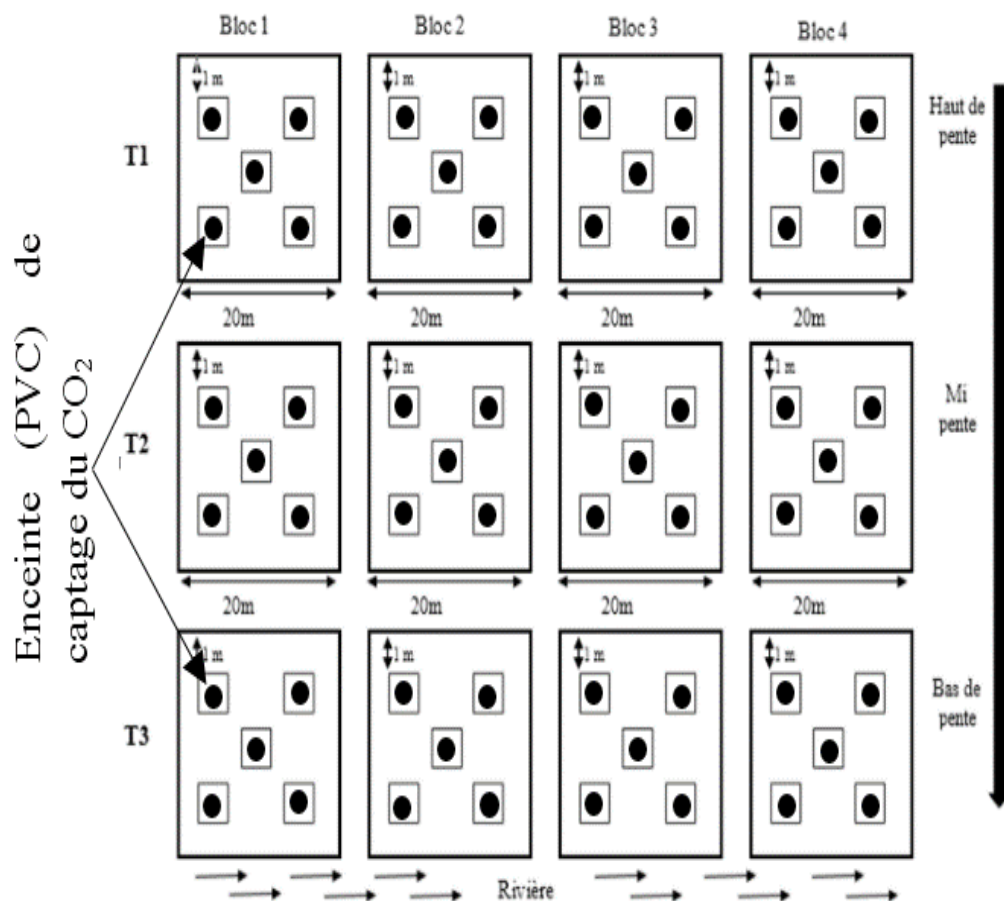
savoir : 0 - 10 cm, 10 - 20 cm et 20 - 30 cm. Les échantillons de même couche de prélèvement sont mélangés afin d'avoir un échantillon composite par profondeur représentatif de la parcelle à partir de trois échantillons de sol prélevés par micro-parcelle. Les échantillons ont été séchés à l'air puis tamisés à 2 mm. Ils ont servi à la détermination des paramètres suivant :

- La granulométrie: par la méthode internationale d'utilisation de la pipette de Robinson ;
- La densité apparente moyenne du sol au

moyen d'un cylindre de 3 cm de diamètre et de 5 cm de hauteur ;

- Le pH (eau): par la méthode potentiométrique dans un rapport sol/eau distillée de 1/2,5. La valeur du pH est lue grâce à un pH-mètre;

- La teneur en carbone organique: par calcination, consistant à prélever une aliquote de 5g de sol sec tamisé et broyé à 0,2 mm et mis à l'étuve pendant 24h à 105°C qu'on soumet à une combustion au four à moufle à 700°C.



- L'Azote : l'azote total est déterminé par la méthode de Kjeldahl (1883).
 - Le phosphore assimilable par la méthode de Bray 1.
 - Les bases échangeables (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}): par la méthode de Metson à acétate d'ammonium (1 N) à pH = 7. Le dosage de ces bases s'est fait au spectrophotomètre à absorption atomique.
- Le tableau I présente le résumé des résultats de ces différentes analyses de sol.

Tableau I : Propriétés physico-chimiques du sol du bas-fond

	Couche du sol	Sol du bas-fond		
		T1	T2	T3
% Sable	0-10 cm	81,47	70,72	66,18
	10-20 cm	74,53	73,7	68,29
	20-30 cm	85,82	77,62	63,27
% Limon	0-10 cm	12	12,85	19
	10-20 cm	13,35	14,65	15,85
	20-30 cm	4,75	13,25	20,05
% Argile	0-10 cm	6,20	15,50	14,20
	10-20 cm	12	10,65	15,15
	20-30 cm	8,65	8,30	16,20
Densité apparente (g/cm ³)	0-10 cm	1,58	0,50	0,32
	10-20 cm	1,84	0,41	0,20
	20-30 cm	1,58	0,26	0,34
pH eau	0-10 cm	5,95	5,59	6,04
	10-20 cm	5,98	5,85	6,06
	20-30 cm	6,02	5,94	6,02
C (g/kg)	0-10 cm	41,44	52,93	57,38
	10-20 cm	31,26	38,83	44,98
	20-30 cm	25,70	27,18	35,65
N (g/kg)	0-10 cm	1,8	1,7	1,8
	10-20 cm	1,3	2,1	2,0
	20-30 cm	0,9	1,2	2,2
P assimilable (mg/kg)	0-10 cm	23,66	21,74	22,81
	10-20 cm	21,92	22,63	21,91
	20-30 cm	22,09	21,04	21,74
K ⁺ (cmol/kg)	0-10 cm	1,22	1,79	1,26
	10-20 cm	1,05	1,26	0,82
	20-30 cm	0,93	1,00	0,75
C/N	0-10 cm	23,02	31,14	31,88
	10-20 cm	24,05	18,49	22,49
	20-30 cm	28,56	22,65	16,20

2.5. Mesure du dégagement du CO₂

Le dégagement du CO₂ a été mesuré à travers la mesure de la respirométrie in situ sous culture de riz. Cette mesure a pour but d'apprécier l'intensité de l'activité microbienne dans le sol du bas-fond et d'en déduire son aptitude à la minéralisation de la matière organique sous l'effet de divers modes de gestion de l'eau. Le dispositif de mesure de minéralisation in situ de la matière organique du sol a été adapté de celui utilisé par (CHEVALLIER, 1999) (Figure 2). Le principe de cette méthode est d'introduire le sol

dans une enceinte (bocal) fermée afin de contenir le CO₂ respiré. Ce CO₂ est ensuite dosé pour quantifier l'activité respiratoire du sol. L'application de cette méthode dans cette étude a consisté à enfoncer dans le sol au niveau de chaque micro parcelle (Figure1) des tubes cylindriques en PVC de 100 cm de hauteur muni chacun à sa partie supérieure d'un couvercle. Les deux extrémités des tubes cylindriques témoin sont recouverts chacune par un couvercle avant d'être enfoncé dans le sol. Chaque cylindre a un diamètre de 16 cm et est

enfoncé jusqu'à 15 cm dans le sol. Le volume de chaque cylindre PVC correspondant au captage du CO₂ respiré est de 17081,6 cm³ (Figure 2). Les mesures sont réalisées par piégeage du CO₂ émis par le sol pendant 24h d'incubation, par 50 ml d'une solution de soude (0,5M). Les enceintes sont fermées hermétiquement pendant les 24h d'incubation pour éviter une fuite de gaz. Le rapport des surfaces entre le piège de soude et la surface de l'enceinte est de 0,32. Le bocal contenant la soude est placé sur un deuxième cylindre en PVC de 9 cm de diamètre troué tout autour de la paroi latérale afin de permettre que le CO₂ dégagé puisse circuler et être capté facilement. Cette mesure est faite journalièrement pendant 30 jours afin de suivre le dégagement du CO₂ dans le temps. La soude est titrée en retour, au laboratoire après

précipitation du CO₂ par du BaCl₂ en excès, par une solution d'HCl (0,5M). Des solutions de soude non mises en contact avec le CO₂ émis par le sol (échantillon témoin), sont dosées afin de mesurer une éventuelle carbonatation de la soude et d'évaluer l'erreur de mesure de la méthode. La formule utilisée pour calculer la production de CO₂ par mètre carré et par heure est la suivante (CHEVALLIER, 1999):

$$\text{mg CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{h}^{-1} = (1/2 \times 44 \times C_{\text{HCl}} \times \Delta V_{\text{HCl}} \times 10000/S) \times (60/t)$$

où C_{HCl} est la concentration d'acide (en mole l⁻¹), ΔV_{HCl} la différence de volume d'acide ajouté pour titrer la soude entre l'échantillon témoin et l'échantillon (ml), S la surface de l'enceinte (cm²) et t la durée de l'incubation (minute).

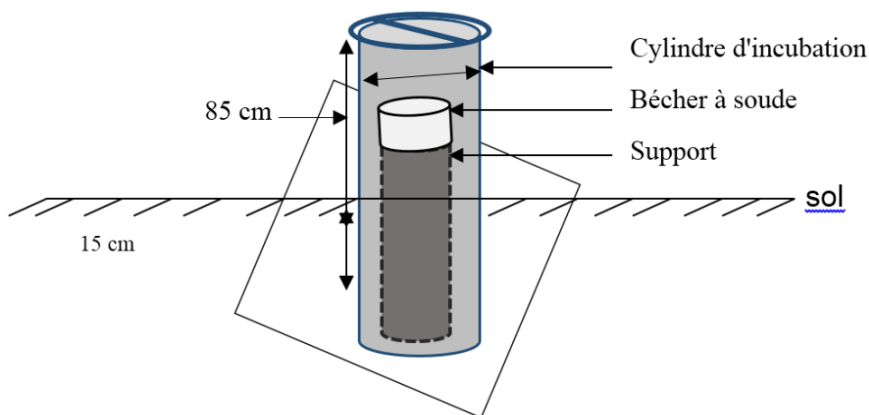


Figure 2 : Dispositif de captage de CO₂ dégagé dans chaque parcelle inspiré de CHEVALLIER, (1999)

2.6. Conduite de l'essai

Le dispositif de la mesure du CO₂ a été installé dans chaque casier rizicole suivant les traitements deux semaines après le repiquage des plants de riz. L'essai a duré un mois, et il n'a pas été possible de collecter les données agronomiques sur la culture du riz corrélatives avec le dégagement du CO₂.

2.7. Analyses statistiques

Le modèle PROC-GLM du logiciel Statistical

Analysis System (SAS v. 9.2) a été utilisé pour les analyses statistiques. Ces analyses ont consisté en des analyses de la variance (ANOVA) à un facteur qui est le régime d'inondation. Les moyennes ont été comparées par le test de Student Newman-Kheuls au seuil de 5% entre les quantités de CO₂ dégagées du sol selon chaque traitement. Le logiciel Minitab 17 a été utilisé pour établir la corrélation de Pearson entre la quantité de CO₂ dégagé et la teneur en carbone du sol selon chaque traitement

et pour tout traitement confondu.

3. RESULTATS

La figure 3 montre que le sol a dégagé du CO_2 tous les jours pendant les 30 jours d'observation. Les émissions journalières de CO_2 ont varié entre $0,00268 \text{ mg.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ et $0,5903 \text{ mg.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ pour le régime d'inondation naturelle, entre $0,01073 \text{ mg.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ et $0,3998 \text{ mg.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ pour le régime d'inondation suivie de drainage et entre $0,00537 \text{ mg.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ et $0,22002 \text{ mg.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ pour le régime d'inondation permanente. On constate une tendance décroissante de dégagement du CO_2 en fonction du temps pour tous les traitements. Les premiers jours sont marqués par

une forte émission de CO_2 . Il y a une différence très hautement significative entre quantité de CO_2 émis journalièrement sur chaque régime d'inondation. La figure 4 montre l'évolution du dégagement du CO_2 du sol cumulé pendant 30 jours d'incubation in situ sous les différents régimes d'inondation. Il a été noté une tendance croissante d'émission cumulée du CO_2 du sol sur l'ensemble des trois régimes d'inondation. Le cumul de la quantité de CO_2 dégagé sur le sol sans inondation est significativement plus important ($7,63 \text{ mg.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$) que le cumul de CO_2 dégagé sur les sols avec inondation suivie de drainage ($4,2 \text{ mg.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$) et avec inondation permanente ($1,54 \text{ mg.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$).

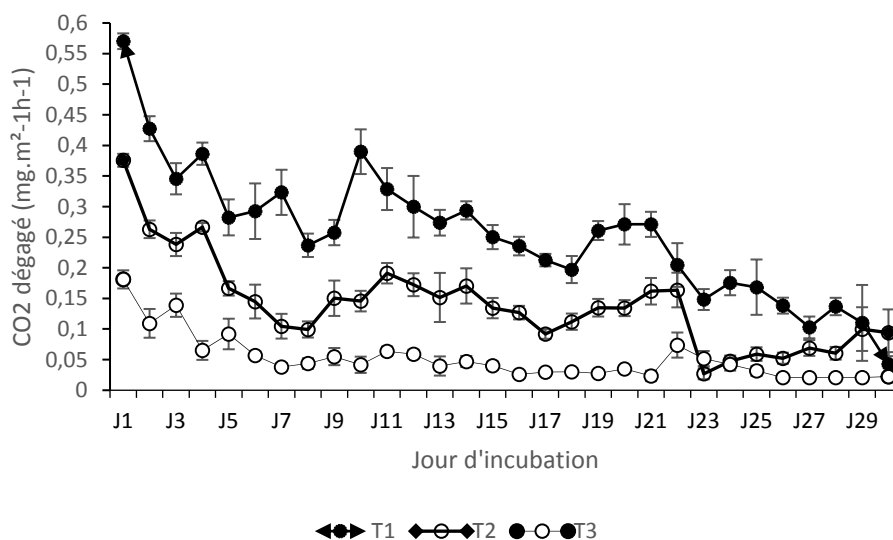


Figure 3 : Dégagement journalier du gaz carbonique selon chaque régime d'inondation

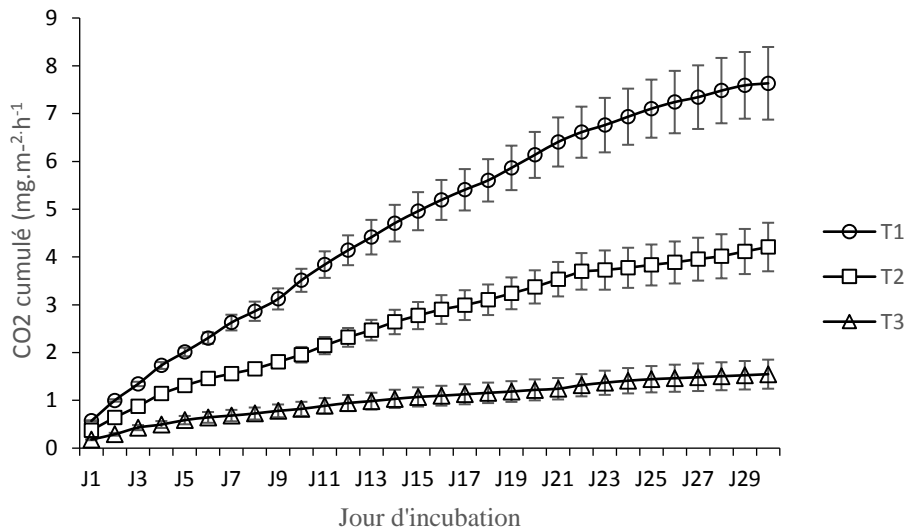


Figure 4 : Evolution du dégagement du CO₂ en fonction du temps selon le mode d'inondation. Chaque point représente la moyenne cumulée du CO₂ dégagé en mg.m⁻².h⁻¹.

La barre d'erreur représente l'erreur standard autour de la moyenne.

Le tableau II présente la corrélation de Pearson entre le dégagement du dioxyde de carbone et la teneur en carbone organique du sol suivant chaque traitement. Il ressort de ce tableau que c'est seulement au niveau du traitement 2 que le coefficient de corrélation de Pearson est fort et significatif. De plus le coefficient de corrélation de Pearson établi entre la quantité de CO₂ dégagé et la teneur en carbone organique du sol

pour tous les traitements confondus a une valeur de (-0,630) avec une probabilité (P-Value de 0,028) (données non présentées). Ce coefficient montre l'existence d'une corrélation négative significative entre la concentration en carbone du sol et la respiration du sol. On peut conclure que selon le degré de saturation d'eau du sol dans les bas-fonds, la quantité de CO₂ dégagé est inversement proportionnelle à la teneur en carbone organique du sol.

Tableau II : Corrélation de Pearson entre la quantité du dioxyde de carbone (CO₂) dégagé et la teneur en carbone organique du sol (COS) selon chaque traitement

		Traitement 1		Traitement 2		Traitement 3	
		CO ₂	COS	CO ₂	COS	CO ₂	COS
Traitement 1	CO ₂	1	0,64ns				
	COS	0,64ns	1				
Traitement 2	CO ₂			1	-0,98*		
	COS			-0,98*	1		
Traitement 3	CO ₂					1	-0,38ns
	COS					-0,31ns	1

4. DISCUSSION

L'objectif de ce travail est d'étudier le potentiel de source de carbone d'un bas-fond rizicole sous différents régimes d'inondation. A cet effet, des mesures du dioxyde de carbone dégagé ont été faites. L'étude a prouvé que le sol hydromorphe du bas-fond émet du CO₂ dans l'atmosphère sous les trois régimes d'inondation. Ces résultats informent sur l'intensité de l'activité microbienne qui régit la dynamique de la matière organique. Le sol des parcelles rizicole sans inondation a favorisé un dégagement de CO₂ plus important que celui observé pour les deux autres régimes d'inondation. Ces résultats concordent avec ceux de Brito *et al.*, (2010) qui avait obtenu des valeurs similaires de dégagement dans un sol à texture fine sous la canne à sucre en Sao-Polo au Brésil.

La forte émission de CO₂ dans le sol sans inondation peut s'expliquer par les conditions aérobies qui s'y règnent. Le sol humide et oxygéné a facilité une minéralisation rapide de composés organiques accumulés dans le sol. La mise en culture sur des sols exondés provoque une minéralisation de la matière organique du sol (DJEGUI, 1992). Les quantités maximales de carbone dégagées sous forme de gaz carbonique ont été observées dès les premiers jours d'incubation. Plusieurs facteurs peuvent être à la base de ce dégagement important de CO₂ obtenu dans le sol des parcelles rizicoles sans inondation. Il s'agit de la température du sol, la biomasse microbienne, les types de microorganismes et leurs métabolismes, mais qui n'ont pas été prises en compte dans notre étude. CHEVALLIER *et al.*, (2016) ont montré que les émissions de CO₂ ont augmenté avec la température dans les sols calcaires du Nord-ouest de Tunisie. Les valeurs de CO₂ dégagé sous le traitement T1 sont corrélées positivement avec la quantité de carbone organique disponible d'après le coefficient de Pearson calculé. Cette corrélation positive montre une forte minéralisation dans les sols sans inondation. Le rapport C/N sur les sols du traitement T1 est de 23 à la profondeur 0-10 cm. Ce rapport est plus faible sur les sols du T1 que sur les sols du T2 et T3 ; ce qui montre ainsi que

la minéralisation de la matière organique est meilleure sur T1 comparativement au T2 et T3.

Le sol des parcelles inondées a émis une faible quantité de CO₂ durant toute la période d'incubation avec une tendance progressive. L'augmentation des émissions de CO₂ en début d'incubation dans les sols inondés a déjà été rapportée par CHOW *et al.*, (2006) et HAO *et al.*, (2011), qui l'attribuent à la persistance d'oxygène dans le milieu autorisant la respiration aérobie. La diminution plus tard des émissions de CO₂ malgré les fortes teneurs en carbone organique total du sol (Tableau I), témoignerait de l'épuisement de l'oxygène dans le milieu et de l'installation de conditions réductrices. La matière organique de nos échantillons de sol serait ainsi minéralisée via des processus anaérobies tels que la fermentation, l'acidogenèse, l'acétogenèse et la méthanogenèse. Le taux de minéralisation du carbone organique par ces processus est plus faible que celui des processus aérobies (KRISTENSEN *et al.*, 1995; TETE 2014). C'est donc ce qui justifierait en partie les faibles émissions de CO₂ constatées sous les traitements T2 et T3 comparativement à T1. Selon TETE (2014), ces processus entraîneraient une accumulation de composés organiques dont les acides organiques tels que le butyrate, le propionate le formate l'acétate etc., issus de la décomposition incomplète de la matière organique et dont la minéralisation par les microorganismes anaérobies produisent du H₂, du C-CO₂ ou du C-CH₄ (SCHINK, 1997 ; DASSONVILLE et RENAULT, 2002 ; KHALIL *et al.*, 2005). En d'autres termes, tant que le sol reste inondé, les conditions réductrices du milieu ne changent pas, les processus en jeu ne changent pas, ainsi que le taux de minéralisation de la matière organique et par ricochet le dégagement du CO₂ est faible.

Sur le sol des parcelles avec inondation suivie de drainage, il a été noté des émissions de CO₂ plus élevée que celle émise sur le sol à inondation permanente. Une période sèche suivie d'une brutale humectation du sol peut doubler le dégagement de CO₂ (PRITCHARD et BROWN, 1979). Ce flush de minéralisation

peut s'expliquer (i) soit par une modification du pédoclimat (température, humidité) et de l'aération du sol (JORGENSEN et al. 1998), (ii) soit par un éclatement des agrégats du sol (slaking) et donc par une déprotection vis-à-vis de la minéralisation du C localisé au sein de ces agrégats (ROBERTS et CHAN 1990). Pour ce régime, la quantité de CO₂ dégagé est inversement proportionnelle à la quantité de carbone organique disponible d'après le coefficient de Pearson calculé.

Des trois régimes d'inondation étudiés, il apparaît clairement que c'est le sol sans inondation qui dégage une quantité importante de CO₂. Nous pouvons alors considérer le régime d'inondation permanente des bas-fonds comme étant celui qui émet une faible quantité de CO₂. Toutefois, ces régimes engendrent d'autres phénomènes néfastes à la production agricole comme la toxicité ferreuse. Cette toxicité ferreuse est un désordre nutritionnel qui affecte sévèrement la production de riz (AUDEBERT *et al.*, 2006). Un équilibre efficient doit donc être trouvé entre le système agriculture - climat - sol. Nous recommandons donc les techniques et principes d'une agriculture climato intelligente. C'est une approche qui permet de définir les mesures nécessaires pour transformer et réorienter les systèmes agricoles dans le but de soutenir efficacement le développement de l'agriculture

et d'assurer la sécurité alimentaire face au changement climatique. L'agriculture intelligente face au climat (AIC) vise à traiter trois objectifs principaux : l'augmentation durable de la productivité et des revenus agricoles (sécurité alimentaire); l'adaptation et le renforcement de la résilience face aux impacts des changements climatiques (adaptation); et la réduction et/ou la suppression des émissions de gaz à effet de serre (l'atténuation), le cas échéant. (FAO, 2017). Cette approche est donc nécessaire pour rendre l'agriculture plus productive et plus durable pour les générations futures.

5. CONCLUSION

Nos résultats mettent en évidence la capacité du dégagement du CO₂ du sol de bas-fond rizicole suivant différents régimes d'inondation. Nous pouvons conclure que le sol à inondation permanente à un faible pouvoir de dégagement du CO₂ alors que le sol sans inondation dégage une quantité importante du CO₂. Par ailleurs les sols sans inondation respirent mieux et leur matière organique se minéralise plus rapidement que dans les sols à inondation permanente et à inondation suivie de drainage. Ces travaux nous orientent ainsi vers le choix d'une agriculture climato intelligente.

6. REMERCIEMENT

Les recherches qui ont conduit à la présentation de ce travail ont été financièrement et matériellement appuyées par le Projet de Productivité Agricole en Afrique de l'ouest (PPAAO)

7. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. AGO E. E., AGBOSSOU E. K., GALLE S., COHARD J.-M., HEINESCH B., AUBINET M., 2014. Longterm observations of carbon dioxide exchange over cultivated savanna under a Sudanian climate in Benin (West Africa). *Agric. For. Meteorol.*, 197, 13-25.
2. ALVAREZ G., CHAUSSOD R., CLUZEAU D., GODDEN B., METZGER L., NICOLARDOT B., PARAT J. ET SALDUCCI X. 2002 'Activités biologiques et fertilité des sols Intérêts et limites des méthodes analytiques disponibles', *ITAB*, 127p.
3. ANDRIESSE W., FRESCO, L., 1991. A characterization of rice-growing environments in West Africa. *Agric. Ecosyst. Environ.* 33, 377-395.

4. BALASUBRAMANIAN V., SIE M., HIJMANS R. J., OTSUKA K., 2007. Increasing rice productivity in Sub-Saharan Africa: challenges and opportunities. *Adv. Argon.* 94, 55-133.
5. BATIONO A., CHRISTIANSON C., BAETGHEM W. ET MOKWUNYE A., 1998 : A farm level evaluation of fertilizers use and planting density for pearl, mil and production in Niger. 28p.
6. BRINKMAN R., SOMBROEK, W.G., 1996. The effects of global change on soil conditions in relation to plant growth and food production. p 49–63. in Bazzaz F., W.G. Sombroek (eds.). *Global Climate Change and Agricultural Production*. FAO and Wiley, Chichester.
7. BRITO L. F. ET JOSE M. J., 2010. Spatial Variability of Soil CO₂ Emission in Different Topographic Positions. *Bragantia* 19-27.
8. CHEVALLIER T., 1999. Dynamique et déterminants du stockage du carbone dans un vertisol sous prairie (Martinique). Thèse de doctorat à l'Ecole nationale supérieure agronomique de Montpellier Ecole doctorale biologie intégrative. 142p.
9. CHEVALLIER T., CURNAC L., HAMDY S., ET GALLALI T., 2016. Temperature dependence of CO₂ emissions rates and isotopic signature from a calcareous soil. *Journal of Arid Environments* 135:132–39. Retrieved. (<http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.08.002>)
10. CHOW A.T., TANJI K. K., GAO S. D. ET DAHLGREN R. A., 2006. Temperature, water content and wet-dry cycle effects on DOC production and carbon mineralization in agricultural peat soils. *Soil Biology et Biochemistry*, 38, 477-488.
11. DASSONVILLE F., RENAULT P. ET VALLES V. 2004. A model describing the interactions between anaerobic microbiology and geochemistry in a soil amended with glucose and nitrate. *European Journal of Soil Science*, 55, 29-45.
12. DJEGUI N. 1992. Matière Organique et Azote Dans Les Sols Cultivés Sur Terres de Barre (Bénin). Thèse de doctorat à l'Institut national polytechnique de toulouse. 208p.
13. DOSSOU-YOVO E. R., BRÜGGEMANN N., JESSE N., AGO E. E., AGBOSSOU E. K., 2016. Reducing soil CO₂ emission and improving upland rice yield with no-tillage, straw mulch and nitrogen fertilization in northern Benin. *Soil & Tillage Research* 156 44-53
14. DUTTA J., BALASUBRAMANIAN D., ARUNACHALAM A., SINGH S., 2016. Methane (CH₄) Emission from High Altitude Wetland Rice-cum-fish Integrated Agriculture System in Eastern-Himalayan Foothills. *Climate Change and Environmental Sustainability*. Volume : 4, Issue : 1. P 68-75
15. FAO 2017. Des quatre coins du monde, leçons d'agriculture intelligente face au climat. www.fao.org/story/fr/item/47219/icode consulté le 30 janvier 2017.
16. FAO, 2017. L'agriculture intelligente face au climat. <http://www.fao.org/climate-smart-agriculture/fr/> consulté le 28 janvier 2017
17. HAO R., LI J., ET CHE Y. P. 2011. Differences in Organic C Mineralization Between Aerobic and Submerged Conditions in Paddy Soils of Southern Jiangsu Province, China. *Agricultural Sciences in China*, 10, 1410-1418.
18. IPCC. (Intergovernmental panel on climate change). 2013. Summary for policymakers: climate change 2013: the physical science basis. In Stocker TF et al. (eds) *Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge.
19. TETE K. E., 2014. "Dynamique Intra-Annuelle de La Minéralisation Du Carbone

Organique Dans Les Sols Minéraux Hydromorphes et À L'Échelle Du Versant Agricole.” Université Européenne de Bretagne, 189p.

20. KHALIL K., RENAULT P. ET MARY B. 2005. Effects of transient anaerobic conditions in the presence of acetylene on subsequent aerobic respiration and N₂O emission by soil aggregates. *Soil Biology et Biochemistry*, 37, 1333-1342.

21. KRISTENSEN E., AHMED S.I. ET DEVOL A. H. 1995. Aerobic and anaerobic decomposition of organic matter in marine sediment: Which is fastest? *Limnology and Oceanography*, 40, 1430-1437.

22. LARAMEE V. 2010. Produire plus de riz tout en réduisant les émissions de méthane. *Journal de l'environnement*. 1p.

23. LOCATELLI R., 2015. Estimation des sources et puits de méthane : bilan planétaire et impacts de la modélisation du transport atmosphérique. Thèse de doctorat Spécialité : Météorologie, océanographie et physique de l'environnement à Université de Versailles Saint-Quentin-en-Yvelines. 228p

24. SIE M., MOUKOUMBI Y., DOGBE S., TOULOU B., MANFUL J., AFFOKPE P., 2013. Soixante nouvelles variétés de riz de type NERICA pour la riziculture de bas-fond/irriguée.

25. NERICA-L1 à -L60. *Fiche technique (AfricaRice)*. 134p.

26. MATHIEU C. ET PIELTAIN F. 2003 : Analyse chimique des sols. Méthodes choisies. Editions Technique et documentation. Londres-Paris-New York. 387p.

27 MOYANO F.E., VASILYEVA N., BOUCKAERT L., COOK F., CRAINE J., YUSTE J. C., DON A., EPRON D., FORMANEK P., FRANZLUEBBERS A., ILSTEDT U., KATTERER T., ORCHARD V.,

EICHSTEIN M., REY A., RUAMPS L., SUBKE J.A., THOMSEN I.K. ET CHENU, C., 2012. The moisture response of soil heterotrophic respiration: interaction with soil properties. *Biogeosciences*, 9, 1173-1182.

28. PONNAMPERUMA FN. 1972. The chemistry of submerged soils. *Advances in Agronomy* 24, 29-96.

29. PRITCHARD D. T. AND BROWN N. J., 1979 Respiration in cropped and fallow soil. *Journal of Agricultural Science* 92, 45-51.

30. ROBERTS W. P. AND CHAN K. Y., 1990 Tillage-induced increases in carbon dioxide loss from soil. *Soil and Tillage Research* 17, 143-151.

31. ROGER P. A., JOULIAN C., 1998. Environmental impacts of rice cultivation in rice quality : a pluridisciplinary approach. *Cahier options méditerranéennes*, vol. 24 n°3. 11-18.

32. SAHRAWAT KANWAR L., 2004. Organic matter accumulation in submerged soils. *Advances in Agronomy*, 81(3):169-201.

33. SAHRAWAT KANWAR LAL., 2010. Nitrogen Mineralization in Lowland Rice Soils : The Role of Organic Matter Quantity and Quality. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 56(3): 37-41. Retrieved (<http://www.tandfonline.com/loi/gags20%0A>).

34. SCHINK B., 1997. Energetics of syntrophic cooperation in methanogenic degradation. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 61, 262-270.

35. SEGDA Z., 2006. Gestion de la fertilité du sol pour une production améliorée et durable du riz (*oryza sativa* L.) au Burkina faso. Cas de La Plaine Irriguée de Bagré.” Thèse de doctorat de l'Université de ouagadougou. Pages 1-133.

36. VARALLYAY G. 2010. The impact of climate change on soils and on their water management. *Agronomy Research*, 8, 385-396.
37. YEMADJE P. L., H. GUIBERT, CHEVALLIER T. , P. DELEPORTE M. B., 2016. 'Effect of biomass management regimes and wetting-drying cycles on soil carbon mineralization in a Sudano-Sahelian region', *Journal of Arid Environments*, 127, pp. 1-6. doi: 10.1016/j.jaridenv.2015.10.017.
38. ZHOU SHENG ET XIANGFU SONG. 2014. "La Perspective D ' Une Production de Riz À Faible Émission de Carbone Est-Elle Réaliste ? Enseignements Tirés de La Chine." Cta 8p.