



**RESPIRAÇÃO DO SOLO EM ÁREAS DE CAATINGA E DE PASTAGEM NO
SEMIÁRIDO DE PERNAMBUCO**

JÉSSICA EMANUELLA DA SILVA OLIVEIRA

**GARANHUNS
FEVEREIRO/2018**



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
UNIDADE ACADÊMICA DE GARANHUNS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PRODUÇÃO AGRÍCOLA

**RESPIRAÇÃO DO SOLO EM ÁREAS DE CAATINGA E DE PASTAGEM NO
SEMIÁRIDO DE PERNAMBUCO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em PRODUÇÃO AGRÍCOLA da Unidade Acadêmica de Garanhuns da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em PRODUÇÃO AGRÍCOLA, Área de Concentração em Uso de Água e Solo na Produção Agrícola.

JÉSSICA EMANUELLA DA SILVA OLIVEIRA

Orientador: José Romualdo de Sousa Lima.

Co-orientadores: Eduardo Soares de Souza e Gustavo Pereira Duda.

GARANHUNS
FEVEREIRO/2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Biblioteca Ariano Suassuna, Garanhuns - PE, Brasil

O48r Oliveira, Jéssica Emanuella da Silva

Respiração do solo em áreas de Caatinga e de pastagem
no semiárido de Pernambuco / Jéssica Emanuella da Silva
Oliveira. - 2018.

59 f.

Orientador: José Romualdo de Sousa Lima.
Dissertação (Mestrado em Produção Agrícola)
Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa
de Pós-Graduação em Produção Agrícola, Garanhuns,
BR - PE, 2018.

Inclui referências

1. Solo - Análise 2. Caatinga 3. Solos - Composição
I. Lima, José Romualdo de Sousa, orient. II. Título

CDD 631.4

**RESPIRAÇÃO DO SOLO EM ÁREAS DE CAATINGA E DE PASTAGEM NO
SEMIÁRIDO DE PERNAMBUCO**

JÉSSICA EMANUELLA DA SILVA OLIVEIRA

Data da defesa: 27/02/2018

COMISSÃO EXAMINADORA

MEMBROS TITULARES

Dr. José Romualdo de Sousa Lima - (Orientador)

Universidade Federal Rural de Pernambuco

Dra. Érika Valente de Medeiros – Examinador Interno

Unidade Acadêmica de Garanhuns/UFRPE

Dr. Rodolfo Marcondes Silva Souza – Examinador Externo

INCT-Observatório Nacional da Dinâmica da Água e de Carbono no Bioma Caatinga

“Nunca se esqueça de quem é, porque é certo que o mundo não lembrará. Faça disso sua força. Assim, não poderá ser nunca a sua fraqueza. Arme-se com esta lembrança, e ela nunca poderá ser usada para magoá-lo.”

Tyrion Lannister - George R. R. Martin

*A Leandro Pontes de Oliveira, que cultivou
primeiro em mim o amor pela terra, pela
agricultura e pela vida no campo;*

*A Luiz José de Oliveira, que sempre me
contou as melhores histórias, e assim fez
nascer em mim o amor pelas palavras.*

Dedico.

Agradecimentos

Agradeço primeiramente a Deus, centro da minha vida, onde sem Ele, nada sou.

Aos meus pais, Leandro Pontes de Oliveira e Sandra Lúcia da Silva Oliveira, que sempre me apoiaram, incentivaram, e estiveram sempre comigo. E ao meu irmão Lucas Emmanuel da Silva Oliveira, pelo companherismo em todas as horas e ao apoio constante.

Ao Professor Dr José Romualdo de Sousa Lima, meu orientador por todos os ensinamentos, dedicação, incentivo e paciência.

Agradecimento especial aos Professores Dr. Gustavo Pereira Duda, Dr. Eduardo Soares de Souza e Dra. Érika Valente de Medeiros pelo apoio científico para realização desta pesquisa.

À Universidade Federal Rural de Pernambuco – Unidade Acadêmica de Garanhuns pela oportunidade de formação profissional.

A Pós-Graduação em Produção Agrícola (PGPA) da Unidade Acadêmica de Garanhuns pelo apoio estrutural e educacional.

Ao laboratório de Física do Solo e todos que fazem parte da equipe, por ajudarem e compartilharem comigo a realização das atividades necessárias para conclusão deste trabalho.

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia de Pernambuco – FACEPE, pelo financiamento deste trabalho, por meio da bolsa de Pós-Graduação.

Ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia Observatório Nacional da Dinâmica da Água e de Carbono no Bioma Caatinga (INCT-ONDACBC) pelo suporte financeiro e de equipamentos.

Por fim agradeço a todos aqueles que de maneira direta ou indiretamente estiveram e estão próximos de mim, contribuindo para a minha formação e a conclusão deste trabalho.

RESUMO GERAL

O bioma Caatinga é o ecossistema predominante na região Nordeste, estendendo-se por todo semiárido. Nessa região, a Caatinga, geralmente, é retirada para a implantação de pastagens, o que provoca a perda de carbono orgânico no solo. Essa perda do carbono pode ocorrer pelo processo de respiração do solo, emitindo CO₂ para a atmosfera. O biochar é um produto rico em carbono com potencial para melhorar as propriedades físicas do solo, o que pode ter efeito no processo de respiração do solo. No entanto, poucos estudos avaliaram o efeito das mudanças no uso da terra e da adição de biochar na respiração do solo. Desse modo, o presente trabalho teve os seguintes objetivos: a) avaliar e comparar a respiração do solo em áreas de Caatinga e de pastagem; b) determinar as variáveis que influenciam esse processo e c) avaliar o efeito da adição do biochar na respiração do solo, em áreas de Caatinga e de pastagem. O trabalho foi realizado em dois experimentos: um de campo e outro de laboratório. As atividades de campo foram realizadas em duas áreas, uma na Fazenda Buenos Aires, em área de Caatinga preservada, (CP), e a outra localizada na Fazenda Lagoinha, cultivada com pastagem degradada (PD), sendo que ambas as propriedades estão localizadas no Município de Serra Talhada – PE, microrregião do Vale do Pajeú. Para o monitoramento da respiração do solo (Rs) nas áreas de Caatinga e de pastagem foi utilizado um analisador de gás por infravermelho (IRGA, modelo Licor LI-6400-09). Essas medidas foram divididas em três períodos, de acordo com a distribuição da precipitação pluvial ocorrida, denominados de período seco (S), período de transição (T) e período chuvoso (U). A respiração do solo (Rs) foi superior na Caatinga nos períodos secos e de transição, sendo que no período úmido (U), a Rs foi estatisticamente semelhante na Caatinga preservada (CP) e no pasto degradado (PD). No período mais úmido, ocorreram os maiores valores de Rs, sendo de 4,15 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ na Caatinga (UCP) e de 3,10 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ na pastagem (UPD). Na relação entre a Rs e a temperatura do solo, observa-se que na Caatinga ocorreu uma relação linear negativa, enquanto que a relação entre Rs e umidade do solo na Caatinga foi linear positiva e significativa, indicando que com o aumento de umidade do solo, ocorria um aumento na Rs. O solo utilizado no experimento 2 foi coletado da camada superficial (0-20 cm), na fazenda Riacho do Papagaio, no município de São João – PE. O experimento foi conduzido em casa de vegetação, sendo disposto em delineamento fatorial duplo inteiramente casualizado, com 4 tratamentos (2x2), sendo 2 tipos de solo, e 2 doses de

biochar aplicadas (0 e 20 t ha⁻¹). A respiração do solo (Rs) em áreas de Caatinga sem biochar (C) variou de -1,09 a 12,86 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, enquanto com biochar variou de -0,09 a 9,05 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$; já para a área de pastagem sem biochar a Rs variou de 0,03 a 1,43 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ e com biochar variou de -0,09 a 5,54 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Observou-se que os tratamentos onde foram adicionados biochar tiveram maiores valores de umidade do solo e de carbono orgânico, no entanto não apresentaram nenhum efeito da Rs. Assim, a prática de adicionar biochar nos solos arenosos da região semiárida tem potencial para mitigar as mudanças de uso da terra e climáticas.

Palavras-chave: Efluxo de CO₂; biochar; umidade do solo; temperatura do solo; carbono orgânico.

ABSTRACT

Land use changes bring about alterations in the way in which the biophysical attributes of the soil are manipulated and by the actions underlying those manipulations. The Caatinga biome is the predominant ecosystem in the Northeast region, extending throughout the semiarid region. In this region, Caatinga is replaced by grasslands, which causes the loss of organic carbon in the soil. This loss of carbon can occur through the process of the soil respiration by the emission of CO₂ into the atmosphere. Biochar is a carbon rich product with potential to improve soil physical properties, which can have effect in the soil respiration. Thus, the present work had the following objectives: a) to evaluate and compare soil respiration in Caatinga and pasture areas; b) to determine the variables (soil moisture and temperature) that influence this process and c) to evaluate the effect of biochar addition on soil respiration in Caatinga and pasture areas. The work was realized in two experiments: one in field and another in laboratory. The activities of field were carried out in two areas, one at the Buenos Aires Farm, Preserved Caatinga (CP), and the other located at Farm Lagoinha, cultivated with degraded pasture (PD). Both properties are located in the Municipality of Serra Talhada - PE, a micro-region of the Pajeú Valley. In order to monitor soil respiration (Rs) in the Caatinga and pasture areas, an infrared gas analyzer (IRGA, model LI-6400-09) was used, the measurements were divided into three periods according to the precipitation distribution (S), transition period (T) and rainy season (U). Soil respiration (Rs) was higher in the Caatinga during dry and transitional periods, and in the humid (U) period, Rs was statistically similar in the preserved Caatinga (CP) and degraded pasture (PD). In the wettest period, the highest values of Rs occurred, being 4.15 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ in the Caatinga (UCP) and 3.10 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ in the pasture (UPD). In the relation between Rs and soil temperature, it was observed that in the Caatinga a negative linear relationship was observed, in the relation between Rs and soil moisture in the Caatinga, it was linear positive and significant, indicating that with the increase of soil moisture, an increase in Rs. The soil used in experiment 2 was collected from the superficial layer (0-20 cm) at the Riacho do Papagaio farm, in the municipality of São João - PE. The experiment was conducted in a greenhouse, being arranged in a double factorial design with a total of 4 treatments (2x2), being 2 types of soil and 2 doses of biochar applied (0 and 20 t ha⁻¹). Soil respiration (Rs) in Caatinga areas without biochar (C) ranged from -1.09 to 12.86 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, while biochar ranged

from -0.09 to 9.05 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, for the grazing area without biochar at Rs ranged from 0.03 to 1.43 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ and with biochar ranged from -0.09 to 5.54 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. It was observed that the treatments where biochar were added had higher values of soil moisture and organic carbon, however the biochar had no effect on Rs. Thus, the practice of adding biochar to the sandy soils of the semi-arid region has the potential to mitigate land-use and climate changes.

Key-words: CO₂ efflux; biochar; soil water content; soil temperature; organic carbon.

Lista de Figuras

Capítulo	1
Pág.	
Figura 1 Localização das áreas de Pastagem e Caatinga em Serra Talhada - PE.....	27
Figura 2 Respiração do solo (Rs) nas áreas de Caatinga (CP) e Pastagem (PD) nos períodos seco (S), de transição (T) e úmido (U) , em Serra Talhada - PE	29
Figura 3 Temperatura do solo nas áreas de Caatinga (CP) e Pastagem (PD) nos períodos seco (S), de transição (T) e úmido (U) , em Serra Talhada - PE	30
Figura 4 Respiração do solo e Temperatura do solo nas áreas de Caatinga (esquerda) e Pastagem (direita) no período avaliado, em Serra Talhada - PE.....	31
Figura 5 Umidade do solo nas áreas de Caatinga (CP) e Pastagem (PD) nos períodos seco (S), de transição (T) e úmido (U), em Serra Talhada - PE	33
Figura 6 Respiração do solo e Umidade do solo nas áreas de Caatinga preservada (esquerda) e Pasto degradado (direita) no período avaliado, em Serra Talhada - PE	34
Capítulo 2	
Figura 7 IRGA(analisador de gás por infravermelho), modelo LAI 8100-A, utilizado para determinar a respiração do solo	41
Figura 8 Respiração do solo (Rs) em área de Caatinga sem biochar (C)e com biochar (CB) e em área de pastagem sem biochar (P) e com biochar (PB).	43
Figura 9 Evolução diária da respiração do solo (Rs) em área de Caatinga sem (C) e com biochar (CB) e em área de pastagem sem (P) e com biochar (PB).	44
Figura 10 variação diária da umidade do solo (U) em área de Caatinga sem (C) e com biochar (CB) e em área de pastagem sem (P) e com biochar (PB).	46
Figura 11 Respiração basal do solo, C-CO ₂ acumulado, da Caatinga e do Pasto com e sem biochar.....	47
Figura 12 Carbono Orgânico total inicial, final e quantidade de carbono perdido, em área de Caatinga (C) e de pastagem, com (B) e sem biochar.....	48

Lista de Tabelas

Capítulo 2	Pág.
Tabela 1 Característica química do biochar de casca de café.....	39
Tabela 2 Atributos químicos do Neossolo Regolítico usado no experimento, antes da aplicação dos tratamentos.....	39
Tabela 3 Atributos físicos do Neossolo Regolítico usado no experimento.....	40

SUMÁRIO

Agradecimentos	7
RESUMO GERAL	8
ABSTRACT	10
Lista de Figuras	12
Lista de Tabelas	13
1. INTRODUÇÃO	16
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	18
2.1. Mudança no uso da terra.....	18
2.2. Respiração do solo	18
2.3. Matéria orgânica do solo	19
2.4. Caatinga	20
2.5. Pastagem	21
2.6. Biochar.....	22
3. MUDANÇAS NO USO DA TERRA E EFEITO NA RESPIRAÇÃO DO SOLO EM REGIÃO SEMIÁRIDA DE PERNAMBUCO.....	23
Resumo	23
Introdução	24
Material e métodos.....	26
Caracterização da Área experimental.....	26
Respiração do solo.....	27
Resultados e Discussão	28
Conclusões	35
4. EFEITO DO BIOCHAR E DE CICLOS DE UMEDECIMENTO E SECAGEM NA RESPIRAÇÃO DO SOLO	36
Resumo	36
Introdução	37
Material e métodos.....	38
Coleta e caracterização do solo	38

Composição química do biochar	39
Caracterização química e física do solo	39
Procedimento experimental.....	40
Respiração do solo (IRGA)	40
Respiração basal do solo e Carbono orgânico total.....	41
Resultados e Discussão	41
Conclusões	49
5. CONSIDERAÇÕES GERAIS	50
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	51

1. INTRODUÇÃO

Devido as mudanças climáticas, tais como modificações nos regimes de chuvas e elevações na temperatura terrestre, decorrentes principalmente da emissão de gases do efeito estufa, estudos sugerindo estratégias para redução desses gases na atmosfera e mitigação do aquecimento global estão cada vez mais em foco (CERRI et al., 2009; LAL et al., 2011; DE FIGUEIREDO, 2012). Dentre esses gases, o CO₂ é o que mais contribuiu para o efeito estufa adicional nos últimos 200 anos, devido à grande quantidade emitida na atmosfera (IPCC, 2007).

Esse aumento nas emissões de gases do efeito estufa, como o dióxido de carbono, óxido nitroso, metano, clorofluorcarbonos, são apontados como responsáveis pela ocorrência de fenômenos naturais extremos, como as intensas ondas de calor, tempestades, secas e furacões, cada vez mais severos, assim como a extinção de inúmeras espécies (MOITINHO, 2013).

As estratégias mais empregadas para a redução das emissões incluem maior eficiência energética, utilização de fontes renováveis, essencialmente gerada por hidroelétricas e biocombustíveis, além de tecnologias de sequestro e armazenamento de carbono pelos diferentes ecossistemas terrestres. Dentre as fontes de energia usadas no Brasil, a cana-de-açúcar (*Saccharum spp*) passou a ser a segunda matriz energética, ficando atrás apenas do petróleo. O País é considerado o maior produtor mundial da cultura, respondendo por 45% do açúcar e 54% do etanol comercializado no mundo (CONAB, 2012).

O solo, por ser um reservatório natural de carbono, constitui-se um importante compartimento deste elemento, sendo capaz de estocar uma quantidade quase que 3 vezes a mais em relação ao que armazena a vegetação e 2 vezes mais do que a atmosfera (BRUCE et al., 1999).

A produção de CO₂ no solo está diretamente relacionada à atividade biológica, como a respiração de raízes e a decomposição da matéria orgânica do solo pela atividade microbiana, influenciada pela temperatura e pela umidade do solo (EPRON et al., 2006; LAL, 2009).

Sendo assim, a emissão de CO₂ de solos agrícolas é resultante da interações entre propriedades biológicas, químicas e físicas do solo, como o teor de matéria orgânica, populações de microrganismos e densidade do sistema radicular, densidade do solo, pH do solo, teor de fósforo disponível, textura, capacidade de troca catiônica, teor de

magnésio, preenchimento de água nos poros, temperatura do solo e umidade do solo (MOITINHO, 2013).

No Brasil, estima-se que a agricultura seja responsável por emitir 75, 91 e 94% das emissões totais de CO₂, CH₄ e N₂O, respectivamente (CERRI e CERRI, 2007). Por outro lado, este setor pode fazer parte da estratégia de mitigação do efeito estufa com potencial de compensar cerca de 20 a 30% das emissões dos gases do efeito estufa (BAYER, 2007; RICE e REED, 2007).

De acordo com Linn e Doran (1984) a respiração microbiana do solo é limitada pela restrição de difusão de O₂ (oxigênio necessário para a respiração aeróbica) através dos poros quando o solo encontra-se muito úmido e, por outro lado, limitando também na condição seca, devido à restrição da solubilidade de substratos de carbono orgânico, que constitui a fonte de energia para os microorganismos heterotróficos.

Para que haja uma respiração máxima do solo, é necessária que o conteúdo de água esteja próximo a capacidade campo, onde os macroporos do solo devem estar preenchidos de ar para facilitar a difusão do O₂ e os microporos do solo devem estar preenchido de água, facilitando assim a solubilidade dos substratos (DAVIDSON et al. 2000).

Neste contexto, estudos que determinem os fluxos de CO₂, em áreas de mudança de uso do solo são essenciais para auxiliar na tomada de decisões em relação aos recursos hídricos dessas áreas. E também auxiliar na tomada de decisões futuras de mitigação de mudanças climáticas.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Mudança no uso da terra

A crescente preocupação mundial com as mudanças globais e seus efeitos sobre o ambiente futuro exigem uma melhor compreensão e quantificação dos processos de emissão de gases do efeito estufa (OHASHI et al., 1999). Ao ocorrer a degradação das vegetações nativas para implantação de culturas, há uma retirada de sistemas biológicos complexos e sua substituição acarreta mudanças nos estoques de várias frações orgânicas do solo (DIAS et al., 2007).

Referentes aos possíveis impactos climáticos da conversão de floresta – pastagem, Salati e Nobre (1991), apontaram que, a conversão em larga escala, provavelmente provocará mudanças no microclima local da região. Este tipo de uso do solo aumenta a exposição e temperatura do solo, a flutuação diurna de temperatura e o déficit de umidade específica, e reduz a evapotranspiração, devido a menor disponibilidade de energia radiativa ao nível da copa, já que a gramínea apresenta maior albedo que a floresta. Modelos matemáticos evidenciam que o equilíbrio climático para uma vegetação de pastagem na Amazônia poderia ter uma precipitação regional significativamente reduzida (SALATI e NOBRE, 1991).

2.2. Respiração do solo

Em nível mundial, a respiração do solo libera para a atmosfera cerca de 98 bilhões de toneladas de carbono por ano (BOND-LAMBERTY e THOMSON, 2010), correspondendo assim ao segundo maior fluxo de carbono entre o ecossistema e a atmosfera, representando mais de 10 vezes a taxa atual de emissões de CO₂ por combustíveis fósseis (REICHSTEIN et al., 2003). Portanto, mesmo pequenas mudanças na respiração do solo associadas a alterações climáticas têm o potencial de influenciar as concentrações atmosféricas de CO₂ (JENKINSON et al., 1991). Sendo essencial compreender os fatores que afetam o ciclo do carbono no solo, para estimar os balanços globais de carbono.

No contexto do aumento da concentração de CO₂ na atmosfera e a mudança potencial relacionado ao clima, o conhecimento de emissão de CO₂ do solo é de grande importância para estimar o futuro da concentração de CO₂ atmosférico e alterações globais (LIANG et al., 2004). Diante disso, medidas das emissões de CO₂ do solo para a

atmosfera têm sido uma das formas de se diagnosticar alterações, uma vez que variam em função de fatores como atividade microbiana e radicular, disponibilidade de carbono orgânico e de umidade.

De acordo com Querino et al. (2006), a interação entre o bioma e a atmosfera mediante as trocas de calor, provêm da radiação solar, sendo também responsável pela maior parcela dos processos biológicos e fisiológicos das plantas e está diretamente ligada a quantidade da energia disponível para os processos solo-planta-atmosfera. Segundo Blain et al. (2011) diante do ponto de vista agrometeorológico uma das maiores preocupações sobre os impactos ambientais decorrentes do aquecimento global é a diminuição da disponibilidade de água para as culturas, ocasionada pelas variações da precipitação pluvial e da temperatura do ar.

2.3. Matéria orgânica do solo

A matéria orgânica do solo possui um papel fundamental para a planta, atuando como reservatório de nutrientes, auxiliando na agregação, na retenção e infiltração de água no solo, afetando as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Quando há perda da matéria orgânica do solo, algumas dessas propriedades são parcialmente perdidas (RESCK, 1997). Segundo Bayer e Bertol (1999), a matéria orgânica é uma das frações do solo mais sensíveis às transformações desencadeadas pela ação antrópica, principalmente pelos sistemas de manejo. Segundo Roscoe e Machado (2002), entende-se por matéria orgânica do solo, todo o carbono orgânico presente no solo na forma de resíduos frescos ou em diversos estágios de decomposição, compostos humificados e materiais carbonizados, associados ou não à fração mineral; assim como a porção viva, formada por raízes e pela micro, meso e macrofauna.

A biomassa microbiana é a parcela viva da matéria orgânica, responsável por diversos processos bioquímicos e biológicos e pode funcionar como reserva de nutrientes e também como catalisador da decomposição da matéria orgânica. Quando a atividade microbiana é alta, é porque ocorre maior decomposição e conseqüentemente, liberação de nutrientes para as plantas, porém, também pode significar perdas de carbono do solo, em longo prazo (SOUZA et al., 2010; PADILHA et al., 2014).

Os micro-organismos do solo estão envolvidos em diferentes processos, entre eles, a decomposição de matéria orgânica, fixação biológica de nitrogênio, ação antagônica a patógenos e produção de substâncias de crescimento e ciclagem de nutrientes (MELO et

al., 2014). A entrada de matéria orgânica no solo promove um ambiente favorável para a atividade microbiana (BALOTA e CHAVES, 2011). De acordo com Mechri et al. (2014) as mudanças na biomassa microbiana do solo podem ser atribuídas ao fato de que alguns ácidos fenólicos podem ligar-se a uma fonte de carbono adicional, que estimula o crescimento da microbiota do solo.

A atividade biológica do solo é sensivelmente afetada por mudanças nas características do mesmo e desempenha um papel fundamental na manutenção de um ecossistema por meio da decomposição de resíduos orgânicos e a ciclagem de nutrientes (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006).

2.4. Caatinga

As regiões áridas e semiáridas são particularmente as mais expostas aos impactos das mudanças climáticas. Sendo o Nordeste a região mais propensa a sofrer com essas mudanças, onde os processos hidrológicos poderão ser afetados, provocando diferentes tipos de prejuízos para as comunidades que vivem nessas regiões, como a tendência de mudanças na vegetação, tendo como exemplo as pastagens e a caatinga (SALAZAR et al., 2007; CIRILO, 2008).

A Caatinga é um bioma exclusivo do Brasil, que detêm características particulares quanto à fisionomia e estrutura, ocupando cerca de 11% do território brasileiro. É composta por plantas decíduas e xerófilas. Uma característica marcante das plantas da Caatinga é a forte alteração na estrutura do dossel onde as plantas perdem as suas folhas e entram em fase de dormência vegetativa, no período seco, enquanto que, no período chuvoso, o bioma revigora-se rapidamente após as primeiras chuvas. As alterações sofridas, na cobertura vegetal do bioma entre os períodos secos e chuvosos altera o balanço de radiação que é o principal fator de interação da superfície com a atmosfera. (SANTOS et al., 2011, CORREIA et al., 2006, CORREIA, 2001).

A vegetação da caatinga é a menos estudada entre as regiões naturais brasileiras e também a menos protegida, com menos de 2% de seu território composto por unidades de conservação, além de ainda estar passando por processos de modificação causada pela ação do homem (LEAL et al., 2005). Os processos de degradação da caatinga estão associados com a sua retirada (queima) para a produção de lenha e o uso da terra para implantação de culturas anuais (milho e feijão) e pastagens. A substituição da caatinga por pastagens certamente irá afetar a respiração do solo e os fluxos de CO₂. No entanto,

ainda não se tem conhecimento aprofundado como essa mudança no uso da terra irá afetar esses fluxos nessa região semiárida. Para isso, são necessários estudos que determinem simultaneamente esses fluxos tanto na caatinga, como em áreas de pastagens.

2.5. Pastagem

A pecuária bovina no Brasil é hoje sem dúvidas uma das atividades de maior destaque econômico e responsável pela ocupação da maior extensão de terras no país (SCHLESINGER, 2010). O censo agropecuário realizado pelo IBGE, citado por Schlesinger (2010) e Oliveira et al. (2011), relata que as áreas de pastagens são superiores à 172 milhões de hectares, enquanto menos de 59,8 milhões de hectares são destinadas à lavoura.

Uma característica marcante da pecuária brasileira é que maior parte do rebanho é criada a pasto (FERRAZ e FELÍCIO, 2010) com sistema extensivo de produção em virtude da extensão territorial do país, que garante o cultivo de grandes áreas de gramíneas. De acordo com Pereira (2003), diz que o objetivo do emprego de pastagens é suprir as exigências nutricionais dos animais ao longo do ano, com a manutenção de uma oferta permanente de alimento, cuja finalidade é obter uma resposta produtiva satisfatória por parte dos animais. Pereira (2003) ainda reforça sobre utilização do pasto na alimentação do rebanho como a forma mais econômica da criação do gado de leite, justificando isto pela redução do uso de rações concentrada, e também, porque reduz a necessidade de investimentos em máquinas e instalações de confinamento.

Numa escala global, estima-se que as pastagens e os prados contribuam com cerca de 23% para o armazenamento anual de dióxido de carbono na biosfera (GOUDRIAAN, 1995). Este valor, substancialmente elevado, resultado da grande quantidade de matéria orgânica que os prados e pastagens conseguem manter nos solos, devido à combinação de uma grande proporção de biomassa abaixo da superfície com uma taxa de decaimento da matéria orgânica do solo relativamente baixa. Contudo, os prados e as pastagens têm sido ecossistemas menos estudados, e como são frequentemente submetidos uma larga variedade de práticas de gestão, as estimativas do seu potencial de captura global podem ter elevadas incertezas. Devido a isso, os pesquisadores acreditam que parte do potencial de captura ou emissão de dióxido de carbono dos ecossistemas terrestres, de origem desconhecida, pode estar associado a estes ecossistemas. Portanto, o seu estudo tem especial relevância (AIRES, 2007).

2.6. Biochar

O Biochar tem sido geralmente conhecido como uma mistura negra de materiais orgânicos obtidos por pirólise de biomassa residual e foi promovida como manejo do solo para melhorar o sequestro de carbono no solo, assim, melhorar a fertilidade do solo e aumentar o rendimento das culturas (ZHOU et al., 2017a). Não é um material precisamente definido, uma vez que as condições do processo e as matérias-primas podem influenciar nas características do produto final do biochar, onde as propriedades da pirólise lenta tendem a ser semelhantes, as características da pirólise rápida são um grupo mais heterose geneticamente químico (AMONETTE et al., 2008).

O biochar é considerado uma fonte de matéria orgânica rica em carbono com longo tempo de permanência no solo. A sua produção a partir da biomassa de resíduos e o uso na agricultura tem sido defendida como um meio efetivo para sequestrar carbono e reduzir as emissões de gases de efeito estufa dos solos. No entanto, isso tem sido frequentemente questionado, já que vários estudos relataram um efeito de iniciação positiva a curto prazo da adição de biochar na matéria orgânica do solo nativo, negando assim o sequestro de carbono (LIU et al., 2016).

Segundo Zhou et al. (2017b), o papel do Biochar foi bem reconhecido na mitigação de gases de efeito estufa, bem como na melhoria da fertilidade do solo e da produtividade da planta, também foi bem conhecido para melhorar a agregação de solo e porosidade do solo, desempenhando um papel na melhoria da condição biofísica para o crescimento microbiano e seu desempenho. Tudo isso pode afetar a qualidade do solo e as funções do ecossistema, manipulando a decomposição da matéria orgânica do solo e o ciclo do carbono terrestre. No entanto, os efeitos do biochar na comunidade microbiana do solo e o funcionamento foram mal avaliados, com referência especial ao sequestro de carbono, a alteração de biochar com adição de substratos de carbono exóticos, poderia potencialmente aumentar a respiração do solo.

3. MUDANÇAS NO USO DA TERRA E EFEITO NA RESPIRAÇÃO DO SOLO EM REGIÃO SEMIÁRIDA DE PERNAMBUCO

Resumo

O uso da terra é um fator crucial que afeta a restauração ecológica e a qualidade do solo em áreas ecologicamente degradadas. As mudanças no uso da terra provocam modificações pela forma em que os atributos biofísicos da terra são manipulados e pelas ações subjacentes a essas manipulações. As mudanças no uso da terra geram consequências para a biodiversidade, ciclos geoquímicos e qualidade da água. A respiração do solo é um aspecto importante da qualidade do solo e é frequentemente usada como indicador da fertilidade do solo. Desse modo, o presente trabalho teve como objetivo comparar a respiração do solo em áreas de Caatinga e de pastagem, além de determinar quais as variáveis (umidade e temperatura do solo) que mais influenciam no processo de respiração do solo. As atividades de campo foram realizadas em duas áreas, uma localizada na Fazenda Buenos Aires, com mata nativa (Caatinga preservada, CP), e a outra localizada na Fazenda Lagoinha, cultivada com pastagem degradada (PD), Ambas as propriedades estão localizadas no Município de Serra Talhada – PE, microrregião do Vale do Pajeú, bacia hidrográfica do Rio Pajeú. Para o monitoramento da Respiração do solo (R_s) nas áreas de Caatinga e de pastagem foi utilizado um analisador de gás infravermelho (IRGA, modelo Licor LI-6400-09), as medidas foram divididas em três períodos de acordo com a distribuição da precipitação pluvial ocorrida, sendo estas fases denominadas de período seco (S), período de transição (T) e período chuvoso (U). A respiração do solo (R_s) foi superior na Caatinga nos períodos secos e de transição, sendo que no período úmido (U), a R_s foi estatisticamente semelhante na Caatinga preservada (CP) e no pasto degradado (PD). No período mais úmido, ocorreram os maiores valores de R_s , sendo de $4,15 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ na Caatinga (UCP) e de $3,10 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ na pastagem (UPD). Na relação entre a R_s e a temperatura do solo, observa-se que na Caatinga ocorreu uma relação linear negativa ($R^2 = 0,8664$), na relação entre R_s e umidade do solo na Caatinga foi linear positiva e significativa ($R^2 = 0,6663$), indicando que com o aumento de umidade do solo, ocorria um aumento na R_s . A mudança no uso da terra, com a retirada da Caatinga e implantação de pastagem, ocasionou uma redução na respiração do solo nas estações seca e de transição.

Palavras-chave: Efluxo de CO_2 ; umidade do solo; temperature do solo.

Introdução

O uso da terra é um fator crucial que afeta a restauração ecológica e a qualidade do solo em áreas ecologicamente degradadas (HU et al., 2010; BOUCHOMS et al., 2016). As diferenças nas atividades humanas e na vegetação têm uma forte influência nas mudanças das propriedades biológicas e na estrutura dos solos. Os tipos de biomassa e de resíduos afetam a matéria orgânica do solo, nutrientes e a biomassa microbiana do solo (TOSI et al., 2016).

As mudanças no uso da terra provocam modificações pela forma em que os atributos biofísicos da terra são manipulados e pelas ações subjacentes a essas manipulações (QINGQING et al., 2012). Até 2100, o impacto das mudanças no uso da terra na biodiversidade provavelmente será mais significativo do que o impacto da mudança climática global, deposição de nitrogênio, introdução de espécies e mudanças das concentrações atmosféricas de dióxido de carbono (SALA et al., 2000).

A análise das mudanças no uso da terra tornou-se uma ferramenta fundamental na avaliação das consequências ambientais das atividades antrópicas (KANIANSKA et al., 2014; VERBURG et al., 2011). As mudanças no uso da terra geram consequências para a biodiversidade (BRINK et al., 2014), ciclos geoquímicos (POWERS, 2004) e qualidade da água (SCHIPPERS et al., 2004). A dinâmica das mudanças no uso da terra é influenciada pelo tipo de cobertura do solo, os mecanismos ecológicos de sucessão e regeneração, os componentes físicos do ambiente, as atividades socioeconômicas e seu contexto cultural, fenômenos meteorológicos e desastres naturais (YU e LU, 2011).

As variáveis climáticas podem afetar todos os componentes e processos do ciclo global de carbono, incluindo o conteúdo e a dinâmica do solo, que, por sua vez, têm efeitos de regeneração significativos sobre o clima global. (CRAWFORD et al., 2000; RAICH e SCHLESINGER, 1992; TOAL et al., 2000). Assim, o fluxo de CO₂ do solo é um determinante chave do equilíbrio do ecossistema do carbono e, portanto, um importante regulador das mudanças climáticas. (ZHAO e SHI, 2017).

Segundo Zhao e Shi (2017), a maioria dos fluxos de CO₂ do solo é o resultado da oxidação da decomposição da matéria orgânica do solo por microrganismos heterotróficos e da respiração pelas raízes das plantas. Assim, a dinâmica da população de microrganismos do solo (populações de fungos, bactérias e actinomicetos) e os fatores abióticos do solo (umidade do solo, temperatura, pH e concentração de carbono orgânico) são os principais fatores que controlam a emissão de CO₂ pelo solo. Além disso, esses

fatores abióticos afetam a difusão gasosa e a atividade metabólica dos microrganismos do solo e, assim, controlam a dinâmica dos microrganismos do solo e suas atividades metabólicas dentro dos locais.

A respiração do solo, incluindo a respiração por raízes de plantas, bactérias, fungos e animais do solo, é um processo chave do ecossistema que libera carbono do solo sob a forma de CO₂ (KOSUGI et al., 2007).

A respiração do solo é um aspecto importante da qualidade do solo e é frequentemente usada como indicador da fertilidade do solo (GROFFMAN et al., 1996; HANEY et al., 2008a). Uma série de estudos do solo mostraram a utilidade de testar a respiração do solo como um meio para medir o carbono do solo ativo e biomassa microbiana do solo, bem como a potencial liberação de nutrientes para a produção de culturas (GROFFMAN et al., 1996; ROBERTSON et al., 1999; FIERER e SCHIMEL, 2003; HANEY et al., 2008a, 2008b).

As matas de Caatinga semi-áridas do Nordeste do Brasil cobrem uma área de quase um milhão de quilômetros quadrados, porém este bioma sofreu intensos impactos antropogênicos nos últimos séculos, sua fauna e flora ainda são relativamente pouco conhecidas (SÁ et al., 2004).

A Caatinga é caracterizada por um regime imprevisível e de baixa precipitação, com precipitação anual de 400-800 mm, geralmente concentrado em uma estação chuvosa curta e irregular. Com marcada sazonalidade, juntamente com a intensa radiação solar e os solos altamente permeáveis típicos da região, tende a impor limitações rigorosas às características da sua fauna e flora (RODAL e MELO, 1999).

As mudanças na cobertura terrestre da Caatinga derivam da densidade populacional relativamente alta e da predominância de pequenas fazendas, que geram forte pressão sobre os recursos naturais, principalmente na vegetação nativa. A biomassa florestal é uma das fontes de energia mais importantes nesta região, com uma colheita total de cerca de 10 milhões de m³ de madeira por ano (GARIGLIO et al., 2010). Como resultado, mais de 90% da área da cobertura florestal atualmente representam a vegetação da floresta secundária sob regeneração como parte do ciclo de pousio da agricultura de corte e queima e como parte do ciclo de crescimento da produção de lenha (GARIGLIO et al., 2010). A remoção de lenha é comumente seguida pela queima de resíduos florestais para o estabelecimento de campos agrícolas ou pastagens (SAMPAIO, 1995), que intensifica os impactos no carbono e nos ciclos de nutrientes nesses ecossistemas (MOURA et al., 2016).

A vegetação da caatinga representa uma das maiores áreas de floresta seca tropical no mundo (MILES et al., 2006) e pode desempenhar um papel importante nos processos regionais e globais derivados das interações entre a biosfera e a atmosfera (MOURA et al., 2016), tais como o fluxos de carbono atmosférico e do solo. A compreensão desses processos ainda é limitada porque há muito poucos dados disponíveis sobre o solo, vegetação, carbono, nutrientes e fluxos em áreas de Caatinga (MOURA et al., 2016).

Assim, são necessárias pesquisas sobre o efeito das mudanças no uso da terra (retirada da Caatinga e implantação de pastagens) no processo de respiração do solo. Desse modo, o presente trabalho teve como objetivo comparar a respiração do solo em áreas de Caatinga e de pastagem, além de determinar quais as variáveis (umidade e temperatura do solo) que mais influenciam no processo de respiração do solo.

Material e métodos

Caracterização da Área experimental

As atividades de campo foram realizadas em duas áreas, uma localizada na Fazenda Buenos Aires (7° 59' 31" S e 38° 17' 59" O), com 30 ha de mata nativa (Caatinga preservada, CP), e a outra localizada na Fazenda Lagoinha (07° 56' 50" S e 38° 23' 29" O). Cultivada com pastagem degradada (PD), cuja espécie introduzida foi o capim corrente (*Urochloa mosambicensis*) em uma área de 23, 4 ha (Figura 1). Ambas as propriedades estão localizadas no Município de Serra Talhada – PE, microrregião do Vale do Pajeú, bacia hidrográfica do Rio Pajeú.



Figura 1 Localização das áreas de Pastagem e Caatinga em Serra Talhada - PE

O clima é classificado por Köppen como Bsh, caracterizado como sendo quente e semiárido, com chuvas de verão concentrada entre dezembro e maio correspondendo a 85% das ocorrências neste período. A precipitação média anual é de aproximadamente 600 mm, e o solo da área da pastagem é classificado como Luvisolo Crômico e da área de caatinga como Neossolo Litólico (EMBRAPA, 2006).

De acordo com Silva (2015), a vegetação nativa da área da pastagem foi removida em 1974 para cultivar algodão em sistema de sequeiro, milho e feijão. Em 1980, devido a ocorrência de problemas fitossanitários, sobretudo causados pelo bicudo-do-algodoeiro (*Anthonomus grandis*), a área passou a ser cultivada apenas com milho e feijão, sendo anualmente o solo revolvido com gradagem e demais manejos agrícolas convencionais. A pastagem foi introduzida na área em 1995, sendo cultivada duas espécies, o capim buffel (*Cenchrus ciliaris* L.) e o capim corrente (*Urochloa mosambicensis*). Atualmente, a área é composta predominantemente de capim corrente, do qual com a formação da pastagem que ocorre no período chuvoso, são colocados bovinos, ovinos e equinos para pastejar.

Respiração do solo

Para o monitoramento da Respiração do solo (R_s) nas áreas de Caatinga e de pastagem foi utilizado um analisador de gás infravermelho (IRGA, modelo Licor LI-6400-09). Para analisar o efeito da variação sazonal, as medidas foram divididas em três períodos de acordo com a distribuição da precipitação pluvial ocorrida, sendo estas fases

denominadas de período seco (S), período de transição (T) e período chuvoso (U). O período seco foi estabelecido em novembro de 2016, o período de transição em fevereiro e o chuvoso em abril, ambos no ano de 2017.

De acordo com Ferreira et al. (2018), o aparelho IRGA possui uma câmara de retenção de gás de 991 cm³, cobrindo uma área de superfície do solo de 71,6 cm², um irradiador infravermelho e uma câmara de medição, também descrito como um caminho óptico e filtro com um detector. O sinal de infravermelho atravessa a câmara de medição, que é preenchida com o gás amostrado, sendo assim medido pelo sensor. A emissão de CO₂ é calculada pela regressão linear do aumento de concentração de CO₂ dentro da câmara ao longo do período de medição. Antes de começar a medição, a concentração de CO₂ perto da superfície do solo foi registrado (cerca de 350 μmol mol⁻¹), este valor foi introduzido no sistema de software do aparelho para funcionar como um valor de referência. No início de cada medida, parte da câmara de gás foi inserida no solo e a concentração de CO₂ dentro da câmara foi reduzida para 10 μmol mol⁻¹, purgando o gás através de uma mistura de óxido de cálcio e hidróxido de sódio. Após esta redução, a subsequente concentração de CO₂ aumentou dentro da câmara, devido à emissão do solo, foram medidos a cada 2,5 segundos, durante um período total de 90 segundos, altura em que a concentração dentro da câmara foi aproximadamente 10 μmol mol⁻¹ acima do valor de concentração de CO₂ de referência. Após esse período, o sistema de software LI-6400-09 calculou a regressão linear entre as emissões de CO₂ e sua concentração dentro da câmara, e a emissão foi assumida como tendo o valor registrado quando a concentração dentro da câmara era igual à concentração do valor de referência.

Resultados e Discussão

A respiração do solo (Rs) foi superior na Caatinga nos períodos secos e de transição (Figura 2), sendo que no período úmido (U), a Rs foi estatisticamente semelhante na Caatinga preservada (CP) e no pasto degradado (PD). Uma possível explicação para a Caatinga ter maior Rs que a pastagem, pode ser devido ao fato da Caatinga está em equilíbrio com a região semiárida, fazendo com que tenha uma maior diversidade de microrganismos que a pastagem degradada, além de um possível maior valor de carbono orgânico. Ferreira et al. (2018) e Ribeiro et al. (2016), mediram a Rs em áreas de Caatinga e de pastagem no agreste pernambucano, e encontraram que a Rs também foi maior na Caatinga que na pastagem, corroborando com os dados desse trabalho.

Os menores valores de R_s ocorreram na estação seca, tanto na Caatinga (SCP), quanto na pastagem (SPD). Com a chegada das chuvas, no período de transição, ocorreu um aumento da R_s , passando para 2,54 e 0,66 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ nas áreas de Caatinga (TCP) e de pastagem (TPD), respectivamente. Já no período mais úmido, ocorreram os maiores valores de R_s , sendo de 4,15 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ na Caatinga (UCP) e de 3,10 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ na pastagem (UPD). Ribeiro et al. (2016) também encontraram maiores valores de R_s na Caatinga e na pastagem durante a estação úmida, atribuindo isso a um provável efeito da maior umidade do solo na difusão de substratos solúveis e do oxigênio.

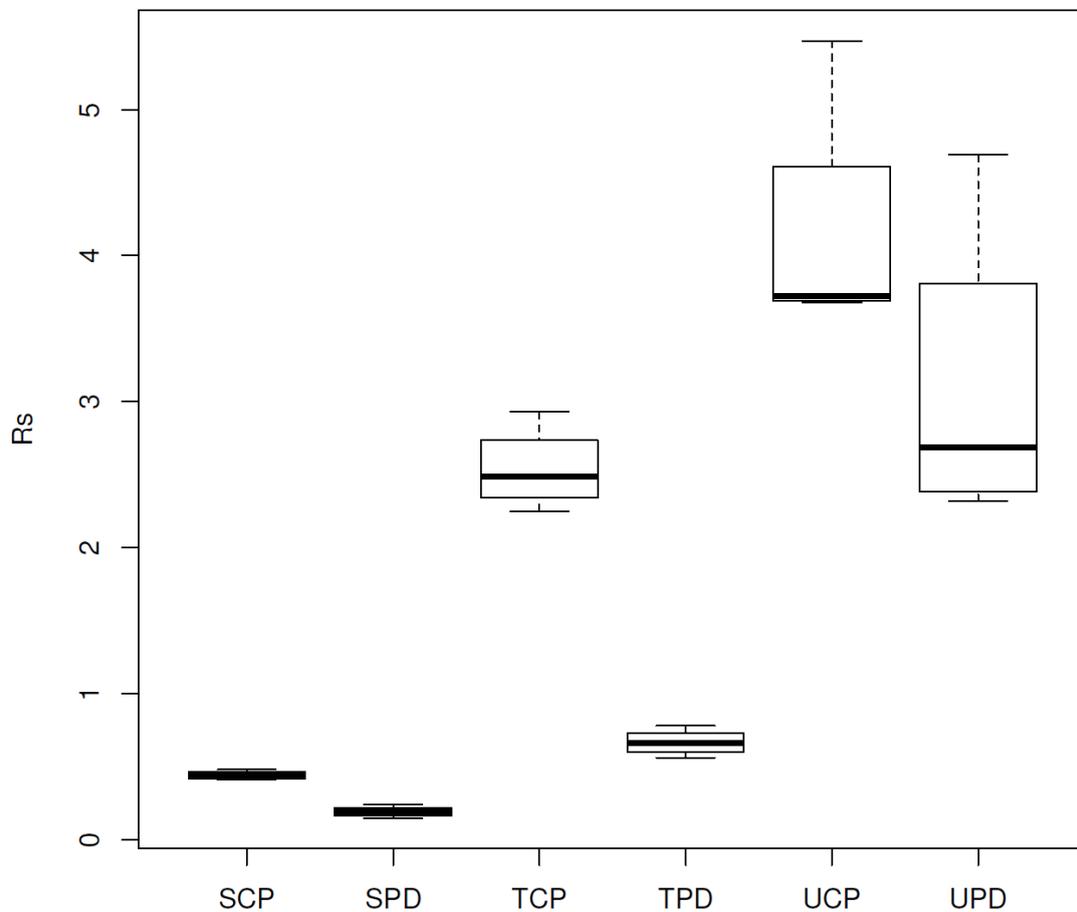


Figura 2 Respiração do solo (R_s) nas áreas de Caatinga (CP) e Pastagem (PD) nos períodos seco (S), de transição (T) e úmido (U), em Serra Talhada - PE

Uma possível explicação para o aumento dos fluxos de CO_2 após as chuvas, se dá principalmente pelo aumento da atividade da população microbiana (FRANZLUEBBERS et al. 2000). Outros autores afirmam que os aumentos das emissões podem ser devido à infiltração de água no interior do solo e seu efeito na remoção do ar sobre o fluxo de CO_2 , concluindo que a influência da umidade sobre a respiração do solo é mais pronunciada do que sua influência no fluxo de CO_2 (MAIER et al. 2011).

Na Figura 3 tem-se a temperatura do solo nas áreas de Caatinga e de pastagem. Observa-se que a temperatura do solo apresentou-se sempre mais elevada no pasto degradado (PD), diferindo menos nos períodos de seca (S) e transição (T). No pasto tem-se a maior temperatura no período de seca ($42,8^{\circ}\text{C}$) e a menor no período de transição ($31,6^{\circ}\text{C}$). Já no período chuvoso ocorreu uma temperatura mais elevada do que no período de transição ($34,3^{\circ}\text{C}$). Com relação à Caatinga observa-se que a menor temperatura foi no período chuvoso, com 27°C , e a maior no período de seca, com $40,4^{\circ}\text{C}$.

Observa-se, ainda, que nos três períodos analisados a pastagem sempre apresentou maior temperatura do solo que a Caatinga. Isso deve ter ocorrido devido ao fato do pasto encontrar-se degradado, com pouca cobertura do solo, fazendo com que a incidência de radiação solar fosse mais direta, contribuindo para o aumento da temperatura do solo.

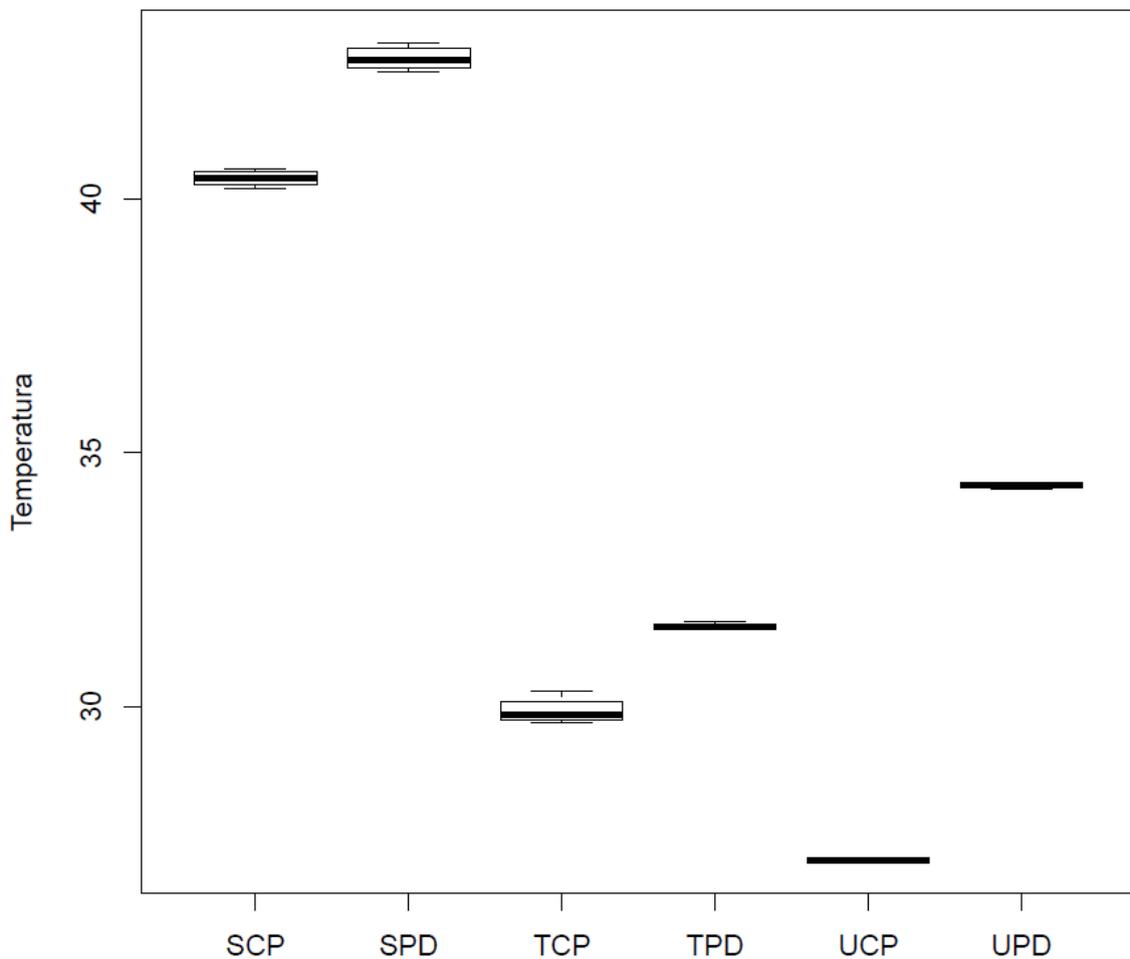


Figura 3 Temperatura do solo nas áreas de Caatinga (CP) e Pastagem (PD) nos períodos seco (S), de transição (T) e úmido (U), em Serra Talhada - PE

Segundo Lou et al (2011), dependendo da quantidade e da distribuição da cobertura vegetal no solo, a temperatura da superfície pode ser reduzida em até 4 °C; com uma cobertura de aproximadamente 70%, a taxa de evaporação do solo se reduz para cerca de 25%. O efeito proporcionado pela cobertura do solo na redução da temperatura do solo é um fator controlador da emissão de CO₂, uma vez que a atividade microbiana é acelerada com aumentos na temperatura do solo, e, conseqüentemente, a taxa de mineralização do carbono é maior (USSIRI e LAL, 2009).

La Scala et al. (2006), investigando a emissão de CO₂ do solo em áreas de cana-de-açúcar sobre diferentes sistemas de manejo no interior do Estado de São Paulo, também observaram valores de temperatura média do solo 2,5 °C mais elevada no sistema onde o solo sofreu preparo.

É também muito conhecido que variáveis como a temperatura e a umidade do solo possuem grande influência sobre a Rs (DUIKER e LAL, 2000). A temperatura do solo afeta diretamente a atividade microbiana e a respiração das raízes (SILVA-OLAYA et al., 2013). De acordo com Davidson et al. (2000), a taxa de respiração do solo aumenta, seguindo um modelo exponencial, explicando por que maiores emissões são observadas em regiões de clima tropical.

Fazendo-se uma relação entre a Rs e a temperatura do solo (Figura 4), observa-se que na Caatinga ocorreu uma relação linear negativa ($R^2 = 0,8664$), ou seja, quanto maior a temperatura do solo, menor será a emissão de CO₂ para a atmosfera, via respiração do solo. A mesma tendência foi observada para a área de pastagem, contudo, o efeito não foi significativo, com R^2 baixo (0,1511).

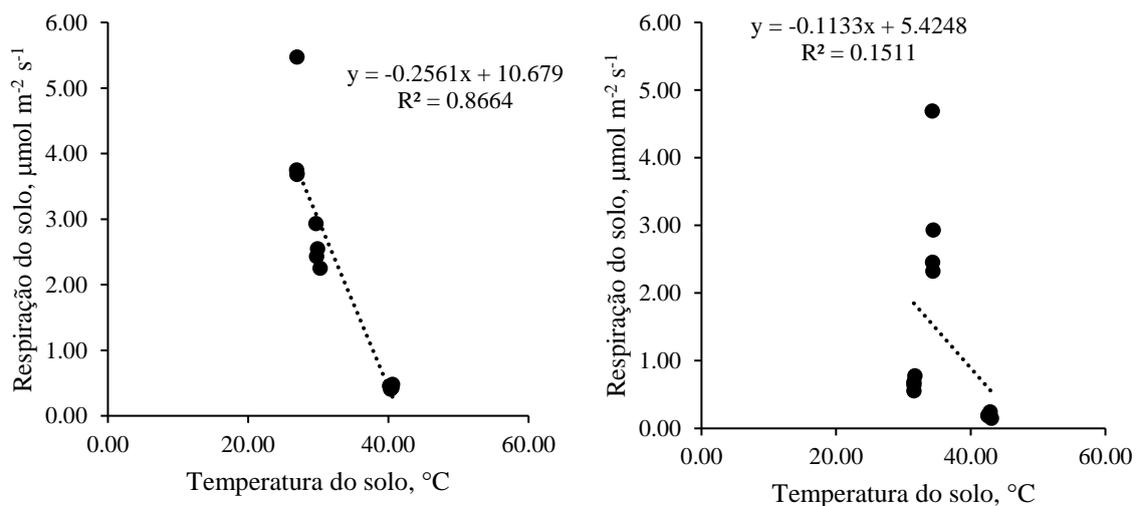


Figura 4 Respiração do solo e Temperatura do solo nas áreas de Caatinga (esquerda) e Pastagem (direita) no período avaliado, em Serra Talhada - PE

Os resultados da relação entre R_s e temperatura do solo encontrados em nossa pesquisa são o inverso da maioria das pesquisas encontradas na literatura. Por exemplo, Ussiri e Lal (2009), em experimentos de longo prazo, conduzidos em solos sobre cultivo de milho em diferentes sistemas de manejo do solo, observaram uma forte relação da temperatura do solo com o fluxo de CO_2 em manejos onde o preparo do solo foi mais intenso. Lou et al. (2011) também relatam forte influência da temperatura do solo e do ar no fluxo de CO_2 do solo. Elevações na temperatura do solo afetam a atividade metabólica dos microrganismos e a respiração das raízes, ocasionando aumentos no fluxo de CO_2 e decréscimo do carbono estocado no solo (KANG et al., 2003).

No entanto, Ribeiro et al. (2016) também encontraram uma relação negativa entre a R_s e a temperatura do solo, com os fluxos de CO_2 do solo diminuindo nos períodos de temperaturas do solo mais elevadas. De acordo com esses autores, isso pode ter ocorrido devido ao efeito da umidade do solo, pois, as temperaturas do solo mais elevadas ocorriam na estação mais seca e vice-versa, como pode ser visto no nosso trabalho na Figura 5. Além disso, em nossa pesquisa ocorreram elevados valores de temperatura do solo, sendo alguns maiores que 40 °C. Temperaturas extremamente elevadas, afetam também, só que negativamente, a atividade metabólica dos microrganismos, como encontrado por Karhu et al. (2014).

Contudo, os resultados de Freitas (2001), utilizando câmaras portáteis em uma área de pastagem em Rondônia, mostraram que há uma dependência significativa da temperatura do solo durante todo o ano, e uma influência da umidade do solo mais notável na estação seca, quando as raízes das pastagens amazônicas reduzem a respiração devido ao estresse hídrico.

As variações da temperatura e da umidade do solo, como resultados das precipitações pluviométricas, afetam significativamente as taxas de emissões de CO_2 (MORELL et al., 2010), sendo que este processo é mais acentuado em solos onde as práticas agrícolas de manejo promovem a quebra de sua estrutura física, facilitando a infiltração de água no interior do solo (SAINJU et al., 2008).

A umidade do solo foi superior no pasto nos períodos seco e de transição, sendo que no período úmido, da mesma forma que a temperatura do solo, a umidade foi igual (Figura 5). O maior valor de umidade do solo ($0,081 \text{ g g}^{-1}$) foi no período de transição no pasto (TPD), e o menor foi na Caatinga no período de seca (SCP), com $0,011 \text{ g g}^{-1}$.

Silva et al. (2017) observaram, na mesma área experimental, que a umidade do solo (expressa como armazenamento de água no solo), foi maior na área com pastagem,

do que na área com caatinga. O pasto variou de 22,5 a 82,2 mm, com valor médio de 32,1 mm; enquanto que na caatinga variou entre 17,3 a 70,4 mm, com média de 24,9 mm. Assim sendo, em média, a pastagem armazenou 7,1 mm a mais de água que a caatinga.

Um fator que pode influenciar na menor umidade do solo, e conseqüentemente no menor armazenamento de água no solo, na Caatinga é a interceptação da precipitação pluvial pelo dossel da mesma (SILVA, 2015). Outra possível explicação para esse menor valor de armazenamento de água no solo na Caatinga pode está relacionado com uma provável maior retirada de água, pois a Caatinga possui um sistema radicular mais profundo que a pastagem. Nesse sentido, Li et al. (2005) confirmaram que a distribuição das raízes em áreas de savanas aumenta a extração de água nas camadas profundas do solo.

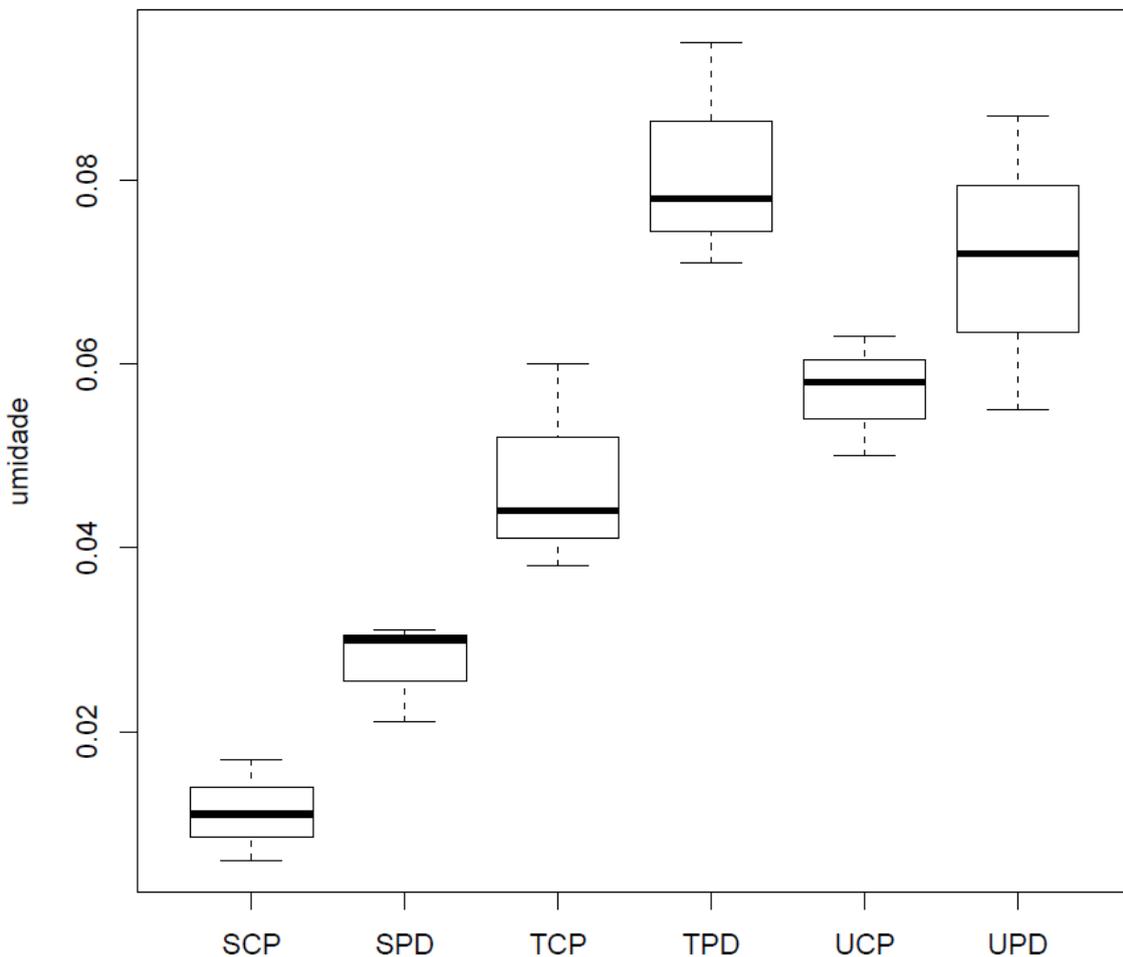


Figura 5 Umidade do solo nas áreas de Caatinga (CP) e Pastagem (PD) nos períodos seco (S), de transição (T) e úmido (U), em Serra Talhada - PE

Além desses, uma outra possível razão que possa explicar este maior armazenamento está relacionado ao tipo de vegetação. De acordo com Weltzin et al.

(2003), as áreas de pastagens são mais sensíveis a mudanças na umidade do solo. Já Merbold et al. (2008) afirmam que gramíneas são susceptíveis de responder mais fortemente a mudanças sazonais na precipitação do que o componente arbóreo.

A relação entre R_s e umidade do solo na Caatinga foi linear positiva e significativa ($R^2= 0,6663$), indicando que com o aumento de umidade do solo, ocorria um aumento na R_s . Já no pasto, também se observa a mesma tendência, contudo, essa relação não é significativa ($R^2= 0,1621$).

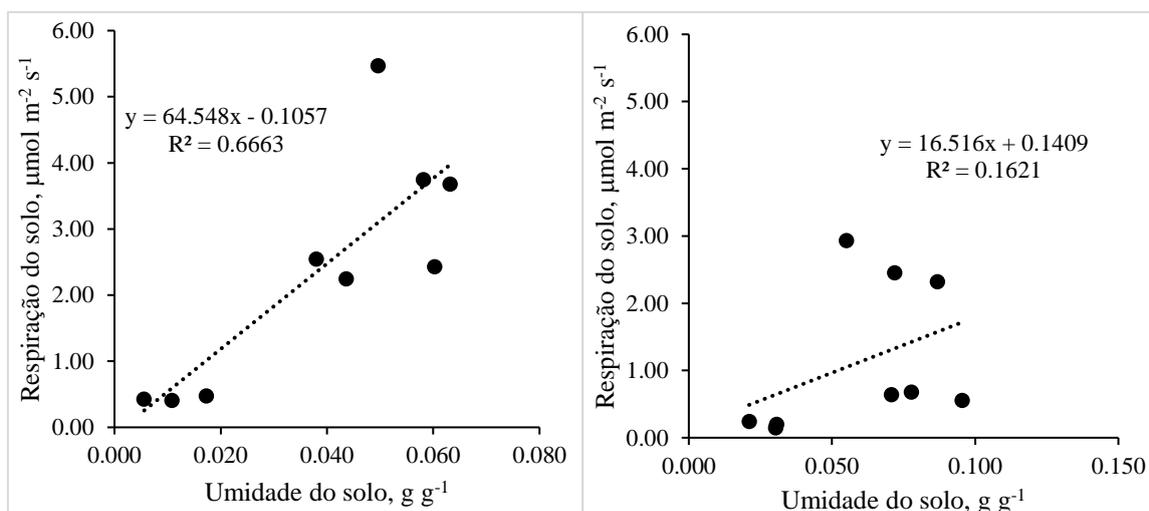


Figura 6 Respiração do solo e Umidade do solo nas áreas de Caatinga preservada (esquerda) e Pasto degradado (direita) no período avaliado, em Serra Talhada - PE

Panosso et al. (2009) observaram correlação linear positiva e significativa entre a R_s e a umidade do solo logo após irrigação artificial, em solos desprovidos de vegetação. O evento do molhamento do solo acarreta aumento imediato de seis e até dez vezes no fluxo de CO_2 do solo (CALDERÓN e JACKSON, 2002; SMART e PEÑUELAS, 2005).

De acordo com Ordóñez-Fernández et al. (2008), a umidade do solo pode favorecer ou inibir a produção de CO_2 , e um determinado conteúdo de água no solo maximiza a atividade microbiana, mas, em excesso, haverá limitação à difusão de oxigênio pelos poros, pois os espaços porosos são ocupados pela água. A transição do solo seco para o úmido aumenta o fluxo de CO_2 logo nas primeiras horas, porém após determinado tempo tende a normalizar-se e até a diminuir essa emissão com o solo ainda úmido (VARELLA et al., 2004).

Carbonell-Bojollo et al. (2012), investigando a influência de condições de solo e clima nas emissões de CO_2 , em três localidades no sul da Espanha, verificaram que a umidade teve um efeito claro sobre a dinâmica de decomposição da matéria orgânica do solo, o que determinou aumento na quantidade de CO_2 emitido para a atmosfera; assim,

os meses com maior pluviosidade e temperaturas mais amenas favoreceram a rápida decomposição de resíduos orgânicos no solo.

Conclusões

A mudança no uso da terra, com a retirada da Caatinga e implantação de pastagem, ocasionou uma redução na respiração do solo nas estações seca e de transição, indicando uma quebra do equilíbrio ecológico do sistema.

A umidade e a temperatura do solo tiveram um forte controle na respiração do solo, em área de Caatinga, mas não tiveram efeito na área de pastagem. A relação entre a umidade e a respiração do solo foi positiva e linear, enquanto que a temperatura do solo teve efeito negativo na respiração do solo.

4. EFEITO DO BIOCHAR E DE CICLOS DE UMEDECIMENTO E SECAGEM NA RESPIRAÇÃO DO SOLO

Resumo

O bioma Caatinga é o ecossistema predominante na região Nordeste, estendendo-se por todo semiárido. A degradação dos recursos naturais nesses ambientes tem ocasionado perdas muitas vezes irreversíveis, em consequência da retirada da vegetação nativa, juntamente com o longo período de estiagem causando perdas consideráveis em sua biodiversidade. O biochar é um produto rico em carbono com potencial para melhorar as propriedades físicas do solo. Assim sendo, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o efeito da adição do biochar na respiração do solo, bem como no carbono orgânico e na respiração basal do solo, em áreas de Caatinga e de pastagem no agreste pernambucano. O solo utilizado no experimento foi coletado da camada superficial (0-20 cm), na fazenda Riacho do Papagaio, no município de São João – PE, na mesorregião do Agreste meridional do estado de Pernambuco. O experimento foi conduzido em casa de vegetação, sendo disposto em delineamento fatorial duplo inteiramente casualizado, com 4 tratamentos (2x2), sendo 2 tipos de solo (caatinga e pasto), e 2 doses de biochar aplicadas (0 e 20 t ha⁻¹). Os tratamentos foram: Cs - solo da Caatinga, sem adição de biochar; CB - solo da Caatinga, com adição de biochar; Ps - solo do pasto, sem adição de biochar; PB - solo do pasto, com adição de Biochar. As medidas do IRGA (analisador de gás por infravermelho) foram realizadas diariamente, no período de 16/10/2017 a 11/11/2017, no horário das 10 às 11 horas, também foram determinados a respiração basal (RBS) e o carbono orgânico total (COT). A respiração do solo (Rs) em áreas de Caatinga sem biochar (C) variou de -1,09 a 12,86 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, enquanto com biochar variou de -0,09 a 9,05 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, para a área de pastagem sem biochar a Rs variou de 0,03 a 1,43 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ e com biochar variou de -0,09 a 5,54 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Observou-se que os tratamentos onde foram adicionados biochar tiveram maiores valores de umidade do solo, em comparação com as áreas que não tiveram biochar. A adição de biochar ao solo provocou um aumento da retenção de água no solo, bem como um aumento no teor de carbono orgânico, contudo não teve efeito na respiração do solo.

Palavras-chave: Efluxo de CO₂, biochar; umidade do solo; carbono orgânico.

Introdução

O bioma Caatinga é o ecossistema predominante na região Nordeste, estendendo-se por todo semiárido, composto principalmente por uma vegetação seca e espinhosa com características xerófitas. Esse tipo de vegetação, aliada as condições climáticas influenciam diretamente a heterogeneidade e a decomposição do material depositado (SAURA-MAS, 2012; SALGADO et al., 2015). A degradação dos recursos naturais nesses ambientes tem ocasionado perdas muitas das vezes irreversíveis, em consequência da retirada da vegetação nativa, juntamente com o longo período de estiagem causando perdas consideráveis em sua biodiversidade, redução da produtividade e propiciando a intensificação dos processos erosivos e assoreamentos (MENEZES e SAMPAIO, 2002).

Foi demonstrado recentemente que os ecossistemas semiáridos são de maior importância no balanço de carbono terrestre global do que se pensava anteriormente, determinando a variação interanual no carbono terrestre (AHLSTRÖM et al., 2015). Um importante fator que tem modificado os ecossistemas semiáridos é a degradação da terra. Diversas áreas semiáridas estão sofrendo degradação ou propensas à desertificação, e ainda espera-se um aumento potencial, afetando a dinâmica do carbono do solo (REED et al., 2012; FENG e FU, 2013). Assim, é importante entender como as mudanças na cobertura vegetal e o empobrecimento do solo, em virtude da degradação da terra afetam este ecossistema e os fluxos de carbono no solo, bem como, para prever mudanças na dinâmica do carbono nos ecossistemas globais.

As reservas de carbono nos solos são distribuídas em vários conjuntos de matéria orgânica, produzidos pela decomposição de biomassa vegetal, animal e de microrganismos. A acumulação, a preservação e a perda do carbono orgânico do solo constituem uma troca importante entre a biosfera e a atmosfera (RAICH e SCHLESINGER, 1992). A quantificação dos estoques de carbono do ecossistema e todos os regimes de perturbação ajuda a entender como um determinado ecossistema pode responder aos distúrbios naturais e humanos sob diferentes estratégias de manejo (HE et al., 2008). Como também permite avaliar melhor o potencial do ecossistema para sequestrar o conteúdo de carbono, que é fundamental para mitigar as mudanças climáticas globais. Por consequência, é muito importante estabelecer uma ampla base de dados de informações sobre as quantidades de carbono existentes nos solos sob diferentes espécies de plantas e afetadas por diferentes estratégias de manejo e as mudanças nas ações do carbono ao longo do tempo (WU et al., 2008).

O biochar é um produto rico em carbono, resultado do processo de pirólise, obtido pela queima de diferentes tipos de biomassa, que pode ser de origem animal ou vegetal. O biochar, pode ser produzido por dois tipos de pirólise: sendo uma rápida e outra lenta, ambas caracterizadas pela decomposição térmica da biomassa. A pirólise lenta é realizada pela ausência total ou parcial de oxigênio no pirolisador com alta temperatura e por um longo período de tempo (DANISH et al., 2014). A temperatura da pirólise influencia diretamente no pH do biochar produzido, tornando esse produto alcalino (AGEGNEHU et al., 2016). Purakayastha et al. (2016) encontraram que temperaturas superiores a 400 °C são responsáveis também pela estabilidade de biochar no solo.

O potencial do biochar em melhorar as propriedades físicas do solo é devido o mesmo apresentar elevada área superficial específica e, conseqüentemente, alta porosidade, podendo aumentar significativamente a capacidade de retenção de água (IBRAHIM et al., 2013). Segundo Lehman et al. (2009), a alta porosidade deste material também pode influenciar na adsorção de nutrientes e servir de abrigo para microrganismos do solo. Sendo assim, uma estratégia importante para melhorar a estabilidade da produção agrícola em épocas de pouca disponibilidade de água (CARVALHO et al., 2014). Lima et al. (2018) mostraram que a adição de biochar num solo arenoso cultivado com milho aumentou sensivelmente a capacidade de retenção de água no solo, a eficiência no uso de água e de nutrientes, bem como o carbono orgânico do solo.

Em relação ao efeito do biochar na respiração do solo existem dados controversos na literatura. Enquanto alguns autores afirmam que a adição de biochar causou um aumento da respiração do solo (JOHNSON et al., 2017), outros afirmam que a adição de biochar não teve nenhum efeito (LU et al., 2014; LIU et al., 2016).

Assim sendo, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o efeito da adição do biochar na respiração do solo, bem como no carbono orgânico e na respiração basal do solo, em áreas de Caatinga e de pastagem no agreste pernambucano.

Material e métodos

Coleta e caracterização do solo

O solo utilizado no experimento foi coletado da camada superficial (0-20 cm) em duas áreas, sendo uma de pastagem e outra de Caatinga, localizadas na fazenda Riacho do Papagaio, no município de São João – PE, na mesorregião do Agreste meridional do estado de Pernambuco, com coordenadas geográficas 8° 52' 30" de latitude sul, 36° 22'

00” de longitude oeste e altitude de 705 m. O solo foi coletado manualmente, destorroado, posto para secar ao ar e peneirado através de uma peneira de 2 mm. O solo da área é classificado como Neossolo Regolítico (SANTOS et al., 2012).

O clima predominante na região é o As’, que equivale a um clima quente e úmido, conforme classificação de Köeppen. O período chuvoso começa no outono/inverno tendo início em dezembro/janeiro e término em setembro. A precipitação média anual é de 897 mm (BORGES JÚNIOR et al., 2012).

Composição química do biochar

Na caracterização química do biochar da casca do café foram determinados o pH em água e os teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , K^+ , Na^+ , P e acidez potencial (Tabela 1), conforme metodologia contida em Embrapa (2011). Com os resultados obtidos das análises, foram calculadas a soma de bases (SB), a percentagem de saturação por bases (V), a saturação por alumínio e capacidade de troca catiônica (CTC).

Tabela 1 Característica química do biochar de casca de café

pH	p	Ca	Mg	K	Al	Na	SB	CTC	C	N	C\N	ASE	
1:5		----- cmol _c kg ⁻¹ -----							----- % -----			m ² g ⁻¹	
CC	10,31	470,65	0,14	0,12	22,17	0,00	0,06	22,49	22,54	67,11	2,05	32,7	244,0

SB=Somas de bases, CTC=capacidade de troca de cátions, C=carbono, N=nitrogênio, C/N=relação carbono/nitrogênio e ASE= Área superficial específica.

Caracterização química e física do solo

Na caracterização química do solo foram determinados o pH em água e os teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , K^+ , Na^+ , P e acidez potencial (Tabela 2), conforme metodologia recomendada pela Embrapa (2011). Com os resultados obtidos das análises, foram calculadas a soma de bases (SB), a percentagem de saturação por bases (V), a saturação por alumínio e capacidade de troca catiônica (CTC).

Tabela 2 Atributos químicos do Neossolo Regolítico usado no experimento, antes da aplicação dos tratamentos

P	p	Ca	M	K	Al	Na	H+A	SB	CT	V	C	N	C\N
H			g				l		C				N
1:2,5			----- cmol _c kg ⁻¹ -----							----- % -----			
5,	16,	0,	0,8	0,1	0,1	0,2	1,8	2,1	3,98	54,	1,6	0,2	6,7
1	6	8		5	5	8		8		8	1	4	

SB=Somas de bases, CTC=capacidade de troca de cátions, C=carbono, N=nitrogênio, C/N=relação carbono/nitrogênio.

Os teores de carbono (C) e nitrogênio (N) foram determinados via combustão a uma temperatura de 925 °C em analisador elementar CHNS-O (Perkin Elmer PE-2400). Para realização da análise foi utilizado aproximadamente 3 mg de amostra de solo. O padrão de referência utilizado foi a acetonalamida (C= 71,09%, H= 6,71%, N= 10,36%), sendo o equipamento padronizado a cada vinte amostras. Essas análises foram realizadas na Central de Laboratórios de Garanhuns (CENLAG) da UAG/UFRPE (SILVA, 2016).

Na caracterização física do solo (Tabela 3), foram determinadas a composição granulométrica pelo método do densímetro com modificações (RUIZ, 2005); a umidade na capacidade de campo (CC) e no ponto de murcha permanente (PMP), pelo extrator de Richards, a densidade do solo (Ds) e a porosidade total (PT), de acordo com a metodologias citadas em Embrapa (1997).

Tabela 3 Atributos físicos do Neossolo Regolítico usado no experimento

Areia	Argila	Silte	Ds	PT	CC	PMP
-----g kg ⁻¹ -----			Mg m ⁻³	m ³ m ⁻³	-----g g ⁻¹ -----	
880	40	80	1,50	0,433	0,100	0,020

Ds= densidade do solo; PT= porosidade total; CC= capacidade de campo, PMP= ponto de murcha permanente.

Procedimento experimental

O experimento foi conduzido em casa de vegetação no período de 16 de outubro de 2017 a 13 de novembro de 2017, sendo disposto em delineamento fatorial duplo inteiramente casualizado, com 4 tratamentos (2x2), sendo 2 tipos de solo (caatinga e pasto), e 2 doses de biochar aplicadas (0 e 20 t ha⁻¹). Nesses tratamentos, inicialmente, o solo era mantido na CC e deixava secar até atingir o PMP, para depois ocorrer o reumedecimento do solo. Os tratamentos foram: Cs - solo da Caatinga, sem adição de biochar; CB - solo da Caatinga, com adição de biochar; Ps - solo do pasto, sem adição de biochar; PB - solo do pasto, com adição de Biochar.

O experimento foi disposto em vasos com capacidade de 500g, sendo adicionado 500g de solo seco para cada amostra. Diariamente, após a leitura da respiração do solo, os vasos eram pesados para acompanhar a perda de água. Quando o valor de umidade do solo chegava no, ou próximo, do PMP, colocava-se água novamente para se chegar na CC.

Respiração do solo (IRGA)

Para a determinação da respiração do solo da Caatinga e de pastagem foi usado um analisador de gás infravermelho (IRGA, modelo Licor LI-8100A). As medidas foram feitas diariamente, no período de 16/10/2017 a 11/11/2017, no horário das 10 às 11 horas, sendo que os vasos com o solo foram mantidos em casa de vegetação, levados ao laboratório apenas na hora da leitura.



Figura 7 IRGA(analisador de gás por infravermelho), modelo LAI 8100-A, utilizado para determinar a respiração do solo

Respiração basal do solo e Carbono orgânico total

A avaliação da atividade dos indicadores biológicos do solo foi realizada por meio da determinação da respiração basal (RBS) e do carbono orgânico total (COT).

A respiração basal do solo (RBS) foi quantificada pelo CO_2 evoluído a partir de 50 g de solo, incubado, extraído com solução de NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ e titulado com HCl $0,05 \text{ mol L}^{-1}$ (Stotzky, 1965; adaptado de Curl e Rodriguez-kabana, 1972). Foram realizadas leituras aos 2, 3, 4, 7, 11, 16, 22 e 29 dias após a incubação.

O carbono orgânico total (COT) foi determinado conforme Yeomans e Bremner (1988), por meio do princípio da oxidação a quente com dicromato de potássio, e posterior titulação do dicromato remanescente com sulfato ferroso amoniacal.

Resultados e Discussão

A liberação de CO_2 ou respiração do solo é a oxidação da matéria orgânica a CO_2 pelos microrganismos aeróbios, ocupando uma posição importante no ciclo do carbono

nos ecossistemas terrestres. Sua avaliação é uma técnica muito utilizada para quantificar a atividade microbiana. A atividade dos organismos é considerada um atributo positivo para a qualidade do solo, sendo a respiração um atributo sensível da decomposição de resíduos, do ciclo metabólico do carbono orgânico do solo e de distúrbios do ecossistema (PAUL et al., 1999).

A respiração do solo (R_s) em áreas de Caatinga sem biochar (C) variou de -1,09 a 12,86 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, com valor médio de 0,73 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, enquanto com biochar variou de -0,09 a 9,05 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, com valor médio de 0,79 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Para a área de pastagem sem biochar a R_s variou de 0,03 a 1,43 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, com valor médio de 0,31 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, enquanto na pastagem com biochar variou de -0,09 a 5,54 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, com valor médio de 0,57 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (Figura 8).

Segundo Fortes Neto et al. (2007), quando a respiração microbiana é determinada em amostras de solo coletadas no campo, situação do presente estudo, essas amostras estão sob influência das condições climáticas do momento da coleta, o que poderá proporcionar acentuadas variações nos resultados.

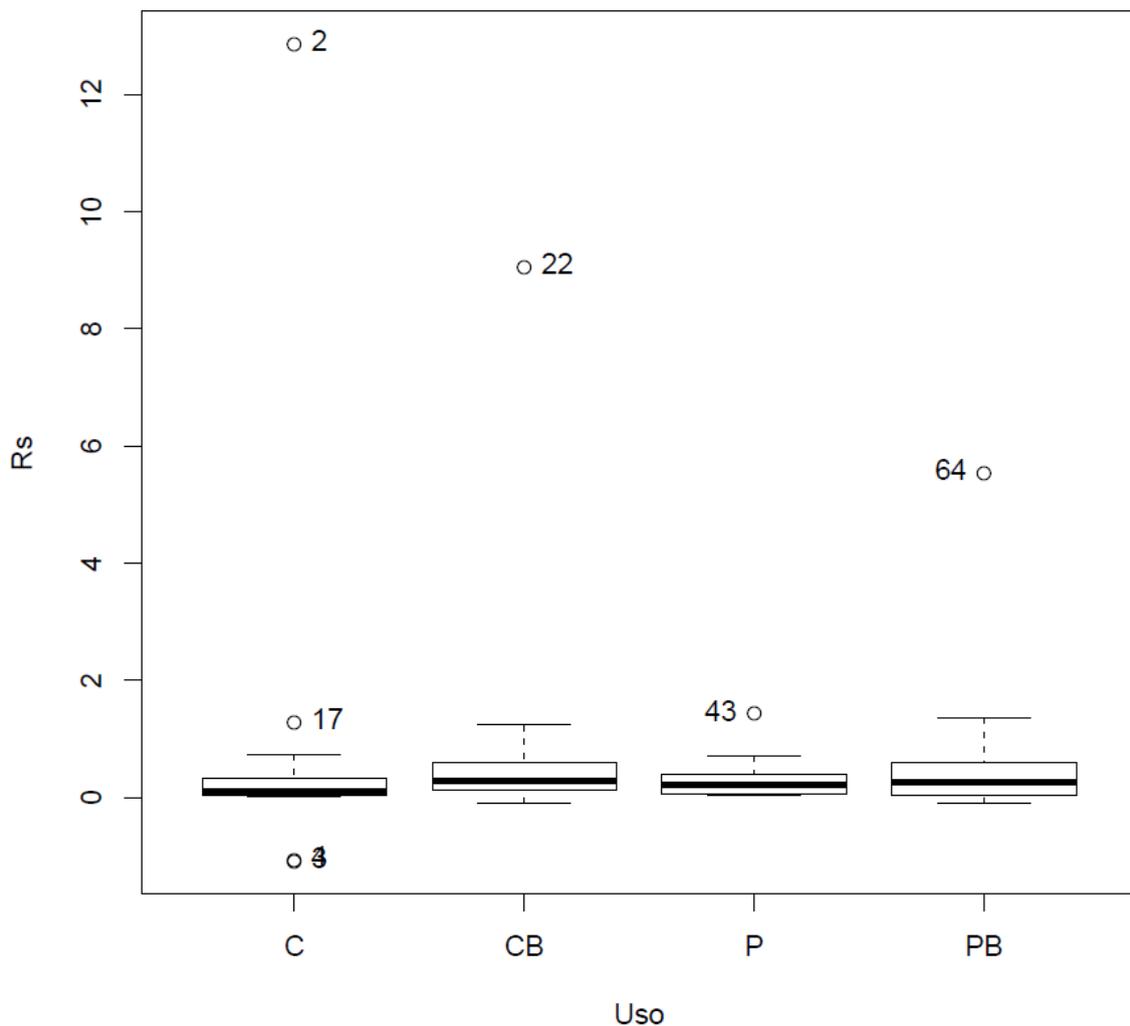


Figura 8 Respiração do solo (R_s) em área de Caatinga sem biochar (C) e com biochar (CB) e em área de pastagem sem biochar (P) e com biochar (PB).

Observa-se, ainda, que a R_s foi estatisticamente igual em todos os sistemas de uso do solo (Caatinga e pastagem) e com ou sem a adição de biochar. Esses dados mostram que as mudanças no uso da terra no agreste de Pernambuco não tiveram efeito na emissão de CO_2 do solo para a atmosfera. Ribeiro et al. (2016) mediram os fluxos de CO_2 do solo na mesma área dessa pesquisa, sob condições de campo, e também encontraram que a retirada da Caatinga e implantação da pastagem não provocou mudanças na respiração do solo.

Além disso, estudos mostram que o biochar não tem efeito na respiração do solo (R_s). Como exemplo, pode-se citar o trabalho de Liu et al. (2016), que avaliaram a R_s em diferentes solos da China e encontraram que a adição de 20 e 40 t ha^{-1} de biochar não provocou aumento nem redução da R_s , em comparação com o tratamento controle. De acordo com esses autores esse resultado é benéfico para o ambiente, pois, com a adição de

biochar, o qual aumenta o conteúdo de carbono no solo, mas não aumenta a R_s , faz com que essa técnica seja promissora para o sequestro de carbono no solo.

A evolução diária da respiração do solo (R_s) nos diferentes tratamentos é apresentada na Figura 9. Observa-se, que, independentemente do tipo de cobertura da terra (Caatinga e pastagem) e da adição ou não de biochar ao solo, que a R_s apresentou um valor mais elevado no início do experimento, para depois diminuir e chegar a valores mínimos (próximo de $0,0 \text{ mmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). Observa-se, ainda, que após chegar aos valores mínimos com o secamento do solo, ocorria um aumento da R_s após os eventos de umedecimento do solo, para todos os tratamentos. Esse aumento da R_s com o aumento da umidade do solo tem sido reportado na literatura por diversos autores (RIBEIRO et al., 2016; FERREIRA et al., 2018).

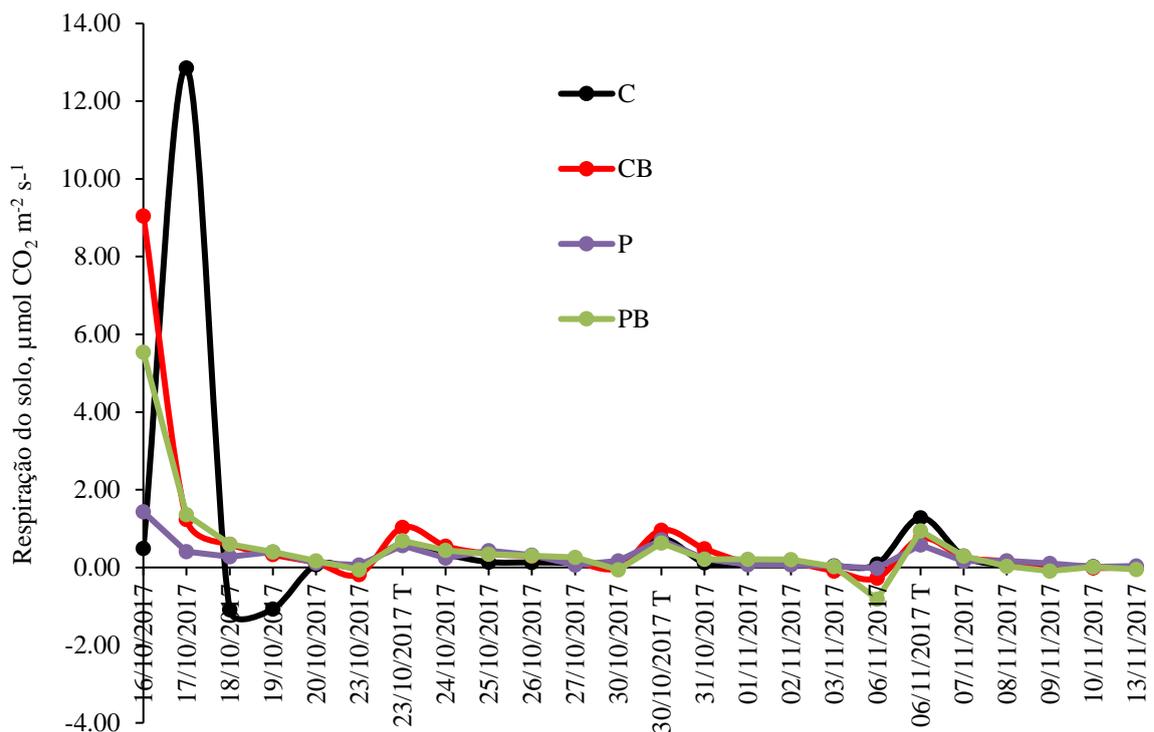


Figura 9 Evolução diária da respiração do solo (R_s) em área de Caatinga sem (C) e com biochar (CB) e em área de pastagem sem (P) e com biochar (PB).

De acordo com Linn e Doran (1984) a respiração microbiana do solo é limitada pela restrição de difusão de O_2 (oxigênio necessário para a respiração aeróbica) através dos poros quando o solo encontra-se muito úmido e, por outro lado, limitando também na condição seca, devido à restrição da solubilidade de substratos de carbono orgânico, que constitui a fonte de energia para os microorganismos heterotróficos. Para que haja uma respiração máxima do solo, é necessária que o conteúdo de água esteja próximo a

capacidade campo, onde os macroporos do solo devem estar preenchidos de ar para facilitar a difusão do O₂ e os microporos do solo devem estar preenchido de água, facilitando assim a solubilidade dos substratos (DAVIDSON et al. 2000).

Os valores mais elevados de Rs após o umedecimento do solo seco podem ser devido ao fato de que a entrada de água nos poros do solo, faz com que ocorra a saída de CO₂ presente no solo para a atmosfera, e por um curto período depois de um evento de precipitação há um acréscimo na concentração de CO₂ na superfície do solo (SOTTA et al., 2004).

Para Chambers et al. (2004), a respiração do solo pode ser afetada pelas variações na umidade do solo, por falta ou excesso de água no solo, sendo que essas variações podem também influenciar nos fluxos de CO₂ atmosférico. De acordo com Keller et al. (2005), o efeito da água é determinante para que ocorra maior emissão de CO₂ durante o período úmido.

A umidade do solo é um fator responsável pelo controle da respiração do solo, pois ajuda a regular a atividade dos organismos e limitar a distribuição destes. Estes fatores são importantes para que aconteça o fluxo de CO₂, em decorrência das reações químicas de decomposição de matéria orgânica, tendo também uma grande influência na emissão de outros gases do solo para atmosfera (KANG et al., 2003).

Com relação a variação diária da umidade do solo (Figura 10), observa-se que os tratamentos onde foram adicionados biochar tiveram maiores valores de umidade do solo, em comparação com as áreas que não tiveram biochar. Observa-se, ainda, que, após o umedecimento inicial do solo, passavam-se 06 a 07 dias, em média, para que a umidade do solo chegasse próximo do valor do ponto de murcha permanente (PMP), que era de 0,020 g g⁻¹. Contudo, os tratamentos com biochar sempre ficaram com valor de umidade do solo acima do PMP.

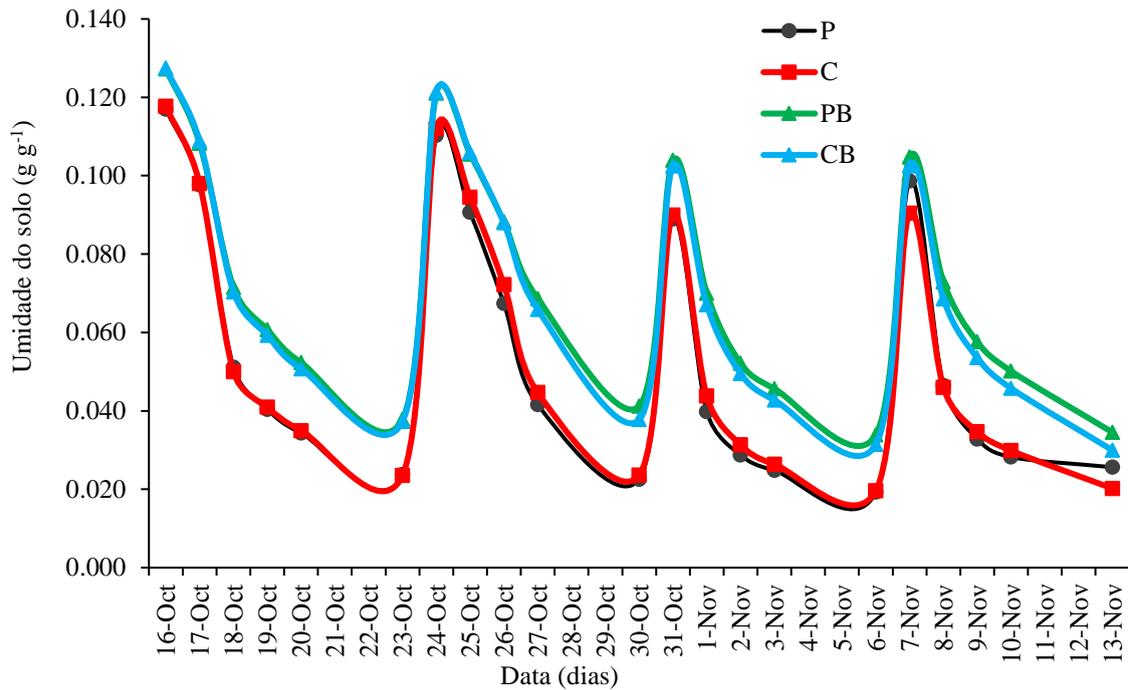


Figura 10 variação diária da umidade do solo (U) em área de Caatinga sem (C) e com biochar (CB) e em área de pastagem sem (P) e com biochar (PB).

Esses resultados evidenciam o efeito que o biochar tem na retenção de água nos solos (CARVALHO et al., 2014), como também encontrado por Lima et al. (2018), ao aplicarem biochar na mesma classe de solo dessa pesquisa. Isso ocorre devido a grande área superficial específica do biochar (Tabela 1), o que faz com que aumente a retenção de água pelo solo.

Na Figura 11 encontra-se a respiração basal do solo em áreas de Caatinga e de pastagem com e sem a adição de biochar. Observa-se que as maiores perdas de carbono ocorreram nas áreas com biochar, possivelmente devido ao maior teor de carbono orgânico encontrado nesses tratamentos (Figura 12).

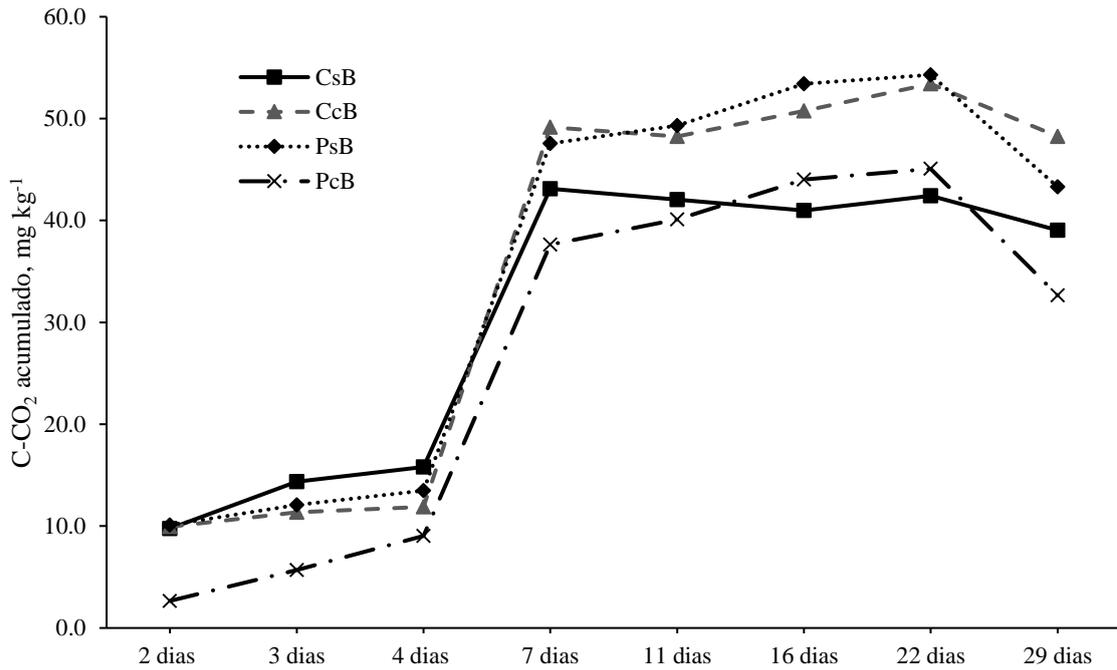


Figura 11 Respiração basal do solo, C-CO₂ acumulado, da Caatinga e do Pasto com e sem biochar

De acordo com Pragna et al. (2012) a disponibilidade de carbono no solo tem sido descrita como um dos fatores que pode contribuir para o aumento da respiração basal do solo.

A respiração basal do solo tem sido proposta como um indicador para as condições do solo. As mudanças significativas dessa variável podem ser detectadas muito antes que as alterações na matéria orgânica possam ser percebidas, possibilitando a correção do problema antes que a perda da qualidade do solo seja mais severa (TÓTOLA e CHAER, 2002).

Catellan e Vidor (1990) avaliando os efeitos de fatores ambientais sobre a biomassa e atividade microbiana, verificaram a maior liberação de CO₂ no campo nativo. Eles verificaram que os sistemas que promovem boa cobertura vegetal apresentaram maior biomassa, em oposição aos sistemas com solo descoberto, onde houve menor biomassa e liberação de CO₂.

Com relação ao carbono orgânico total (COT) do solo (Figura 12), observa-se que os tratamentos sob Caatinga e os que tiveram adição de biochar, apresentaram os maiores valores de COT inicial.

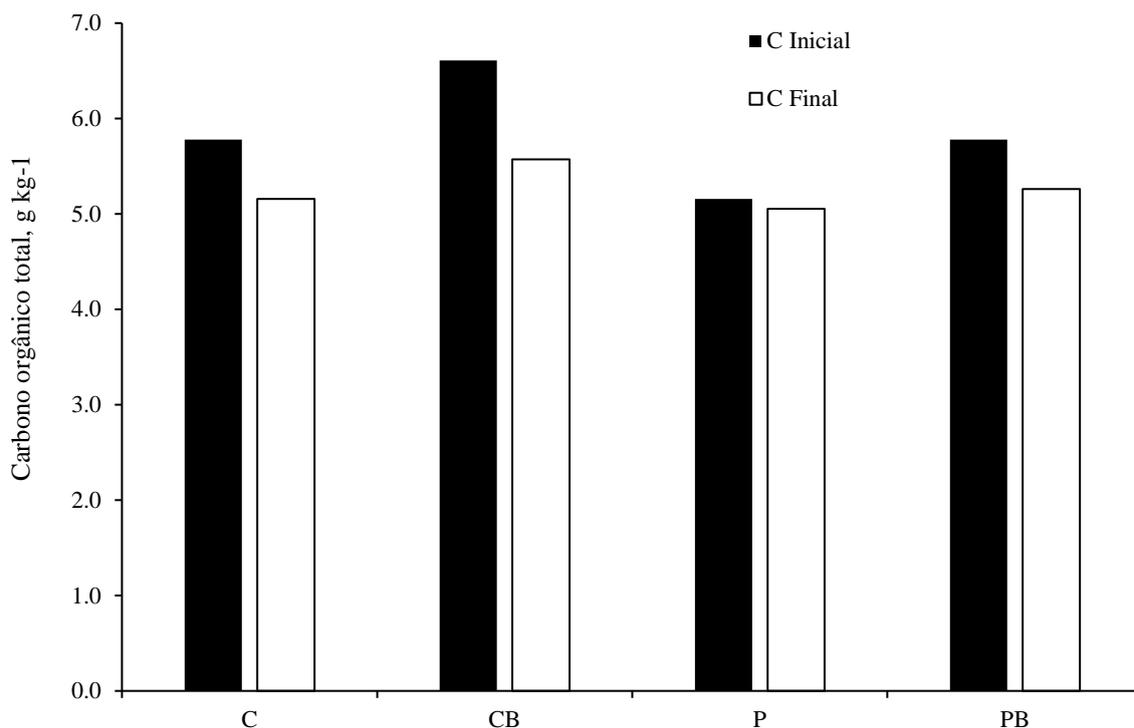


Figura 12 Carbono Orgânico total inicial, final e quantidade de carbono perdido, em área de Caatinga (C) e de pastagem, com (B) e sem biochar.

O maior valor de carbono orgânico total inicial (C inicial) foi de 6,6 g kg⁻¹ na Caatinga com biochar (CB), e o menor de 5,2 g kg⁻¹ na pastagem sem biochar (P). Com relação ao C final, os maiores e menores valores foram de 5,6 g kg⁻¹ na CB e 5,1 g kg⁻¹ na P, respectivamente. A quantidade de carbono perdido também foi maior na área de Caatinga sob biochar, e as menores na área de pastagem.

Os maiores valores de COT nas áreas com biochar é devido ao fato do elevado teor de carbono que o biochar possui (Tabela 1). Várias pesquisas mostraram aumento do teor de carbono no solo com a adição de biochar, dentre elas pode-se citar os trabalhos de Carvalho et al. (2014) e Lima et al. (2018).

O uso da terra e o manejo adequado do solo podem aumentar estoque de carbono orgânico do solo em ecossistemas áridos e semiáridos (ÁLVAROFUENTES et al., 2013; ABDULLAH, 2014), podendo reduzir assim a emissão líquida de CO₂ para a atmosfera. Em contraste, o mau uso da terra e gestão do solo pode causar esgotamento do estoque carbono orgânico no solo, com uma emissão crescente de CO₂ para a atmosfera (CHEN et al., 2009).

Os dados encontrados por MATSUOKA et al. (2003) confirmam as condições mais favoráveis em áreas sob vegetação nativa. Segundo esses autores, a diversidade florística das áreas nativas e a presença da vegetação durante todo o ano influenciam a

produção (quantidade) e qualidade da serrapilheira. O somatório desses fatores contribuiria para a ocorrência de maiores níveis de biomassa microbiana nessas áreas, comparativamente às áreas de cultivo.

Foram observados valores em geral superiores no solo da caatinga. Segundo Souza (2004), a existência de uma floresta no local, forma uma espessa camada de material orgânico e de raízes sobre a superfície do solo, contribuindo desta forma para esse aumento.

Conclusões

A adição de biochar ao solo provocou um aumento da retenção de água no solo, bem como um aumento no teor de carbono orgânico, contudo não teve efeito na respiração do solo.

Esses resultados evidenciam que o biochar é uma alternativa de manejo promissora para aumentar o teor de carbono no solo e mitigar os efeitos das mudanças no uso da terra e das mudanças climáticas em solos arenosos da região semiárida.

5. CONSIDERAÇÕES GERAIS

As mudanças no uso da terra na região semiárida pernambucana, com a retirada da Caatinga e implantação de pastagens, faz com que ocorra mudanças na umidade e temperatura do solo, o que afeta a emissão de CO₂ para a atmosfera, por meio do processo de respiração.

A utilização de biochar em solos arenosos da região do agreste pernambucano promove um aumento no teor de carbono e na umidade do solo, mas não altera a emissão de carbono para a atmosfera. Assim, essa técnica surge como uma alternativa promissora para a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas nessa região.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abdullah, A.S. Minimum tillage and residue management increase soil water content, soil organic matter and canola seed yield and seed oil content in the semiarid areas of Northern Iraq. **Soil and Tillage Research**, v.144, p.150–155, 2014.

Agegnehu, G., Nelson, P.N., & Bird, M.I. Crop yield, plant nutrient uptake and soil physicochemical properties under organic soil amendments and nitrogen fertilization on Nitisols. **Soil and Tillage Research**, v.160, p. 1–13, 2016.

Ahlström, A., Raupach, M.R., Schurgers, G. The dominant role of semi-arid ecosystems in the trend and variability of the land CO₂ sink. **Science**, v.22, p.895–899, 2015.

Aires, L.M.I. Fluxos de CO₂, H₂O e energia numa pastagem mediterrânica C3/C4. Dissertação. Universidade de Aveiro, Portugal. 192p. 2007.

Álvaro-Fuentes, J., Morell, F.J., Madejón, E., Lampurlanés, J., Arrúe, J.L., Cantero-Martínez, C. Soil biochemical properties in a semiarid Mediterranean agroecosystem as affected by long-term tillage and N fertilization. **Soil and Tillage Research**, v.129, p.69–74, 2013.

Amonette, J.E., Dai, S.S., Hu, Y., Schlekewey, N., Shaff, Z., Russell, C.K., Burton, S.D., Arey, B.W. An exploration of the physico-chemical diversity of a suite of biochars. *Eos Transactions, AGU*, 89 (53). **Fall Meeting Supplement**, Abstract B31G-0379. 2008.

Balota, E.L., Chaves, J.C.D. Microbial Activity in Soil Cultivated with Different Summer Legumes in Coffee Crop. **Brazilian Archives of Biology and Technology**. v. 54, n. 1, p. 35-44, 2011.

Bayer, C. Desafios no manejo da matéria orgânica e seqüestro de C no solo na agricultura conservacionista (Palestra). In: XXXI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Gramado. 2007.

Bayer, C., Bertol, I. Características químicas de um cambissolo húmico afetadas por sistemas de preparo, com ênfase à matéria orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23:687-694, 1999.

Blain, G.C., Araujo, M.C., Lulu, J. Variabilidade temporal da evapotranspiração real e da razão entre evapotranspiração real e potencial em Campinas, Estado de São Paulo. **Bragantia**, v.70, n.2, p460-470, 2011.

Bond-Lamberty, B., Thomson, A. Temperature-associated increases in the global soil respiration record. **Nature** 464:579–582. 2010.

Borges Júnior, J.C.F., Anjos, R.J., Silva, T.J.A., Lima, J.R.S., Andrade, C.L.T. Métodos de estimativa da evapotranspiração de referência diária para a microrregião de Garanhuns, PE. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.4, p.380-390, 2012.

Bouchoms, S., Wang, Z.G., Vanacker, V., Doetterl, S., Van Oost, K. Modelling long-term soil organic carbon dynamics under the impact of land cover change and soil redistribution. **Catena**, 151, pp. 63-73, 2016.

Brink, A.B., Bodart, C., Brodsky, L., Defourney, P., Ernst, C., Donney, F., Lupi, A., Tuckova, K. Anthropogenic pressure in East Africa—monitoring 20 years of land cover changes by means of medium resolution satellite data. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, 28, pp. 60-69, 2014.

Bruce, J.P., Frome, M., Haites, E., Janzen, H., Lal, R. Carbon sequestration in soils. *Journal of Soil and Water Conservation*, **Ankeny**, v. 54, n. 1, p. 382-389, 1999.

Calderón, F.J., Jackson, L.E. Rototillage, disking, and subsequent irrigation: effects on soil dynamics, microbial biomass, and carbon dioxide efflux. **Journal of Environmental Quality**, 31:752-58, 2002.

Carbonell-Bojollo, R.M., Repullo-Ruibérriz, M.A., Rodríguezlizana, A., Ordóñez-Fernández, R. Influence of soil and climate conditions on CO₂ emissions from agricultural Soils. **Water Air Soil Pollution**, 223:3425–3435, 2012.

Carvalho, M. T. de M., Maia, A. H. N., Madari, B. E., Bastiaans, L., Oort, P. A. J. V., Heinemann, A. B., Silva, M. A. S., Petter, F. A., Meinke, H. Biochar increases plant available water in a sandy soil under an aerobic Rice cropping system. **Solid earth discussions**. *Munich*, v. 6, n. 5, p. 887– 917, 2014.

Catellan, A.J., Vidor, C. Flutuação na biomassa, atividade e população microbiana do solo, em função de variações ambientais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.14, p.133-142, 1990.

Cerri, C.C., Cerri, C.E.P. Agricultura e aquecimento global. **Boletim da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 40-44, 2007.

Cerri, C.C., Maia, S.M.F., Galdos, M.V., Cerri, C.E.P., Feigl, B.J., Bernoux, M. Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agriculture and livestock. **Scientia Agricola**, 66:831-843, 2009.

Chambers, J.Q., Tribuzy, E.S., Toledo, L.C., Crispim, B.F., Higuchi, N., Dos Santos, J., Araujo, A.C., kruijt, B., Nobre, A.D., Trumbore, S.E. Respiration from a tropical forest ecosystem: partitioning of sources and low carbon use efficiency. **Ecological Applications**, Washington, v. 14, n.4, p. S72-S88, Aug. 2004.

Chen, H., Marhan, S., Billen, N., Stahl, K. Soil organic carbon and total nitrogen stocks as affected by diferente land uses in Baden-Wurtemberg (southwest Germany). **Journal of plant nutrition and soil science**, 172, 32–42, 2009.

Cirilo, J.A. Políticas públicas de recursos hídricos para o semi-árido brasileiro. **Estudos Avançados** (USP. Impresso), v.63, p. 61-82, 2008.

CONAB. Acompanhamento da safra brasileira: cana-de-açúcar, segundo levantamento, agosto/2012. Companhia Nacional de Abastecimento, Brasília. Conab. Disponível:<

http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/12_08_09_15_07_05_boletim_cana_portugues_-_agosto_2012_2o_lev.pdf >. Acesso em: 23 janeiro 2018.

Correia, M.F. Impacto das Ações Antrópicas no Clima do Submédio São Francisco: Um Estudo Numérico e Observacional. Tese (Doutorado em Meteorologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo. 181p, 2001.

Correia, M.F., Silva Dias, M.A.F., Silva Aragão, M.R. Soil occupation and atmospheric variations over Sobradinho Lake area. Part one: a regional modeling study. **Meteorology and Atmospheric Physics**, vol. 94, p. 115 – 128, 2006.

Crawford, M.C., Grace, P.R., Oades, J.M. Allocation of carbon to shoots, roots, soil and rhizosphere respiration by barrel medic (*Medicago truncata*) before and after defoliation. **Plant and Soil**, 227, pp. 67–75, 2000.

Curl, E.A. & Rodriguez-Kabana, R. Microbial interactions. In: WILKINSON, R.E., ed. Research methods in weed science. Atlanta, **Southern Weed Science Society**, p.162-194, 1972.

Danish, S., Ameer, A., Qureshi, T.I., Younis, U., Manzoor, H., Shakeel, A., Ehsanullah M. Influence of biochar on growth and photosynthetic attributes of *Triticum aestivum* L. under half and full irrigation. **International journal of Biosciences** 5(7), 101-108. 2014.

Davidson, E.A., Verchot, L.V., Catânio, J.H., Ackerman, I.L., Carvalho, J.E.M. Effects of soil water content on soil respiration in forest and cattle pasture of eastern Amazonia. **Biogeochemistry**, Netherlands, 48, p. 53-69, 2000.

De Figueiredo. E.B. Balanço de gases de efeito estufa e emissões de CO₂ do solo nos sistemas de colheita da cana-de-açúcar manual queimada e mecanizada crua. 2012. 111 f. Tese de doutorado. Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2012.

Dias, B.O., Silva, C.A, Soares, E.M.B., Betiol, W. Estoque de carbono e quantificação de substâncias húmicas em Latossolo submetido à aplicação contínua de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v.31, n.4, p.901-911. 2007.

Duiker, S.W., Lal, R. Carbon budget study using CO₂ flux measurements from a no till system in central Ohio. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 54, n. 1-2, p. 21-30, 2000.

EMBRAPA – Centro Nacional De Pesquisa De Solos. Manual de método e análise de solo. 2.ed. Rio de Janeiro, RJ: EMBRAPA Solos., 230p. 2011. (Documentos /Embrapa Solos, ISSN 1517-2627;132).

EMBRAPA – Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2 ed. Rio de Janeiro: **Embrapa Solos**, 2006.

EMBRAPA, Manual de Métodos de Análises de Solo.2nd ed. Embrapa Solos, Rio de Janeiro, p. 212, 2017.

Epron, D., Bosc, A., Bonal, D., Freycon, V. Spatial variation of soil respiration across a topographic gradient in a tropical rain forest in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology**, Nova York, v. 22, n. 5, p. 565-574, 2006.

Feng, S., Fu, K. Expansion of global drylands under a warming climate. **Atmospheric Chemistry and Physics**. v.13, p.10081–10094, 2013.

Ferraz, J.B.S., Felício, P.E.D. Production systems - An example from Brazil. **Meat Science**, v. 84, n. 2, p. 238-243, 2010.

Ferreira, C.R.P.C., Antonino, A.C.D., Sampaio, E.V.S.B., Correia, K.G., Lima, J.R.S., Soares, W.A., Menezes, R.S.C. Soil CO₂ Efflux Measurements by Alkali Absorption and Infrared Gas Analyzer in the Brazilian Semiarid Region. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 42, e0160563. 2018.

Fierer, N., Schimel, J.P. A proposed mechanism for the pulse in carbon dioxide production commonly observed following the rapid rewetting of a dry soil. **Soil Science Society America Journal**, 67, pp. 798-805, 2003.

Fortes Neto, P., Fernandes, S.A.P., Jahnel, M.C. Microbiota do solo como indicadora da poluição do solo e do ambiente. In: Silveira, A.P.D., Freitas, S.S. (eds.). **Microbiota do Solo e Qualidade Ambiental**. Campinas: Instituto Agronômico, p.259-274, 2007.

Franzuebbers, A.J., Haney, F.M., Zuberer, D.A. Flush of carbon dioxide following rewetting of dried soil relates to active organic pools. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, n. 2, p. 613– 623, 2000.

Freitas, H.C. Efluxo de CO₂ do solo em uma pastagem na Amazônia (Rondônia): observações com câmara portátil e simulação do ciclo de carbono com o modelo SiB2. Dissertação de mestrado. Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, 2001.

Gariglio, M.A., Sampaio, E.V.S.B., Cestaro, L.A.C., Kageyama, P.Y. Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga. Ministério do Meio Ambiente, segunda ed. **Serviço Florestal Brasileiro**, Brasília, 2010.

Goudriaan, J. Global carbon cycle and carbon sequestration. In: M.A. Beran (Editor), Carbon Sequestration in the Biosphere - Processes and Prospects. **Global Environmental Change** (vol. 33). Springer, Berlin, pp. 3-18. 1995.

Groffman, P.M., Eagan, P., Sullivan, W.M., Lemunyon, J.L. Grass species and soil type effects on microbial biomass and activity. **Plant and Soil**, 183, pp. 61-67, 1996.

Haney, R.L., Brinton, W.F., Evans, E. Estimating soil carbon, nitrogen, and phosphorus mineralization from short-term carbon dioxide respiration. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, 39, pp. 2706-2720, 2008b.

Haney, R.L., Brinton, W.F., Evans, E. Soil CO₂ respiration: comparison of chemical titration, CO₂ IRGA analysis and the Solvita gel system. **Renewable Agriculture and Food Systems**, 23, pp. 171-176, 2008a.

He, N.P., Yu, Q., Wu, L., Wang, Y.S., Han, X.G. Carbon and nitrogen store and storage potential as affected by land-use in a *Leymus chinensis* grassland of northern China. **Soil biology biochemistry.**, 40, pp. 2952-2959, 2008.

Hu, C.J., Fu, B.J., Liu, G.H., Jin, T.T., Guo, L. Vegetation patterns influence on soil microbial biomass and functional diversity in a hilly area of the loess plateau, China. **Journal of soil sediments**, 10 (6), pp. 1082-1091, 2010.

Ibrahim, H. M., Al-Wabel, M. I., Usman, A. R. A., AL-Omran, A. Effect of Conocarpus biochar application on the hydraulic properties of a sandy loam soil. **Soil Science**, v.178: p 165-173, 2013.

Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC. Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III. Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2007.

Jenkinson, D.S., Adams, D.E., Wild, A. Model estimates of CO₂ emissions from soil in response to global warming. **Nature**. v. 351. p.304–306, 1991.

Johnson, M.S.; Webster, C.; Jassal, R.S.; Hawthorne, I.; Andrew Black, T.A. Biochar influences on soil CO₂ and CH₄ fluxes in response to wetting and drying cycles for a forest soil. **Scientific Reports**, v.7, 6780, 2017.

Kang, S.Y., Doh, S., Lee, D., Jin, V.L., Kimball, J.S. Topographic and climatic controls on soil respiration in six temperature mixed-hardwood forest slopes, Korea. **Global Change Biology**, Oxon, v. 9, n. 10, p. 1427-1437, Oct. 2003.

Kanianska, R., Kizeková, M., Nováček, J., Zeman, M. Land-use and land-cover changes in rural areas during different political systems: a case study of Slovakia from 1782 to 2006. **Land Use Policy**, 36, pp. 554-566, 2014.

Karhu, K., Auffret, M.D., Dungait, J.A., Hopkins, D.W., Prosser, J.I., Singh, B.K., et al. Temperature sensitivity of soil respiration rates enhanced by microbial community response. **Nature** 513, 81–84, 2014.

Keller, M., Varner, R., Dias, J.D., Silva, H., Crill, P., Oliveira Junior, R.C., Asner, G.P. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, nitric oxide, methane, and carbon dioxide in logged and undisturbed forest in the Tapajós National Forest, Brasil. **Earth Interactions**, v.9, p.1, mar. 2005.

Kosugi, Y., Mitani, T., Itoh, M., Noguchi, S., Tani, M., Matsuo, N., Takanashi, S., Ohkubo, S., Nik, A.R. Spatial and temporal variation in soil respiration in a Southeast Asian tropical rainforest. **Agricultural and Forest Meteorology**, 147, pp. 35-47, 2007.

La Scala, N., Bolonhezi, D., Pereira, G.T. Short-term soil CO₂ emission after conventional and reduced tillage of a no-till sugar cane area in southern Brazil. **soil tillage research**, 91:244-248, 2006.

Lal, R. Challenges and opportunities in soil organic matter research. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 60, n. 2, p. 158–169, 2009.

Lal, R., Delgado, J.A., Groffman, P.M., Millar, N., Dell, C., Rotz, A. Management to mitigate and adapt to climate change. **Journal Soil Water Conserv.**, 66:276-285, 2011.

Leal, I.R.S., Tabarelli, M., Lacher Jr., T.E. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. **Megadiversidade**, v.1, p.139-146, 2005.

Lehmann, J., Czimczik, C., Laird, D., Sohi, S. Stability of biochar in soil. In: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), **Biochar for Environmental Management: Science and Technology**, pp. 183-205, 2009.

Li, K.Y., Coe, M.T., Ramankutty, N. Investigation of hydrological variability in West Africa using land surface models. **Journal of Climate**, v. 18, n. 16, p. 3173-3188, 2005.

Liang, N.S., Nakadai, T., Hirano, T., Qu, L.Y., Koike, T., Fujinuma, Y., Inoue, G. In situ comparison of four approaches to estimating soil CO₂ efflux in a northern larch (*Larix kaempferi* Sarg.) forest. **Agricultural and Forest Meteorology**. V. 123, p. 97-117, 2004.

Libardi, P.L. Dinâmica da água no solo. São Paulo: Ed. **EDUSP**. p.335. 2005.

Lima, J.R.S.; Silva, W.M.; Medeiros, E.V.; Duda, G.P.; Corrêa, M.M.; Martins Filho, A.P.; Clermont-Dauphin, C.; Antonino, A.C.D.; Hammecker, C. Effect of biochar on physicochemical properties of a sandy soil and maize growth in a greenhouse experiment. **Geoderma**, v. 319, p. 14-23, 2018.

Linn, D.M., Doran, J.W. Effects of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soil. **Soil Science Society of America Journal**, 48, p. 1267-1272, 1984.

Liu, X.Y., Zheng, J.F., Zhang, D.X., Cheng, K., Zhou, H.M., Zhang, A.F., Li, L.Q., Joseph, S., Smith, P., Crowley, D., Kuzyakov, Y., Pan, G.X. Biochar has no effect on soil respiration across Chinese agricultural soils. **Science of the Total Environment**, 554, pp. 259-265, 2016.

Lou, Y., Liang, W., Xu, M., Ele, X., Wang, Y., Zhao, K. Straw coverage alleviates seasonal variability of the topsoil microbial biomass and activity. **Catena**, 86:117-120, 2011.

Lu, N., Liu, X.R., Du, Z.L., Wang, Y.D., Zhang, Q.Z. Effect of biochar on soil respiration in the maize growing season after 5 years of consecutive application. **Soil Research**, v. 52, p. 505-512, 2014.

Maier, M., Schack-Kirchner, H., Hildebrand, E.E., Schindler, D. Soil CO₂ efflux vs soil respiration: Implications for flux models. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 151, n. 67, p. 1.723-1.730, 2011.

Matsuoka, M., Mendes, I.C., Loureiro, M.F. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de Primavera do Leste (MT). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p.425-433, 2003.

Mechri, B., Attia, F., Tekaya, M., Cheheb, H., Hammami, M. Agronomic application of olive mill wastewaters with rock phosphate increase the 10 Me 18:0 fatty acid marker of actinomycetes and change rhizosphere microbial functional groups under long-term field conditions. **Soil Biology & Biochemistry**. v. 70, p. 62-65, 2014.

Melo, C., Fialho, C., Faria, A., Neto, M., Saraiva, D., Costa, M., Ferreira, L., Ferreira F.A. Microbial activity of soil cultivated with corn in association with weeds under different fertility management systems. **Chilean Journal of agricultural research**, v. 74, n.4, p.477- 484, 2014.

Menezes, R.S.C., Sampaio, E.V.S.B. Simulação dos fluxos e balanços de fósforo em uma unidade de produção agrícola familiar no semi-árido paraibano. In: Silveira, L.M.; Petersen, P. & Sabourin, E., orgs. Agricultura familiar e 10 agroecologia no semi-árido: Avanços a partir do agreste da Paraíba. Rio de Janeiro, AS-PTA, p.249-260. 2002.

Merbold, L., Ardo, J., Arneeth, A., Scholes, R.J., Nouvellon, Y., De Grandcourt, A., Archibald, S., Bonnefond, J.M., Boulain, N., Bruemmer, C., Brueggemann, N., Cappelaere, B., Ceschia, E., Elkhidir, H.A.M., El-Tahir, B.A., Falk, U., Lloyd, J., Kergoat, L., Le Dantec, V., Mougouin, E., Muchinda, M., Mukelabai, M.M., Ramier, D., Roupsard, O., Timouk, F., Veenendaal, E.M., Kutsch, W.L. Precipitation as driver of carbon fluxes in 11 African ecosystems. **Biogeosciences Discussions**, v. 5, p. 4071-4105, 2008.

Miles, L., Newton, A.C., De Fries, R.S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V., Gordon, J.E. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography**, 33, pp. 491-505, 2006.

Moitinho, M. R. Emissão de CO₂ e sua relação com propriedades, manejo do solo e palha em áreas de cana-de-açúcar. 2013. 68 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Ciência do Solo)- Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, Câmpus de Jaboticabal, Jaboticabal, 2013.

Moreira, F.M.S., Siqueira, J.O. Microbiologia e bioquímica do solo. Lavras: UFLA, 729p, 2006.

Morell, F.J.; Álvaro-Fuentes, J.; Lampurlanés, J., Canteromartínez, C. Soil CO₂ fluxes following tillage and rainfall events in a semiarid Mediterranean agroecosystem: effects of tillage systems and nitrogen fertilization. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 139:167–173, 2010.

Moura, P.M., Althoff, T.D., Oliveira, R.A., Souto, J.S., Souto, P.C., Menezes, R.S.C., Sampaio, E.V.S.B. Carbon and nutrient fluxes through litterfall at four succession stages of Caatinga dry forest in Northeastern Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, pp. 1-14, 2016.

Ohashi, M., Gyokusen, K., Saito, A. Measurement of carbon dioxide evolution from a Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D. Don) forest floor using an openflow chamber method. **Forest Ecology and Management** 123, 105–114, 1999.

Oliveira, P. A. et al. Aspectos metodológicos do comportamento ingestivo de vacas lactantes em pastejo de *Brachiaria decumbens*. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, v.12, n.1, p.166-175, 2011.

Ordóñez-Fernández, R., Carbonell Bojollo, R., Gonzálezfernández, P., Perea Torres, F. Influencia de la climatología y el manejo del suelo en las emisiones de CO₂ en un suelo arcilloso de la vega de Carmona. **Carell**, 6:2339-2354, 2008.

Padilha, K.M., Freire, M.B.G.S., Duda, G.P., Santos, U.J., Silva A.O., Souza, E.R. Indicadores Biológicos de dois solos com a incorporação de subproduto da agroindústria de café. **Revisra Brasileira de Ciência do Solo**, v.38, p. 1377-1386, 2014.

Panosso, A.R., Ribeiro, C.E.R., Zanini, J.R., Pavani, L.C., Pereira, G.T., La Scala Júnior, N. Variabilidade espacial da emissão de CO₂, da temperatura e umidade de um latossolo desprovido de vegetação sob diferentes lâminas de molhamento. **Semina-Ciencias Agrarias Journal**, 30:1.017-1.034, 2009.

Paul, E.A., Harris, D., Collins, H.P., Schulthess, U., Robertso, G.P. Evolution of CO₂ and soil carbon dynamics in biologically managed, row-crop agrosystems. **Applied Soil Ecology**, v.11, p.53-65, 1999.

Pereira, J. C. **Manejo de pastagens**. Brasília: SENAR. 92p. 2003.

Powers, J.S. Changes in soil carbon and nitrogen after contrasting land-use transitions in northeastern Costa Rica. **Ecosystems**, 7, pp. 134-146, 2004.

Pragana, R.B., Ribeiro, M.R., Nóbrega, J.C.A., Ribeiro Filho, M.R., Costa, J.A. Qualidade física de Latossolos Amarelos sob plantio direto na região do Cerrado piauiense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.36, p.1591-1600, 2012.

Purakayastha, T.J., Das, K.C., Gaskin, J., Harris, K., Smith, J.L., Kumari, S. Effect of pyrolysis temperatures on stability and priming effects of C₃ and C₄ biochars applied to two different soils. **Soil and Tillage Research**, 155, 107–115. 2016.

Qingqing, Z., Hailiang, X., Jingyi, F., Pujia, Y., Peng, Z. Spatial analysis of land use and land cover changes in recent 30 years in manas river basin. **Procedia Environmental Sciences**, 12, pp. 906-916. (Part B), 2012.

Querino, C.A.S., Moura, M.A.L., Lyra, R.F.F., Mariano, G.L. Avaliação e comparação de radiação solar global e albedo com ângulo zenital na região amazônica. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.21, n.3a, p.42-49, 2006.

Raich, J.W., Schlesinger, W.H. The global carbon-dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. **Tellus B**, v.44, pp. 81–99, 1992.

Reed, S.C., Coe, K.K., Sparks, J.P., Housman, D.C., Zelikova, T.J., Belnap, J. Changes to dryland rainfall result in rapid moss mortality and altered soil fertility. **Nature Climate Change**. v.2, p.752–755, 2012.

Reichstein. M., Rey, A., Freibauer, A., Tenhunen, J., Valentini, R., Banza, J., Casals, P., Cheng, Y., Grünzweig, J.M., Irvine, J., Joffre, R., Law, B.E., Loustau, D., Miglietta, F., Oechel, W., Ourcival, J., Pereira, J.S., Peressotti, A., Ponti, F., Qi, Y., Rambal, S., Rayment, M., Romanya, J., Rossi, F., Tedeschi, V., Tirone, G., Xu, M., Yakir, D. Modeling temporal and large-scale spatial variability of soil respiration from soil water availability, temperature and vegetation productivity indices. **Global Biogeochemical Cycles** 17:1104–1119, 2003.

Resck, D.V.S. O plantio direto como alternativa de sistema de manejo e conservação do solo e da água na região dos cerrados. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 30, Rio de Janeiro. Anais. Rio de Janeiro: **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, 1997.

Ribeiro, K.; Sousa-Neto, E.R.; Carvalho Júnior, J.A.; Lima, J.R.S.; Menezes, R.S.C.; Duarte-Neto, P.J.; Guerra, G.S.; Ometto, J.P.H.B. Land cover changes and greenhouse gas emissions in two different soil covers in the Brazilian Caatinga. **Science of the Total Environment**, v. 571, p. 1048-1057, 2016.

Rice, C.W., Reed, D. Soil Carbon Sequestration and Greenhouse Gas Mitigation: A Role for American Agriculture. Kansas State University (KSU), Agronomy Department, p. 35, 2007.

Robertson, G.P., Wedin, D., Groffman, P.M., Blair, J.M., Holland, E.A., Nedelhoffer, K.J. and Harris, D. Soil carbon and nitrogen availability: nitrogen mineralization, nitrification, and soil respiration potentials. G.P. Robertson, D.C. Coleman, C.S. Bledsoe, P. Sollins (Eds.), **Standard Soil Methods for Long-term Ecological Research**, Oxford University Press, Oxford, pp. 258-271, 1999.

Rodal, M.J.N., Melo, A.L. Levantamento preliminar das espécies lenhosas da Caatinga de Pernambuco. F.D. Araujo, H.D.V. Prendergast, S.J. Mayo (Eds.), I Workshop de Plantas do Nordeste e Royal Botanic Garden, Kew, Recife, pp. 53–62 p. 149, 1999.

Roscoe, R., Machado, P.L.O.A. Fracionamento Físico do Solo em Estudos da Matéria Orgânica, Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste; Rio de Janeiro: **Embrapa Solos**, 86p, 1º Edição, 2002.

Ruiz, H. Incremento da exatidão da análise granulométrica por meio da coleta da suspensão (SILTE + ARGILA). **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, Viçosa, v. 29, p. 207-300. 2005.

Sá, I.B., Riché, G.R., Fotius, G.A. As paisagens e o processo de degradação do semi-árido nordestino. MMA-UFPE (Ed.), Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação, MMA-UFPE, Brasília, pp. 17–36, 2004.

Sainju, U.M., Jabro, J.D., Stevens, W.B. Soil carbon dioxide emission and carbon content as affected by irrigation, tillage, cropping system, and nitrogen fertilization. **Journal of Environmental Quality**, 37:98–106, 2008.

Sala, O.E., Stuart Chapin Jr. F., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M.N., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., Wall, D.H. Global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science**, 287, pp. 1770-1774, 2000.

Salati, E.O., Nobre, C.A. Possible climatic impacts of tropical deforestation. **Climate Change**, v. 19, p. 177-196, 1991.

Salazar, L.F., Nobre, C.A., Oyama, M.D. Climatic change consequences on the biome distribution in tropical South America. **Geophysical Research Letters**, v. 34, 2007.

Salgado, E.V., Andrade, E.M., Hevia, J.N., Nunes, E.P., Rodrigues, M.M.A. Rainfall patterns and the contribution of litter in the caatinga dry tropical forest. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 46, n. 2, p. 299-309. 2015.

Sampaio, E.V.S.B. Overview of the Brazilian caatinga. S.H. Bullock, H.A. Mooney, E. Medina (Eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests*, **Cambridge University Press**, Cambridge, pp. 35-63, 1995.

Santos, J.C.B., Souza Junior, V.S., Corrêa, M.M., Ribeiro, M.R., Almeida, M.C., Borges, L.E.P. Caracterização de Neossolos Regolíticos da Região Semiárida do Estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.36, n.3, p. 683-695, 2012.

Santos, S.A., Correia, M.F., Aragão, M.R.S., Oliveira, M.B.L., Santos, E.P. Análise das trocas de água, energia e CO₂ em área de caatinga: período úmido. **Ciência e Natura**. Vol. Especial, p 147-150, 2011.

Saura-Mas, S., Estiarte, M., Peñuelas, J., Lloret, F. Effects of climate change on leaf litter decomposition across post-fire plant regenerative groups. **Environmental and Experimental Botany**, v. 77, p. 274- 282, 2012.

Schippers, P., Vermaat, J.E., Klein, J., Mooij, W.M. The effect of atmospheric carbon dioxide elevation on plant growth in freshwater ecosystems. **Ecosystems**, 7, pp. 63-74, 2004.

Schlesinger, S. **Onde pastar? O gado bovino no Brasil**. Rio de Janeiro: Federação de Órgãos para Assistência Social e Educacional. 116p. 2010.

Silva, P.F., Fluxos de CO₂, água e energia em pastagens e caatinga no semiárido pernambucano. Dissertação de mestrado. (Mestrado em Produção agrícola)- Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE, Unidade Acadêmica de Garanhuns, Garanhuns, 2015.

Silva, P.F., Lima, J.R.S., Antonino, A.C.D., Souza, R., Souza, E.S., Silva, J.R.I., Alves, E.M. Seasonal patterns of carbon dioxide, water and energy fluxes over the Caatinga and grassland in the semi-arid region of Brazil. **Journal of Arid Environments**. v. 147, p. 71-82, 2017.

Silva, W.M., Aplicação de biochar de resíduos de café em neossolo regolítico: efeitos nas características químicas e biológicas e na produção de milho e feijão. Dissertação de mestrado. (Mestrado em Produção agrícola)- Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE, Unidade Acadêmica de Garanhuns, Garanhuns, 2016.

Silva-Olaya, A.M., Cerri, C.E.P., La Scala JR., N., Dias, C.T.S., Cerri, C.C. Carbon dioxide emissions under different soil tillage systems in mechanically harvested sugarcane. **Environmental Research Letters**, Bristol, v. 8, n. 1, p. 1-8, 2013.

Smart, D.R., Peñuelas, J. Short-term CO₂ emissions from planted soil subject to elevated CO₂ and simulated precipitation. **Applied soil ecology**., 28:247-57, 2005.

Sotta, E.D., Meier, P., Malhi, Y., Nobre, A.D., Hodnett, M., Grace, J. Soil CO₂ efflux in a tropical forest in central Amazon. **Global Change Biology**. v.10, p. 601-617, 2004.

Souza, E.D., Costa, S.E.V.G.A., Anghinoni, I. Lima, C.V.S.D., Carvalho, P.C.D.F., Martins, A.P. Biomassa microbiana do solo em sistema de integração lavoura pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p.79-88, 2010.

Souza, J.S. **Dinâmica especial e temporal do Fluxo de CO₂ do solo de terra firme na Amazônia central**. 64 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Tropical e Recursos Naturais) – Instituto de Pesquisa na Amazônia – INPA, Manaus, 2004.

Stotzky, G. Microbial respiration. In: BLACK, C.A., ed. *Methods of soil analysis*. Madison, **American Society of Agronomy**, p.1551-1572, 1965.

Toal, M.E., Yeomans, C., Killham, K., Meharg, A.A. A review of rhizosphere carbon flow modelling. **Plant and Soil**, 222, pp. 263–281, 2000.

Tosi, M., Correa, O.S., Soria, M.A., Vogrig, J.A., Sydorenko, O., Montecchia, M.S. Land-use change affects the functionality of soil microbial communities: a chronosequence approach in the Argentinian Yungas. **Applied soil ecology**., 108, pp. 118-127, 2016.

Tótolá, M.R., Chaer, G.M. **Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos**. In: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. *Tópicos em ciência do solo*, v.2, p. 195-276, 2002.

Ussiri, A.N., Lal, R. Long-term tillage effects on soil carbon storage and carbon dioxide emissions in continuous corn cropping system from an alfisol in Ohio. **Soil tillage research**, 104:39-47. 2009.

Varella, R.F., Bustamante, M.M. C., Pinto, A.S., Kisselle, K.W., Santos, R.V., Burke, R.A., Zepp, R.G., Viana, L. T. Soil fluxes of CO₂, CO, NO and N₂O an old pasture and from native savanna in Brazil. **Ecological Applications**, 14:221-231, 2004.

Verburg, P.H., Neumann, K., Nol, L. Challenges in using land use and land cover data for global change studies. **Global change biology**, 17, pp. 974-989, 2011.

Weltzin, J.F., Loik, M.E., Schwinning, S., Williams, D.G., Fay, P.A., Haddad, B.M., Harte, J., Huxman, T.E., Knapp, A.K., Lin, G., Pockman, W.T., Shaw, M.R., Small, E.E., Smith, M.D., Smith, S.D., Tissue, D.T. Assessing the response of terrestrial ecosystems to potential changes in precipitation. **Bioscience**, v. 53, n. 10, p. 941-952, 2003.

Wu, L., He, N.P., Wang, Y.S., Han, X.G. Storage and dynamics of carbon and nitrogen in soil after grazing exclusion in grasslands of Northern China. **Journal environmental quality**, 37, pp. 663-668, 2008.

Yeomans, J. C. e Bremner, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.19, p.1467-1476, 1988.

Yu, L., Lu, J. Does landscape fragmentation influence sex ratio of dioecious plants? A case study of *Pistacia chinensis* in the Thousand-Island Lake region of China. **PLoS One**, 6, p. e22903, 2011.

Zhao, Z., Shi, F. Contribution of root respiration to spatial-temporal variation of soil respiration in a *Haloxylon ammodendrons* ecosystem in Gurbantunggut Basin. **Acta Ecologica Sinica**, 37, pp. 392 – 398, 2017.

Zhou, G.Y., Zhou, X.H., Zhang, T., Du, Z.G., He, Y.H., Wang, X.H., Shao, J.J., Cao, Y., Xue, S.G., Wang, H.L., Xu, C.Y. Biochar increased soil respiration in temperate forests but had no effects in subtropical forests. **Forest ecology and management**, 405:339–349, 2017a.

Zhou, H., Zhang, D., Wang, P., Liu, X., Cheng, K., Li, L., Zheng, J., Zhang, X., Zheng, J., Crowley, D. Changes in microbial biomass and the metabolic quotient with biochar addition to agricultural soils: a Meta-analysis. **Agriculture, ecosystems environment**, 239, pp. 80-89, 2017b.