

VICENTE JOSÉ LAAMON PINTO SIMÕES

INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE EM SISTEMAS PASTORIS NO SEMIÁRIDO
BRASILEIRO

Serra Talhada – PE

2019

**S
I
M
Õ
E
S**

**P
L
J
V**

**I
N
D
I
C
A
D
O
R
E
S**

**D
E**

**·
·
·**

**2
0
1
9**

VICENTE JOSÉ LAAMON PINTO SIMÕES

INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE EM SISTEMAS PASTORIS NO SEMIÁRIDO
BRASILEIRO

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural de Pernambuco, Unidade Acadêmica de Serra Talhada, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal, para obtenção do título de Mestre em Produção Vegetal.

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Soares de Souza
Coorientador: Prof. Dr. Mauricio Luiz de Mello Vieira Leite

Serra Talhada - PE

2019

FICHA CATALOGRÁFICA

VICENTE JOSÉ LAAMON PINTO SIMÕES

INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE EM SISTEMAS PASTORIS NO SEMIÁRIDO
BRASILEIRO

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural de Pernambuco, Unidade Acadêmica de Serra Talhada, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal, para obtenção do título de Mestre em Produção Vegetal.

APROVADO em ____/____/____.

Banca Examinadora

Prof. Dr. Eduardo Soares de Souza
Orientador

Prof. Dr. Luiz Guilherme Medeiros Pessoa
Examinador Interno

Prof. Dr. Aldo Torres Sales
Examinador Externo

A minha amada mãe,
Lucidalva Pinto Simões,
com muito carinho, admiração, respeito e amor,
és meu maior exemplo de perseverança, fé e dedicação,
agradeço por tantos ensinamentos e por todo apoio incondicional em todos os
momentos da minha vida

Ao meu amado tio,
José Leonildo Pinto Simões,
exemplo de homem digno, honesto e bondoso,
agradeço por tantos ensinamentos, incentivos e apoio
em todos os momentos da minha vida

Amo vocês!

Dedico

AGRADECIMENTOS

Agradeço em primeiro lugar a Deus, pelo dom da vida, com a graça de ter saúde e todo o necessário para ir em busca da realização dos meus sonhos.

À Universidade Federal Rural de Pernambuco, especificamente a Unidade Acadêmica de Serra Talhada e a todos os professores do curso de Agronomia que contribuíram para minha formação profissional. Aos Professores do Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal (PGPV/UFRPE), pelos conhecimentos transmitidos durante as disciplinas e por sempre estarem disponíveis para solucionar eventuais dúvidas.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de mestrado.

Ao Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA), na pessoa do senhor Eraldo Bezerra de Cavalcante pelo apoio na condução do experimento e disponibilização da área para realização da pesquisa.

Ao Observatório Nacional da Dinâmica de Água e Carbono no Bioma Caatinga (ONDACBC), por disponibilizar recursos e equipamentos para o desenvolvimento da pesquisa.

Ao professor Dr. Eduardo Soares de Souza, com orgulho pela imprescindível orientação acadêmica, agradeço pela confiança e oportunidade oferecida para realização deste sonho, por toda disponibilidade, apoio, colaboração e ensinamentos, um exemplo de profissional que tive a oportunidade de compartilhar experiências durante todo o mestrado.

Ao professor Dr. Maurício Luiz de Mello Vieira Leite, com orgulho pela imprescindível co-orientação, e pela amizade construída desde os tempos da graduação. Agradeço ainda, por toda disponibilidade, apoio, colaboração e compreensão, um exemplo de conduta profissional que tive a oportunidade de compartilhar experiências desde a graduação.

Aos doutores da banca examinadora pelas valiosas contribuições a este trabalho.

Aos amigos e integrantes do Grupo de Ecohidrologia do Semiárido, Raliuson, Lypson, Rodolfo, Denizard, Fernando, Mirna, Romário, Gustavo pela imprescindível colaboração, apoio e disponibilidade para realização desta pesquisa.

Aos amigos e integrantes do Grupo de Estudos em Forragicultura (GEFOR), Dennys, Alefe, Paulo, Robson, Igor, Júnior, Eliane, Baltazar, Marcelo, Jéssica, Cláudio, Raul, Mariana, Any, Gabriela, Cristilane, Liliane, Fredson, Marlene, Cecílio, Mirna e Lypson pela imprescindível colaboração, apoio e disponibilidade para realização desta pesquisa.

À todos os meus amigos adquiridos ao longo da graduação e mestrado, em especial à Raliuson, Renilson, George, Marcondes, Neto, Marcela, Cidinha, Elizangela, Cléa, Cinara, João Paulo, Thialla, Janaina, Ana, Nielson, Yuri, Sara e Gebson pela solidariedade, apoio, incentivo, ensinamentos e alegrias durante todos os momentos de convivência.

Ao meu primo Lypson, pela solidariedade, incentivo e todo apoio prestado desde os anos de graduação e agora ao longo do mestrado.

À minha namorada, Larissa Xavier, não há palavras capazes de descrever a sua importância, sou eternamente grato por todo apoio, amor e compreensão, durante esses últimos meses, sem você tudo seria mais complicado. Amo você!

À minha mãe Lucidalva Pinto Simões, e ao meu tio José Leonildo Pinto Simões, meus principais motivadores, que se fizeram presentes em todos os momentos nesta caminhada, me apoiando incondicionalmente e ensinando sempre os valores morais indispensáveis a formação do ser humano. Amo vocês!!

À toda minha família, tios (a) e primos (a) pela solidariedade, incentivo e todo apoio prestado durante todos esses anos.

Enfim, a todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização desta pesquisa, meus sinceros agradecimentos.

Muito obrigado!!!

“Ou nos tornamos vítimas, ou nos tornamos fortes. O esforço é o mesmo”
(Aglair Grein)

“Então, todos somos filhos de Deus, amados por Ele,
e temos direito à felicidade. Também nos é garantido
o acesso à sabedoria de Deus. Podemos não ter diploma
e não ser suficientemente preparados aos olhos humanos,
mas todos nós podemos acessar a Sabedoria divina.
Busquemos, pois, essa Sabedoria, porque nela está a
nossa felicidade e a razão de existirmos”
(Pe. Reginaldo Manzotti)

RESUMO GERAL

SIMÕES, Vicente José Laamon Pinto Simões. Indicadores de sustentabilidade em sistemas pastoris no Semiárido brasileiro. 2019. 77 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal – Universidade Federal Rural de Pernambuco – Unidade acadêmica de Serra Talhada (UFRPE - UAST)), Serra Talhada – PE.

A degradação de solos em áreas de pastagens é um acontecimento observável em escala global, com grandes impactos ambientais e econômicos, afetando diretamente a sustentabilidade desses sistemas produtivos, sobretudo em ambientes semiáridos e áridos. Diante do exposto, objetivou-se analisar comparativamente os atributos de sustentabilidade em sistema silvipastoril e áreas de pastagens, a partir de indicadores sensíveis as alterações do manejo, tais como as propriedades físico-hídricas e o efluxo de CO₂ (ECO₂) do solo. Foi realizada uma pesquisa observacional em três áreas distintas: uma pastagem contendo apenas capim-corrente (*Urochloa mosambicensis* (Hack.)), uma área sob sistema silvipastoril, com a espécie arbórea sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* (Benth) e o capim-corrente e uma pastagem de capim-corrente consorciada com orelha-de-onça (*Macroptilium martii* (Benth.) Maréchal & Baudet). Foram utilizados sete indicadores da qualidade físico-hídrica do solo: resistência do solo à penetração, densidade do solo, condutividade hidráulica saturada, macroporosidade, capacidade de aeração, capacidade de água disponível para planta e a capacidade de campo relativa. Foi determinado o ECO₂ nos solos das diferentes áreas com um analisador de gás infravermelho. Além disso, foram realizadas mensurações do índice de área foliar por meio do aparelho Ceptômetro AccuPAR LP-80. A implantação de sistemas silvipastoris em condições semiáridas contribui para a longevidade e sustentabilidade de sistemas pastoris, em função das melhorias nas propriedades físico-hídricas do solo, como a densidade, resistência do solo a penetração e porosidade total. Além disso, esses sistemas proporcionam uma maior retenção e condutividade de água nos solos, em comparação a áreas de pastagens isentas de vegetação arbustiva-arbórea. As áreas mais susceptíveis ao processo de degradação podem apresentar altas taxas de ECO₂, em condições de maior disponibilidade de umidade, o que caracteriza o estresse ecológico e que agrava ainda mais o processo de degradação nessas áreas, uma vez que, há uma maior queima do estoque limitado de substrato para o ECO₂.

Palavras-chave: degradação de pastagens, sistema silvipastoril, qualidade do solo.

GENERAL ABSTRACT

SIMÕES, Vicente José Laamon Pinto Simões. Sustainability indicators in pastoral systems in the Brazilian semi-arid region. 2019. 77 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal – Universidade Federal Rural de Pernambuco – Unidade acadêmica de Serra Talhada (UFRPE - UAST)), Serra Talhada – PE.

Soil degradation in pasture areas is an observable event on a global scale, with high environmental and economic impacts, directly affecting the sustainability of these production systems, especially in drylands. In view of the above, the aim of this study was to compare the sustainability attributes of silvopastoral systems and pasture areas using sensitive indicators such as the physical-hydrological properties and CO₂ efflux (ECO₂) of the soil. An observational survey was carried out in three distinct areas: a pasture containing *Urochloa mosambicensis* (Hack.), an area under a silvopastoral system, with the arboreal species *Mimosa caesalpiniaefolia* (Benth) and *Urochloa mosambicensis* (Hack.) and a pasture *Urochloa mosambicensis* (Hack.) consortium with *Macrotilium martii* (Benth.) Maréchal & Baudet). Seven indicators of soil physical and water quality were used: soil resistance to penetration, soil density, saturated hydraulic conductivity, macroporosity, aeration capacity, available water capacity for plant and relative field capacity. ECO₂ was determined in the soils of the different areas with an infrared gas analyzer, and measurements of the leaf area index were carried out using the apparatus AccuPAR LP-80. The implantation of silvopastoral systems under semi-arid conditions contributes to the longevity and sustainability of pastoral systems, due to improvements in soil physical-water properties, such as density, soil penetration resistance and total porosity. In addition, these systems provide greater water retention and conductivity in soils compared to pasture areas free of shrub/tree vegetation. Areas susceptible to environment degradation in drylands present have high ECO₂ rates under conditions of higher moisture availability, which characterizes ecological stress and further aggravates the degradation process in these areas, since there is a greater burning of the soil limited substrate stock for ECO₂.

Keywords: degradation of pastures, silvipastoral system, soil quality.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO II

- Figura 1** Local de estudo..... 42
- Figura 2** Normal climatológica (1981-2010) e distribuição mensal da precipitação pluvial durante o período de junho de 2018 a maio de 2019, em Serra Talhada, PE. Linhas em vermelho tracejadas representam o início e fim do período experimental (Ago/2018 a Abr/2019)..... 43
- Figura 3** Curvas de retenção e da condutividade hidráulica para as áreas consideradas (CC = capim-corrente; SSP = sistema silvipastoril; CC+OO = capim-corrente e orelha de onça) durante os períodos seco, transição e chuvoso, em Serra Talhada – PE. h (m) – potencial matricial; $K(\theta)$ (mm^{-1}) - condutividade hidráulica; θ ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$) - umidade volumétrica..... 51
- Figura 4** Raio característico de poros (λ_m) e quantidade de poros hidraulicamente ativos ($C_{\lambda m}$) para as áreas consideradas (CC = capim-corrente; SSP = sistema silvipastoril; CC+OO = capim-corrente e orelha de onça) durante os períodos seco, transição e chuvoso, em Serra Talhada – PE. Barras de erro correspondem ao desvio padrão..... 54
- Figura 5** Valores médios de a) macroporosidade, P_{mac} , b) capacidade de aeração, CA, c) capacidade de água disponível para planta, CADP, d) capacidade de campo relativa, CCR, para as áreas consideradas (CC = capim-corrente; SSP = sistema silvipastoril; CC+OO = capim-corrente e orelha de onça) durante os períodos seco, transição e chuvoso, em Serra Talhada - PE. I. D – Ideal; I.N.T – Intermediária; B.A – baixa; P. I – Próximo ao ideal; R. B – Relativamente baixa; M. B – Muito baixa; A. S. L – Aeração do solo limitada; S. L. A – Solo limitado em água. Barras de erro correspondem ao desvio padrão. Médias seguidas por letras iguais, não diferem pelo teste de Friedman à 5%..... 55
- Figura 6** Valores médios de a) densidade, D_s , b) Condutividade hidráulica saturada, K_s , para as áreas consideradas (CC = capim-corrente; SSP = sistema silvipastoril; CC+OO = capim-corrente e orelha de onça) durante os períodos

seco, transição e chuvoso, em Serra Talhada – PE. I. D – Ideal; L.C.S – Limite crítico superior; I.N.T – intermediária; P. I – Próximo ao ideal. Barras de erro correspondem ao desvio padrão. Médias seguidas por letras iguais, não diferem pelo teste de Friedman à 5%..... 58

Figura 7 Valores médios de resistência do solo à penetração (RP), para as áreas consideradas (CC = capim-corrente; SSP = sistema silvipastoril; CC+OO = capim-corrente e orelha de onça) durante os períodos seco, transição e chuvoso, em Serra Talhada – PE. Barras de erro correspondem ao desvio padrão..... 60

Figura 8 Valores médios de a) Efluxo de CO₂, ECO₂, b) Índice de área foliar, IAF, c) Precipitação para as áreas consideradas (CC = capim-corrente; SSP = sistema silvipastoril; CC+OO = capim-corrente e orelha de onça) durante o período experimental (agosto de 2018 a abril de 2019), em Serra Talhada – PE..... 64

Figura 9 Valores médios do Efluxo de CO₂ (ECO₂) e da temperatura da superfície do solo (°C), durante o dia, para as áreas consideradas (CC = capim-corrente; SSP = sistema silvipastoril; CC+OO = capim-corrente e orelha de onça) nos períodos seco, transição e chuvoso, em Serra Talhada – PE. Barras de erro correspondem a ± o desvio padrão..... 68

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO II

Tabela 1	Composição granulométrica das áreas de capim-corrente (CC), silvipastoril (SSP) e de capim-corrente com orelha-de-onça (CC+OO).....	44
Tabela 2	Indicadores de qualidade físico-hídrica do solo e suas respectivas faixas ótimas ou limites críticos de acordo com Reynolds et al. (2007; 2009) e Canarache (1990).....	47
Tabela 3	Porosidade total para as áreas consideradas (CC = capim-corrente; SSP = sistema silvipastoril; CC+OO = capim-corrente e orelha de onça) durante os períodos seco, transição e chuvoso, em Serra Talhada – PE.....	53
Tabela 4	Resistência do solo a penetração (MPa) em profundidade (cm) para as áreas consideradas (CC = capim-corrente; SSP = sistema silvipastoril; CC+OO = capim-corrente e orelha de onça) durante os períodos seco, transição e chuvoso, em Serra Talhada – PE.....	61
Tabela 5	Valores médios de efluxo de CO ₂ (μmol m ² s ⁻¹) para as áreas consideradas (CC = capim-corrente; SSP = sistema silvipastoril; CC+OO = capim-corrente e orelha de onça) durante o período experimental (agosto de 2018 a abril de 2019), em Serra Talhada – PE.....	66

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO.....	16
CAPÍTULO 1 – REVISÃO DE LITERATURA: INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE COM BASE NA QUALIDADE DO SOLO E ACÚMULO DE FITOMASSA EM PASTAGENS DEGRADADAS.....	18
1 INTRODUÇÃO.....	19
2 DEGRADAÇÃO AGRÍCOLA E BIOLÓGICA DAS ÁREAS DE PASTAGENS.....	20
3 TECNOLOGIAS E PRÁTICAS DE MANEJO EM PASTAGENS DEGRADADAS.	23
4 INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE	24
5 INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO E DE SISTEMAS PASTORIS	25
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	29
REFERÊNCIAS	30
CAPÍTULO 2 – ATRIBUTOS FÍSICO-HÍDRICOS E EFLUXO DE CO₂ DO SOLO COMO INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE EM SISTEMAS PASTORIS NO SEMIÁRIDO.....	38
1 INTRODUÇÃO	39
2 MATERIAL E MÉTODOS	41
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	50
4 CONCLUSÕES.....	70
REFERÊNCIAS	70

APRESENTAÇÃO

As análises referentes ao setor do agronegócio, no contexto mundial, apontam que a maioria dos países está priorizando o desenvolvimento da pecuária baseada exclusivamente em pastagens. Essas áreas de pastos assumem grande importância para a economia nacional, uma vez que representam a principal e mais econômica fonte de nutrientes para os animais. No entanto, à medida que a pressão econômica está se tornando mais forte, as práticas inadequadas de manejo, como por exemplo, o pastejo excessivo, a violação da sazonalidade da oferta de forragem e os investimentos mínimos ou inexistentes no desenvolvimento sustentável das pastagens, colaboram para a degradação severa dessas áreas.

Diante da insustentabilidade produtiva, associada às pastagens degradadas, bem como a outros problemas ambientais, observa-se um crescente processo de conscientização relacionado à preservação dos recursos naturais, principalmente por meio da adoção de práticas sustentáveis na produção agrícola. Dentro desse cenário, a instauração de sistemas silvipastoris (SSPs) mostra-se como uma promissora alternativa para recuperação de áreas degradadas, pois esses sistemas possuem o potencial de restabelecer as funções ambientais do solo, através do aporte de matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e cobertura do solo. Além de favorecer a recuperação e sustentabilidade da produção de forragem, os SSPs proporcionam outros benefícios ambientais, tais como a conservação do solo e da água, aumento da biodiversidade e promoção do sequestro de carbono.

Apesar da qualidade física do solo ser tema frequente de vários estudos, são raros os trabalhos no mundo e, em especial, no Brasil, que tratem deste tema em solos sob sistemas silvipastoris em condições semiáridas. Dessa forma, ainda são escassas as informações científicas a respeito da utilização de indicadores de sustentabilidade em SSPs, o que dificulta à exploração desses ecossistemas na sua máxima eficiência, além de representar uma forte ameaça à inerente capacidade conservacionista dessas áreas, pois somente através da utilização de índices é possível comparar os efeitos e a influência de um sistema agroflorestal através do tempo e, assim, evidenciar seu desempenho e sua eficiência, mas também seus problemas, de modo a subsidiar a condução de uma exploração sustentável.

Um indicador de sustentabilidade é um instrumento essencial para obtenção de informações sobre uma dada realidade, principalmente, para evidenciar modificações que ocorrem no ambiente devido à ação antrópica. É inadequado determinar a sustentabilidade de um sistema considerando apenas um indicador, ou indicadores que se refiram a apenas um

aspecto do sistema. Nesse sentido, deve-se empregar sempre um conjunto de indicadores para avaliação da sustentabilidade, pois somente através das relações entre eles é possível estabelecer um padrão de respostas dos sistemas e então prever futuras condições. Diante da diversidade de indicadores de sustentabilidade associados à qualidade do solo, há também índices estabelecidos com base no crescimento das espécies forrageiras nas áreas de pastagens. Desse modo, estudos sobre a utilização de indicadores de sustentabilidade estabelecidos com base na qualidade do solo e acúmulo de fitomassa, tornam-se fundamentais para subsidiar o planejamento dos sistemas produtivos em diferentes regiões e garantir a contínua sustentabilidade e conservação desses ecossistemas.

CAPÍTULO 1 – REVISÃO DE LITERATURA: INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE COM BASE NA QUALIDADE DO SOLO E ACÚMULO DE FITOMASSA EM PASTAGENS DEGRADADAS

RESUMO

O principal interesse deste estudo é auxiliar na compreensão do processo evolutivo de degradação das pastagens e a importância da determinação da sustentabilidade dessas áreas a partir de indicadores estabelecidos com base na qualidade do solo e acúmulo de fitomassa, visando fornecer subsídios para a adoção de práticas de manejo que permitam incrementar o rendimento das culturas, garantindo a contínua sustentabilidade e conservação dos ecossistemas. Um indicador de sustentabilidade é um instrumento essencial para obtenção de informações sobre uma dada realidade, principalmente, para evidenciar modificações que ocorrem no ambiente devido à ação antrópica. É inadequado determinar a sustentabilidade de um sistema considerando apenas um indicador, ou indicadores que se refiram a apenas um aspecto do sistema. Nesse sentido, deve-se empregar sempre um conjunto de indicadores para avaliação da sustentabilidade, pois somente através das relações entre eles é possível estabelecer um padrão de respostas dos sistemas e então prever futuras condições. Diante da variedade de indicadores de sustentabilidade associados à qualidade do solo, há também índices estabelecidos com base no crescimento e produção das espécies forrageiras nas áreas de pastagens. Desse modo, estudos sobre a utilização de indicadores de sustentabilidade estabelecidos com base na qualidade do solo e acúmulo de fitomassa, tornam-se fundamentais para dar subsidio ao planejamento dos sistemas produtivos em diferentes regiões e garantir a contínua sustentabilidade e conservação desses ecossistemas.

PALAVRAS-CHAVE: degradação de pastagens; sistemas agroflorestais; atributos físico-hídricos do solo.

SUSTAINABILITY INDICATORS BASED ON THE QUALITY OF SOIL AND PHYTOMASS ACULVULATION IN DEGRADED PASTURES

ABSTRACT

The main interest of this study is to assist in understanding the evolutionary process of pasture degradation and the importance of determining the sustainability of these areas based on indicators established based on soil quality and phytomass accumulation, aiming to provide subsidies for the adoption of management to increase crop yields, ensuring the continued sustainability and conservation of ecosystems. An indicator of sustainability is an essential tool for obtaining information about a given reality, mainly to show changes that occur in the environment due to anthropic action. It is inappropriate to determine the sustainability of a system by considering only one indicator, or indicators that refer to only one aspect of the system. In this sense, a set of indicators should always be used to assess sustainability, since only through the relationships between them can it be possible to establish a pattern of system responses and then predict future conditions. Given the variety of sustainability indicators associated with soil quality, there are also established indices based on the growth and

production of forage species in pasture areas. Thus, studies on the use of sustainability indicators established on the basis of soil quality and phytomass accumulation become fundamental to subsidize the planning of production systems in different regions and ensure the continued sustainability and conservation of these ecosystems.

KEYWORDS: pasture degradation; agroforestry systems; soil physical-water attributes.

1 INTRODUÇÃO

As análises referentes ao setor do agronegócio, no contexto mundial, apontam que a maioria dos países está priorizando o desenvolvimento da pecuária baseada exclusivamente em pastos (KOTLYAROVA et al., 2013). No entanto, à medida que a pressão econômica está se tornando mais forte, as práticas inadequadas de manejo, como por exemplo, o pastejo excessivo, a violação da sazonalidade da oferta de forragem e os investimentos mínimos ou inexistentes no desenvolvimento sustentável das pastagens levam a degradações severas dessas áreas (ANGASSA; OBA, 2010; SATTLER et al., 2018).

Atualmente, a maior parte dos ecossistemas de pastagens está seriamente degradada, várias espécies forrageiras com excelente valor nutricional desapareceram ou se tornaram raras, e os solos foram ou estão sendo severamente esgotados (ANGASSA; OBA, 2010; SMIRNOVA et al., 2017). Em decorrência disso, segundo Carvalho et al. (2017), é crescente a busca por gramíneas pouco exigentes em termos nutricionais, tolerantes às condições adversas de cultivo e de alta produtividade, visando substituir aquelas que foram utilizadas sem, no entanto, preocupar-se com os problemas que ocasionaram à queda da produtividade da pastagem. Isso terá implicações não apenas na estabilidade climático-edáficas e ecológicas e na resiliência dessas áreas, mas trará sérias consequências para a pecuária, que em algumas regiões poderá tornar-se uma atividade economicamente inviável e, em longo prazo, acelerar o êxodo rural.

A degradação das áreas de pastagens é um fenômeno global, definido como um processo evolutivo de perda de vigor da espécie forrageira, ao ponto de torna-se incapaz de uma recuperação natural e sem a mínima possibilidade de sustentar os níveis de produção e qualidade exigida pelos animais, bem como de superar os efeitos nocivos de pragas, doenças e plantas invasoras (CARVALHO et al., 2017) ou como um processo em que a produção da forragem diminui simultaneamente com a sua qualidade, mesmo que em épocas adequadas ao crescimento (SOARES FILHO et al., 1992).

Em virtude dessa insegurança produtiva, relacionada com as áreas de pastagens degradadas, é notória a progressiva conscientização com relação à preservação dos recursos naturais, sobretudo através de práticas sustentáveis no manejo agrícola (THEODORO et al., 2011). No entanto, de acordo com diversos autores (VERONA et al., 2007; CÂNDIDO et al., 2015; GUIMARÃES et al. 2015) é fundamental a avaliação da sustentabilidade dos diferentes sistemas de produção, por meio de indicadores que permitam mensurar os pontos positivos ou negativos de determinado ecossistema, de modo a auxiliar na condução de um manejo sustentável.

Desse modo, o principal interesse deste estudo é auxiliar na compreensão do processo evolutivo de degradação das pastagens e a importância da determinação da sustentabilidade dessas áreas a partir de indicadores estabelecidos com base na qualidade do solo e acúmulo de fitomassa, visando fornecer subsídios para a adoção de práticas de manejo que permitam incrementar o rendimento das culturas, garantindo a contínua sustentabilidade e conservação dos ecossistemas.

2 DEGRADAÇÃO AGRÍCOLA E BIOLÓGICA DAS ÁREAS DE PASTAGENS

De acordo com Dias-Filho (2011) a caracterização de uma pastagem como degradada ou em degradação pode variar dentro de uma faixa relativamente ampla de condições. Ainda, segundo esse autor, os extremos dessas condições são denominados de degradação agrícola e biológica. Na primeira circunstância, ocorre uma mudança na composição botânica do ecossistema, devido à sobreposição das plantas daninhas sobre a planta forrageira, o que ocasiona temporariamente em uma drástica redução da produtividade de fitomassa da pastagem, em virtude da pressão competitiva praticada entre as espécies, causando, portanto, uma diminuição significativa da capacidade de suporte dessas áreas. Nessa situação, segundo Dias-Filho (2011), em certos casos, não ocorre a deterioração das propriedades físico-químicas do solo, pode-se até melhorar as características do mesmo, através do aumento da cobertura vegetal, proporcionada pelas espécies invasoras.

A degradação agrícola é agravada por vários fatores que agem individualmente ou em conjunto, como o preparo incorreto do solo, uso de espécies forrageiras pouco adaptadas às condições edafoclimáticas da área de cultivo, utilização de sementes com baixo vigor, que por sua vez, ocasiona em falhas iniciais no estande e perda da produtividade e, principalmente, em razão da negligência na reposição dos nutrientes esgotados do solo no processo produtivo,

erosão, lixiviação e volatilização (DIAS- FILHO, 2011; CARVALHO et al., 2017). Além desses fatores, de acordo com Sattler et al. (2018), as mudanças climáticas provocam condições ambientais que podem acentuar o processo de degradação.

Segundo Dias-Filho (2011), as regiões sob floresta no trópico úmido, como por exemplo, a Amazônia Continental, onde os períodos de seca não são tão severos, a degradação agrícola é geralmente a forma mais frequente de degradação. No entanto, em locais com período seco prolongado e com características edafoclimáticas típicas dos ecossistemas de Cerrado e Caatinga, a degradação de pastagem mais comum é a biológica (DIAS-FILHO, 2011). Dereczynski et al. (2013) e Salazar et al. (2015), conforme modelos climáticos que realizam projeções do clima futuro, descreveram que os eventos de secas podem afetar com maior frequência e intensidade algumas regiões do Brasil, como por exemplo o sudeste, ao mesmo tempo em que as precipitações pluviais serão mais intensas. Dessa forma, origina-se um cenário favorável para degradação biológica na maioria das áreas de pastagens do Brasil, o que pode representar um forte entrave para atividade da pecuária no futuro.

Na degradação biológica, as práticas inadequadas de manejo da terra afetam diretamente as características físico-químicas do solo, ocasionando redução acentuada da capacidade de sustentar a produção vegetal na área e, como consequência, diminui significativamente a produtividade dos pastos e, no pior dos casos, torna as terras inapropriadas para serem usadas para agricultura e pastagem de maneira economicamente viável. Nessas circunstâncias, a degradação é mais drástica e torna-se muito mais complexa e cara a recuperação e restauração dessas áreas, devido à intensa redução da qualidade do solo, a espécie forrageira é gradativamente substituída por plantas de baixa produtividade e pouco exigentes em fertilidade do solo ou, em alguns casos, ocorrem a total remoção da vegetação da área, resultando em solos descobertos e altamente susceptíveis aos processos de erosão (DIAS-FILHO, 2014).

Pastagens degradadas não são resistentes à erosão, e o desgaste das rochas e dos solos resultantes desse processo, pode gerar inúmeros problemas sociais, econômicos e ambientais, tais como o fenômeno da desertificação, que é considerado um problema de dimensões globais, comprometendo, principalmente, as regiões de clima árido, semiárido e subúmido seco da Terra (SILVA et al., 2018; SOUSA et al., 2018). As forças naturais da erosão hídrica combinadas com a densidade excessiva do gado e a falta de manejo da pastagem estão agravando o risco de degradação (SILVA; BOTELHO 2014; GALDINO et al. 2016). De

acordo com Alexandridis et al. (2013), a erosão do solo é um dos principais motivos que levam à perda de produtividade nas gramíneas forrageiras em áreas degradadas, tornando-se um problema grave em todo o mundo.

A perda de solo devido aos processos erosivos pode provocar queda drástica na qualidade física do solo e resultar em uma série de problemas ambientais, como, por exemplo, a sedimentação e elevada turbidez da água (ATUCHA et al., 2013; FORTIN et al., 2015). De acordo com Silva e Botelho (2014), o subsolo exposto por esses processos, com teores de argila normalmente acima de 40 g kg^{-1} e uma densidade acima de $1,6 \text{ g cm}^{-3}$, contribuem ainda mais para o escoamento superficial, o que acelera consideravelmente a erosão e perda de nutrientes do solo. Diversos estudos evidenciaram que as perdas de nutrientes podem causar redução da fertilidade do solo e a eutrofização dos estuários (PIMENTEL et al., 1995; JARVIE et al., 2013). Segundo Aguiar et al. (2010) e Oliveira et al. (2013), devido ao escoamento, o carbono orgânico e nutrientes valiosos, como fósforo, potássio, cálcio e magnésio são perdidos junto com o solo e a água. Dessa forma, um ciclo vicioso é iniciado, resultando no declínio da qualidade física e empobrecimento da fertilidade dos solos.

No Brasil, assim como em outros países no mundo, as pesquisas realizadas sobre o processo de erosão, são restritas a áreas agrícolas e voltadas para o desenvolvimento de práticas de manejo do solo que diminuam os impactos causados por esse problema (ROCHA-JUNIOR et al., 2017). No entanto, há poucos estudos para avaliar os impactos da erosão nas perdas de solo e água em áreas de pastagens (TEAGUE et al., 2010; JEMAI et al., 2013; SHAKESBY et al., 2013).

De acordo com diversos autores (BERTOL et al., 2010; DEFERSHA et al., 2010; OLIVEIRA et al., 2013) para um planejamento de conservação do solo, é de extrema importância o conhecimento sobre como as diversas práticas de manejo influenciam as taxas de perda do solo. Nesse sentido, torna-se necessário o desenvolvimento de pesquisas com o intuito de avaliar práticas de manejo de pastagens que venham a contribuir com conhecimentos sobre o impacto dos processos erosivos na qualidade do solo.

Segundo Sattler et al. (2018), à pressão exercida no solo devido ao acréscimo no número de animais por unidade de área, provoca o aumento da densidade aparente e, conseqüente redução da porosidade e infiltração de água. Tais afirmações corroboram com Tormena et al. (2007) e Moreira et al. (2014) quando descreveram que modificações na estrutura do solo ocasionam mudanças na arquitetura do espaço poroso disponível para aeração, armazenamento de água e desenvolvimento radicular, além de provocar mudanças na

resistência do solo à penetração das raízes. Além disso, conforme Ren et al. (2017) e Abdalla et al. (2018) o pastejo dos animais influencia nas características fenotípicas das gramíneas forrageiras, comprometendo a fotossíntese foliar, a respiração e o completo desenvolvimento das plantas, também pode apresentar influência indireta sobre as espécies forrageiras predominantes no ecossistema, alterando dessa forma o microambiente do solo.

Todos esses processos negativos resultam no esgotamento da biodiversidade, diminuem a produtividade dos ecossistemas de pastagens e, conseqüentemente, levam à deterioração dos recursos forrageiros (SQUIRES, 2012). Assim sendo, de acordo com Passos et al. (2017), o uso eficiente da água se tornará cada vez mais importante, visto o cenário projetado para a década atual, onde a crise da água representará um problema em diversas regiões. Dessa forma, os mesmos autores ressaltaram que a gestão eficiente do solo, dadas as particularidades de cada região do país, é fundamental para sustentabilidade na agricultura, considerando que, o solo desempenha papel importante no armazenamento de água e, dessa forma, faz parte do ciclo hidrológico.

3 TECNOLOGIAS E PRÁTICAS DE MANEJO EM PASTAGENS DEGRADADAS

No Brasil, bem como em diversos países do mundo, há uma tendência de produção pecuária baseada quase que no uso exclusivo de pastagens utilizadas sob pastejo para as próximas décadas. De acordo com Sattler et al. (2018), sem uma intervenção em busca do desenvolvimento sustentável e incentivos para o abandono de pastagens íngremes, a degradação contínua dessas áreas levará à escassez de pastagens adequadas. Conforme esses autores, no Brasil é crescente a conscientização com relação à importância e necessidade de conservação da biodiversidade. Segundo Strassburg et al. (2014) através do manejo adequado e com base na sustentabilidade do sistema de produção, a produtividade das pastagens brasileiras pode aumentar para mais de 50% até o ano de 2040, sem necessidade de converter *habitats* naturais em ambientes cultivados. Nesse sentido, cientistas do mundo todo estão desenvolvendo pesquisas sobre a restauração de pastagens degradadas ou em degradação, e estudando medidas para o manejo sustentável dos recursos da terra (HAN et al., 2008; HOU et al., 2008).

A possibilidade de diversificação produtiva em uma mesma unidade de manejo e o aumento de renda através da implantação de sistemas agrosilvipastoris tem ganhado espaço e feito muito sucesso, pois a integração de dois ou mais sistemas de produção proporciona

maiores rendimentos e maior flexibilidade na produção (BALBINO et al., 2011; REGO et al., 2017). Os ecossistemas de pastagens possuem elevado potencial para o sequestro de carbono, além disso, promovem o controle da erosão, conservação dos recursos hídricos e de solo e, dessa forma, favorecem a preservação da biodiversidade (REGO et al., 2017).

De acordo com Laliberté et al. (2012) e Odriozola et al. (2017), as interações planta-solo são de extrema importância na manutenção da composição da comunidade vegetal, além disso, as propriedades do solo exercem um papel fundamental na transição de pastagens degradadas para ecossistemas restaurados. Han et al. (2008) e Jing et al. (2014) ressaltaram que a exclusão de pastejo tornou-se uma prática primária indispensável para restauração de pastagens degradadas, principalmente, em regiões semiáridas. A reabilitação de pastagens através de tecnologias da bioengenharia para controlar os processos erosivos, em conjunto com práticas de manejo como o pastejo rotacionado, podem interromper ou pelo menos diminuir consideravelmente a degradação das pastagens (SATTLER et al., 2018). Essa afirmação corrobora com Oliveira et al. (2017) ao destacarem que as novas tecnologias de produção agropecuária são de extrema importância para o desenvolvimento de sistemas mais sustentáveis, uma vez que, reduzem os impactos negativos nas propriedades do solo e na microbiota benéfica associada as plantas.

4 INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE

Em várias áreas da ciência, o conceito da “sustentabilidade” é extremamente discutido e sempre relacionado com a conservação dos recursos naturais, associada, com o desenvolvimento econômico e social. Conforme Sant’anna et al. (2017), considera-se um sistema ou processo como sustentável quando o mesmo é realizado de forma orientada para o benefício da população sem agredir o meio ambiente. No entanto, vários autores (CANELLAS et al., 2003; RANGEL; SILVA, 2007; BORLACHENCO; GONÇALVES, 2017), destacaram que a implantação de atividades agropecuárias sem as devidas preocupações com a sustentabilidade, vem promovendo desequilíbrio nos ecossistemas como, por exemplo, a utilização dos solos até o esgotamento e a degradação, tornando-os impróprios para explorações futuras.

Existe uma pressão social relacionada com a preservação ambiental, devido aos impactos já observados pela escassez dos recursos naturais e aumento da poluição (KUZMA et al., 2015). Em um sistema de produção, as necessidades devem ser supridas sem intervir

nas possibilidades futuras, ou seja, os recursos indispensáveis para a produção no futuro não devem ser esgotados para atender as necessidades atuais (GARCEZ, 2014). Dessa forma, torna-se evidente a necessidade de quantificar os impactos dos diferentes tipos de manejo, através de indicadores de sustentabilidade que possam guiar a ação e subsidiar o desenvolvimento sustentável, obedecendo a parâmetros que assegurem a manutenção dos recursos naturais no futuro.

Um indicador de sustentabilidade é um instrumento essencial para obtenção de informações sobre uma dada realidade, principalmente, para evidenciar modificações que ocorrem no ambiente devido à ação antrópica (CÂNDIDO et al., 2015; GUIMARÃES et al., 2015). É impossível determinar a sustentabilidade de um sistema considerando apenas um indicador, ou indicadores que se refiram a apenas um aspecto do sistema (MUKHERJEE ; LAL, 2014). Nesse sentido, deve-se empregar sempre um conjunto de indicadores para avaliação da sustentabilidade, pois somente através das relações entre eles é possível estabelecer um padrão de respostas dos sistemas e então prever futuras condições.

5 INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO E DE SISTEMAS PASTORIS

Segundo Odum e Barrett (2011) o solo é o núcleo principal da organização dos ecossistemas, sejam eles terrestres ou de áreas úmidas, e um bom indicador da qualidade ambiental é a qualidade do solo, ou seja, quando há uma conservação das características que configuram a qualidade do solo, as ações antrópicas ou naturais ocorridas na paisagem são consideradas sustentáveis. A avaliação da qualidade do solo possibilita a determinação de medidas adequadas de manejo visando à conservação do solo e melhoras nos rendimentos das culturas (MARZAIOLI et al., 2010).

Veum et al. (2017) ressaltaram que a avaliação da qualidade do solo tem como objetivo determinar o desempenho das funções biológicas, químicas e físicas do solo e comparar com o seu potencial intrínseco. Assim sendo, de acordo com Budak et al. (2018), análises referentes ao estado atual da qualidade do solo, podem indicar com alta precisão a suscetibilidade da área aos processos de degradação, representando dessa forma uma importante ferramenta para conservação dos recursos naturais.

A caracterização das propriedades do solo, através da determinação de um conjunto mínimo de dados, possibilita estimar com exatidão a qualidade do solo (BUDAK et al., 2018). A degradação das características físicas do solo é um dos principais processos responsáveis

pela redução da qualidade, tornando-se imprescindível o monitoramento dessas propriedades para o desenvolvimento de sistemas sustentáveis (BERTOL et al., 2001; SILVA et al., 2005). A utilização combinada de indicadores de qualidade física do solo derivados de medições diretas das propriedades hidráulicas, levam a informações consistentes e indispensáveis para detectar a degradação do solo e avaliar o efeito das mudanças no uso da terra (CASTELLINI et al., 2016). Ainda, conforme esses autores, os indicadores medidos e estimados mostraram unanimemente degradação severa da qualidade física do solo associada à compactação do solo, perda de matéria orgânica, diminuição do volume de macroporos e da capacidade de aeração do solo.

Algumas pesquisas (GONZALEZ-SOSA et al., 2010; AGNESE et al., 2011) relataram que o desmatamento pode afetar negativamente a qualidade física dos solos, devido a redução do teor de matéria orgânica, da porosidade e da condutividade hidráulica, bem como do aumento da densidade do solo. Essas alterações são evidentes sinais de degradação, que por sua vez, é agravada pela compactação do solo e, conseqüente, pela redução da circulação de ar e água, ocasionando em aumentos significativos de escoamento superficial e erosões (CERDÀ et al., 2010).

Os indicadores físicos mais utilizados são a densidade, a porosidade, a estabilidade de agregados, a resistência mecânica do solo à penetração e a infiltração (LIMA et al., 2007; ALVES et al., 2007). A densidade do solo é afetada por práticas de manejo que modificam a estrutura do solo e, por conseqüência, o arranjo e o volume dos poros. Essas modificações afetam as propriedades físico-hídricas do solo, diminuindo a disponibilidade de água para as plantas e aumentando a resistência do solo a penetração (SOLDÁ, 2012). Segundo Reichert et al. (2009), o manejo inadequado das pastagens, em conjunto com um intenso revolvimento do solo afetam o arranjo das partículas, reduzindo a porosidade e a infiltração de água.

A principal causa de compactação do solo em áreas de pastagens é o pisoteio animal em alta carga animal (SATTLER et al., 2018). Cardoso et al. (2011) em estudo sobre a qualidade química e física do solo sob vegetação arbórea nativa e pastagens no Pantanal sul-mato-grossense, constataram que o pastejo contínuo na pastagem nativa resultou na degradação da qualidade física do solo, confirmada pela redução da porosidade total, macroporosidade e condutividade hidráulica saturada. A compactação dos solos reduz a atividade biológica e, devido ao aumento na densidade, pode limitar a permeabilidade e a disponibilidade de água e nutrientes para as plantas (FREDDI et al., 2007; JIMENEZ et al., 2008).

De acordo com Castellini et al. (2016), a capacidade do solo em armazenar e distribuir água é dada em função da curva de retenção de água e da condutividade hidráulica. Os impactos das práticas de manejo nas propriedades hidráulicas do solo podem ser avaliados através da determinação dos indicadores de qualidade física do solo relacionados com a retenção de água e condutividade hidráulica (REYNOLDS et al., 2009). A partir da curva de retenção de água do solo são obtidos indicadores como, por exemplo, a macroporosidade, a capacidade de água disponível e a capacidade relativa de campo, os quais possuem uma importância significativa na avaliação das práticas de uso da terra que representam o melhor manejo (REYNOLDS et al., 2002; REYNOLDS et al., 2008).

Segundo Freitas et al. (2017), conhecer as diferenças químicas e físicas do solo, ocasionadas pelas diferentes formas de manejo, possibilita o planejamento que envolva práticas capazes de melhorar o rendimento das culturas, sem a degradação dos ecossistemas. Essas afirmações corroboram com Cardoso et al. (2011), ao relatarem que avaliações das propriedades do solo são de importância considerável no monitoramento da conservação ambiental, pois permite caracterizar a situação atual e alertar sobre situações de risco. Desse modo, ressalta-se a importância da avaliação das propriedades físicas e químicas do solo como, por exemplo, a fertilidade, a densidade, a porosidade, a resistência do solo à penetração e a distribuição dos agregados, quando se pretende determinar os impactos dos diferentes sistemas de manejo e então realizar um planejamento adequado visando um desenvolvimento sustentável.

São vários os indicadores de qualidade do solo e sustentabilidade agrícola, dentre os vários já citados, pode-se destacar ainda como atributos dinâmicos do solo a matéria orgânica, a estabilidade dos agregados e a respiração total do solo, uma vez que apresentam alta sensibilidade às práticas de manejo e mudanças no uso da terra (MASTO et al., 2008; VALENTINI et al., 2015). Conforme vários autores (LAURINDO et al., 2009; RALISCH et al., 2010; PINHEIRO MACHADO, 2010; VALENTINI et al., 2015) a matéria orgânica desempenha um papel de extrema importância para manutenção de uma boa estrutura e, conseqüente, qualidade do solo, uma vez que atua como agente de formação e estabilização dos agregados. Dessa forma, a implantação de sistemas de manejo que permitam a proteção do solo pelo contínuo aporte de resíduos orgânicos como, por exemplo, a serapilheira, torna-se uma excelente alternativa para assegurar a conservação das propriedades que caracterizam a qualidade dos solos.

De acordo com Parkin et al. (1996), a respiração do solo pode ser definida como sendo a produção de CO₂ pelos processos metabólicos de organismos vivos do solo. Segundo Silva et al. (2010) as práticas que favorecem a adição, ou ocasionam na remoção de material vegetal do solo, afetam diretamente a biomassa microbiana, sendo essas possivelmente avaliadas pelo quantitativo de gás carbônico produzido. Paustian et al. (2000) afirmaram que as perturbações físicas no solo podem promover a excessiva emissão de CO₂ na atmosfera. Dessa forma, torna-se notório que o processo da respiração do solo pode ser intensificado ou amenizado por diversos fatores, sendo assim considerado um indicador extremamente sensível às alterações do ambiente, capaz de evidenciar modificações e quantificar os impactos dos diferentes tipos de manejo.

Valentini et al. (2015) relataram que a velocidade dessa liberação de carbono vai depender de diversos fatores como, por exemplo, microrganismos, umidade e temperatura do solo e qualquer outro fator que afete as condições microclimáticas do solo e sua interface com a atmosfera podem influenciar na taxa de respiração. De acordo com Davidson et al. (2002) a respiração do solo pode ser medida com equipamentos de infravermelho (IRGAs) em câmaras fechadas, ou ainda por métodos baseados na absorção de CO₂ através de uma solução álcali.

Para avaliar a qualidade físico-hídrica do solo podem ser utilizados indicadores selecionados da literatura entre os quais são fornecidas faixas ótimas ou limites críticos. Entre esses indicadores, podemos citar a densidade do solo (DS), teor de carbono orgânico (OC), índice de estabilidade estrutural (IES), condutividade hidráulica saturada (Ks), macroporosidade (P_{mac}), capacidade de ar (CA), capacidade de água disponível para planta (CADP) e a capacidade de campo relativa (CCR) (PIERI, 1992; TOPP et al., 1997; REYNOLDS et al., 2007; 2009). A literatura atual (AGNESE et al., 2011; BAGARELLO et al., 2011; KELISHADI et al., 2014; OZALP et al., 2016; IOVINO et al., 2016) registra estudos ressaltando que os indicadores selecionados foram utilizados com sucesso para fornecer avaliações da capacidade do solo em armazenar e fornecer ar e água para as raízes, bem como, evidenciar uma possível degradação (CASTELLINI et al., 2013).

Diante dessa variedade de indicadores de sustentabilidade associados à qualidade do solo, há também índices estabelecidos com base no crescimento e produção das espécies forrageiras nas áreas de pastagens. Visto que a maior eficiência no acúmulo de fitomassa associada à conservação dos recursos naturais assegura o desenvolvimento sustentável, e também garante uma maior segurança econômica da atividade pecuária, tornam-se indispensáveis avaliações que relacionem o conjunto de indicadores com base na qualidade do

solo e na produção de forragem, pois somente através das relações entre eles é possível estabelecer um padrão de respostas dos sistemas e então determinar a sustentabilidade da produção.

Nesse sentido, Dias-Filho (2014) ressaltou que a caracterização de indicadores de degradação de uma pastagem deve ser relativa à produtividade das espécies forrageiras. As características visuais como, por exemplo, a presença de plantas daninhas e de solo descoberto são indicadores secundários de degradação das áreas de pastagem (DIAS-FILHO, 2011). Deste modo, conforme Dias-Filho (2011), a capacidade de suporte seria um indicador importante da degradação e, conseqüentemente, da insustentabilidade produtiva de uma determinada área, uma vez que a taxa de lotação em uma pressão de pastejo ótima é determinada pela oferta de forragem.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O fenômeno de degradação das pastagens é considerado um dos maiores entraves para a atividade pecuária. Por esta razão, é extremamente importante determinar a sustentabilidade dos diferentes sistemas de produção, por meio de indicadores sensíveis as alterações do manejo, pois somente através da utilização desses índices é possível caracterizar esses sistemas e revelar suas vantagens e desvantagens através do tempo, de modo a subsidiar um manejo que permita a recuperação dessas áreas.

Desse modo, estudos sobre a utilização de indicadores de sustentabilidade estabelecidos com base na qualidade do solo e acúmulo de fitomassa, tornam-se fundamentais para dar subsidio ao planejamento dos sistemas produtivos em diferentes regiões e garantir a contínua sustentabilidade e conservação desses ecossistemas.

REFERÊNCIAS

ABDALLA, M.; HASTINGS, A.; CHADWICK, D. R.; JONES, D. L.; EVANS, C.D.; JONES M.B; REES, R.M, SMITH, P. Critical review of the impacts of grazing intensity on soil organic carbon storage and other soil quality indicators in extensively managed grasslands. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 253, p. 62-81, 2018.

ALVES, M. C.; SUZUKI, L. G. A. S.; SUZUKI, L. E. A. S. Densidade do solo e infiltração de água como indicadores da qualidade física de um latossolo vermelho distroféico em recuperação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 31, n. 4, p. 617-625, 2007.

ALEXANDRIDIS, T. K., SOTIROPOULOU, A. M., BILAS, G., KARAPETSAS, N.; SILLEOS, N. G. The Effects of Seasonality in Estimating the C-Factor of Soil Erosion Studies. **Land Degradation & Development**, v. 26, n. 6, p. 596-603, 2013.

ATUCHA, A.; MERWIN, I. A.; BROWN, M. G.; GARDIAZABAL, F.; MENA, F.; ADRIAZOLA, C.; LEHMANN, J. Soil erosion, runoff and nutrient losses in an avocado (*Persea americana* Mill) hillside orchard under different groundcover management systems. **Plant and Soil**, v. 368, n. 1-2, p. 393-406, 2013.

ANGASSA, A.; OBA, G. Effects of grazing pressure, age of enclosures and seasonality on bush cover dynamics and vegetation composition in southern Ethiopia. **Journal of Arid Environments**, v. 74, n. 1, p. 111-120, 2010.

AGUIAR, M. I.; MAIA, S. M. F.; SILVA XAVIER, F. A.; SÁ MENDONÇA, E.; ARAÚJO FILHO, J. A.; DE OLIVEIRA, T. S. Sediment, nutrient and water losses by water erosion under agroforestry systems in the semi-arid region in northeastern Brazil. **Agroforestry systems**, v. 79, n. 3, p. 277-289, 2010.

AGNESE, C., BAGARELLO, V., BAIAMONTE, G., IOVINO, M. Comparing physical quality of forest and pasture soils in a Sicilian watershed. **Soil Science Society of America Journal**, v. 75, n. 5, p. 1958-1970, 2011.

BALBINO, L.C; BARCELLOS, A.O; STONE, L. F. **Marco referencial**: integração lavoura-pecuária-floresta. Embrapa Cerrados-Livro científico (ALICE), 2011. 130p.

BAGARELLO, V.; DI PRIMA, S.; IOVINO, M.; PROVENZANO, G.; SGROI, A. Testing diferente approaches to characterize Burundian soils by the BEST procedure. **Geoderma**, v. 162, n. 1-2, p. 141-150, 2011.

BERTOL, I.; BEUTLER, J.F.; LEITE, D.; BATISTELA, O. Propriedades físicas de um Cambissolo Húmico afetadas pelo tipo de manejo do solo. **Scientia Agricola**, v.58, n. 3, p.555-560, 2001.

BERTOL, I., ZOLDAN JUNIOR, W. A.; GONZÁLEZ, A. P.; BARBOSA, F. T.; WERNER, R. S. Sediment transport in runoff on rugous soil surface submitted to simulated rainfall. **Scientia Agricola**, v. 67, n. 5, p. 591-597, 2010.

BORLACHENCO, N. G. C.; GONÇALVES, A. B. Expansão agrícola: elaboração de indicadores de sustentabilidade nas cadeias produtivas de Mato Grosso do Sul. **Interações** (Campo Grande), v. 18, n. 1, p. 119-128, 2017.

BUDAK, M., GUNAL, H., CELIK, I., YILDIZ, H., ACIR, N., & ACAR, M. Soil quality assesment of upper tigris basin. **Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences**, v. 13, n. 1, p. 301-316, 2018.

CÂNDIDO, G. A.; NÓBREGA, M. M.; FIGUEIREDO, M. T. M.; SOUTO MAIOR, M. M. Avaliação da sustentabilidade de unidades de produção agroecológicas: um estudo comparativo dos métodos IDEAS e MESMIS. **Ambiente & Sociedade**, v. 18, n. 3, p. 99-120, 2015.

CARDOSO, E. L.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; FERREIRA, M.M.; FREITAS, D.A.F. Qualidade química e física do solo sob vegetação arbórea nativa e pastagens no Pantanal Sul-Mato Grossense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 2, p. 613-622, 2011.

CASTELLINI, M.; PIRASTRU, M.; NIEDDA, M.; VENTRELLA, D. Comparing physical quality of tilled and no-tilled soils in an almond orchard in South Italy. **Italian Journal of Agronomy**, n.8, p.149–157, 2013.

CASTELLINI, M.; IOVINO, M.; PIRASTRU, M.; NIEDDA, M.; BAGARELLO, V. Use of BEST procedure to assess soil physical quality in the Baratz lake catchment (Sardinia, Italy). **Soil Science Society of America Journal**, v. 80, n. 3, p. 742-755, 2016.

CANELLAS, L.P.; VELLOSO, A.C.X.; MARCIANO, C.R.; RAMALHO, J.F.G.P.; RUMJANEK, V.M.; REZENDE, C.E.; SANTOS, G.A. Propriedades químicas de um Cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, com preservação do palhicho e adição de vinhaça por longo tempo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 5, p.935-944, 2003.

CARVALHO, W. T. V., MINIGHIN, D. C., GONÇALVES, L. C., VILLANOVA, D. F. Q., MAURICIO, R. M., & PEREIRA, R. V. G. Pastagens degradadas e técnicas de recuperação: Revisão. **PUBVET**, v. 11, p. 0947-1073, 2017.

CERDÀ, A.; LAVÉE, H.; ROMERO-DÍAZ, A.; HOOKE, J.; MONTANARELLA, L. Soil erosion and degradation in Mediterranean-type ecosystems. Preface. **Land Degradation & Development**, v. 21, n. 2, p.71-74, 2010.

DAVIDSON, E.A.; SAVAGE, K.; VERCHOT, L.V.; NAVARRO, R. Mimimizing artifacts and biases in chamber-based measurements of soil respiration. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.113, p.21-37, 2002.

DERECZYNSKI, C.; SILVA, W.L.; MARENGO, J. Detection and projections of climate change in Rio de Janeiro, Brazil. **American Journal of Climate Change**, v. 2, n. 1, p. 25-33, 2013.

DEFERSHA, M. B.; QURAIISHI, S.; MELESSE, A. Interrill erosion, runoff and sediment size distribution as affected by slope steepness and antecedent moisture content. **Hydrology and Earth System Sciences Discussions**, v. 7, n. 4, p. 6447-6489, 2010.

DIAS-FILHO, M. B. **Degradação de pastagens**: processos, causas e estratégias de recuperação. 4. ed. rev., atual. e ampl. Belém, PA, 2011.

DIAS-FILHO, M. B. **Diagnóstico das pastagens no Brasil**. Embrapa Amazônia Oriental-Documentos (INFOTECA-E), Belém, PA, 2014, p.38.

FREDDI, O.S.; CENTURION, J.F.; BEUTLER, A.N.; ARATANI, R.G.; LEONEL, C.L. Compactação do solo no crescimento radicular e produtividade da cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 4, p. 627-636, 2007.

FORTIN, G.; LEBLANC, M.; SCHIAVONE, S.; CHOUINARD, O.; UTZSCHNEIDER, A. Local perceptions, Ruslefac mapping, and field results: The sediment budget of Cocagne River, New Brunswick, Canada. **Environmental management**, v. 55, n. 1, p. 113-127, 2015.

FREITAS, L.; OLIVEIRA, I. A.; SILVA, L. S.; FRARE, C. V.; FILLA, V. A. et al. Indicadores da qualidade química e física do solo sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Unimar Ciências**, v. 26, n. 1-2, 2017.

GALDINO, S.; SANO, E. E.; ANDRADE, R. G.; GREGO, C. R.; NOGUEIRA, S. F. et al. Large-scale Modeling of Soil Erosion with RUSLE for Conservationist Planning of Degraded Cultivated Brazilian Pastures. **Land Degradation & Development**, v. 27, n. 3, p. 773-784, 2016.

GARCEZ, G. S. O princípio da solidariedade intergeracional como pressuposto para a adoção de um paradigma ambiental de sustentabilidade. **Interfaces: Revista de Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 9, n. 1, p. 109-114, 2014.

GONZALEZ-SOSA, E.; BRAUD, I.; DEHOTIN, J.; LASSABATÈRE, L.; ANGULO-JARAMILLO, R. et al. Impact of land use on the hydraulic properties of the topsoil in a small French catchment. **Hydrological Processes**, v. 24, n. 7, p. 2382-2399, 2010.

GUIMARÃES, N. F.; GALLO, A. S.; SANTOS, C. C.; MORINIGO, K. P. G.; BENTOS, A. B.; CARVALHO, E. M. Avaliação da sustentabilidade de um agroecossistema pelo método MESMIS. **Scientia Plena**, v. 11, n. 5, p. 1-11, 2015.

HAN, J. G.; ZHANG, Y. J.; WANG, C. J.; BAI, W. M.; WANG, Y. R. et al. Rangeland degradation and restoration management in China. **The Rangeland Journal**, v. 30, n. 2, p. 233-239, 2008.

HOU, F. J.; NAN, Z. B.; XIE, Y. Z.; LI, X. L.; LIN, H. L. et al. Integrated crop-livestock production systems in China. **The Rangeland Journal**, v. 30, n. 2, p. 221-231, 2008.

IOVINO, M., CASTELLINI, M., BAGARELLO, V., GIORDANO, G. Using static and dynamic indicators to evaluate soil physical quality in a Sicilian area. **Land Degradation and Development**, v. 72, p. 200-210, 2016.

JARVIE, H. P.; SHARPLEY, A. N.; WITHERS, P. J.; SCOTT, J. T.; HAGGARD, B. E.; NEAL, C. Phosphorus mitigation to control river eutrophication: Murky waters, inconvenient

truths, and “postnormal” science. **Journal of Environmental Quality**, v. 42, n. 2, p. 295-304, 2013.

JEMAI, I.; AISSA, N. B.; GUIRAT, S. B.; BEN-HAMMOUDA, M.; GALLALI, T. Impact of three and seven years of no-tillage on the soil water storage, in the plant root zone, under a dry subhumid Tunisian climate. **Soil and Tillage Research**, v. 126, p. 26-33, 2013.

JING, Z.; CHENG, J.; SU, J.; BAI, Y.; JIN, J. Changes in plant community composition and soil properties under 3-decade grazing exclusion in semiarid grassland. **Ecological Engineering**, v. 64, p. 171-178, 2014.

JIMENEZ, R.L.; GONÇALVES, W.G.; ARAÚJO FILHO, J.V.; ASSIS, R.L.; PIRES, F.R.; SILVA, G.P. Crescimento de plantas de cobertura sob diferentes níveis de compactação em um Latossolo Vermelho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 2, p. 116–121, 2008.

KELISHADI H.; MOSADDEGHI M.R.; HAJABBASI M.A.; AYOUBI S. Near-saturated soil hydraulic properties as influenced by land use management systems in Koohrang region of central Zagros, Iran. **Geoderma** 213, pp. 426–434, 2014.

KOTLYAROVA, E. G.; CHERNIAVSKIH, V. I.; DUMACHEVA, E. V. Ecologically Safe Architecture of Agrolandscape is basis for sustainable development. **Sustainable Agriculture Research**, v. 2, n. 2, p. 11, 2013.

KUZMA, E.L.; DOLIVEIRA, S. L. D.; ATAMANCZUK, M. J.; CARDOSO, A. A. O Perfil Financeiro das Empresas Aderentes e Não Aderentes ao Índice de Sustentabilidade Empresarial da BM&FBOVESPA. **Organizações e Sustentabilidade**, v. 3, n. 1, p. 47-78, 2015.

LAURINDO, M. C. O.; NÓBREGAS, L. H. P.; PEREIRA, J. O.; MELO, D. & LAURINDO, E. L. Atributos físicos do solo e teor de carbono orgânico em sistemas de plantio direto e cultivo mínimo. **Engenharia na Agricultura**, viçosa - MG, v.17, n.5, p. 367 – 374, 2009.

LALIBERTÉ, E.; SHIPLEY, B.; NORTON, D. A.; SCOTT, D. Which plant traits determine abundance under long-term shifts in soil resource availability and grazing intensity?. **Journal of Ecology**, v. 100, n. 3, p. 662-677, 2012.

LIMA, C. L. R.; de PILLON, C. N.; LIMA, A. C. R. de. **Qualidade Física do Solo: Indicadores quantitativos**. Documentos, 196. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 25p., 2007.

MASTO, R. E.; CHHONKAR, P. K.; SINGH, D.; PATRA, A. K. Alternative soil quality indices for evaluating the effect of intensive cropping, fertilisation and manuring for 31 years in the semiarid soils of India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 136, n. 1-3, p. 419-435, 2008.

MARZAIOLI, R.; ASCOLI, R. D.; DE PASCALE, R. A.; RUTIGLIANO, F. A. Soil quality in a Mediterranean area of Southern Italy as related to different land use types. **Applied Soil Ecology**, v. 44, p. 205– 212, 2010.

MOREIRA, F. R.; DECHEN, S. C. F.; SILVA, Á. P. D.; FIGUEIREDO, G. C.; MARIA, I. C. D.; PESSONI, P. T. Least limiting water range in an Oxisol cultivated under a no-tillage system for 25 years. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 1, p. 118-127, 2014.

MUKHERJEE, A; LAL, R. Comparison of soil quality index using three methods. **PLoS One**, v. 9, n. 8, p. 1-15, 2014.

ODUM, E. P. & BARRETT, G. W. **Fundamentos da Ecologia**. Tradução Pégasus Sistemas e Soluções. São Paulo: Cengage Learning, 612p., 2011.

ODRIOZOLA, I.; GARCÍA-BAQUERO, G.; FORTIN, M. J.; LASKURAIN, N. A.; ALDEZABAL, A. Grazing exclusion unleashes competitive plant responses in Iberian Atlantic mountain grasslands. **Applied Vegetation Science**, v. 20, n. 1, p. 50-61, 2017.

OLIVEIRA, A. H., SILVA, M. L. N., CURTI, N., AVANZI, J. C., KLINKE NETO, G., & ARAÚJO, E. F. Water erosion in soils under eucalyptus forest as affected by development stages and management systems. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 37, n. 2, p. 159-169, 2013.

OLIVEIRA, J. T. C.; FIGUEREDO, E. F.; DINIZ, W. P. D. S.; OLIVEIRA, L. F. P. D.; ANDRADE, P. A. M. D. ANDREOTE, F.D; SOBRAL, J.K; LIMA, D.R; FREIRE, F.J. Diazotrophic Bacterial Community of Degraded Pastures. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2017, p.1-10, 2017.

OZALP, M.; YUKSEL, E.E.; YUKSEK, T. Soil property changes after the conversion from forest to pasture in the mount Sacinka, Artvin, Turkey. **Land Degradation and Development** v. 27, n. 4, p. 1007-1017, 2016.

PAUSTIAN, K.; SIX, J.; ELLIOT, E.T.; HUNT, H.W. Management options for reducing CO₂ emissions from agricultural soils. **Biogeochemistry**, v. 48, p. 147-163, 2000.

PARKIN, T.B.; DORAN, J.W.; FRANCO-VIZCAÍNO, E. Field and Laboratory Tests of Soil Respiration. In: DORAN, J.W. et al. **Methods for Assessing Soil Quality**. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p.231-245.

PASSOS, R. R.; DA COSTA, L. M.; DE ASSIS, I. R.; SANTOS, D. A.; RUIZ, H. A.; GUIMARÃES, L. A. D. O. P.; ANDRADE, F. V. Least limiting water range of Udox soil under degraded pastures on different sun-exposed faces. **International Agrophysics**, v. 31, n. 3, p. 393-400, 2017.

PIERI, C.J.M.G. **Fertility of soils: A future for farming in the West African savannah**. Springer-Verlag, Berlin, 1992.

PIMENTEL, D.; HARVEY, C.; RESOSUDARMO, P.; SINCLAIR, K.; KURZ, D. et al. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. **Science**, v. 267, n. 5201, p. 1117-1123, 1995.

PINHEIRO MACHADO, L. C. **Pastoreio racional voisin: tecnologia agroecológica para o 3º milenio**. 2º edição, Editora Expressão Popular, São Paulo, 376 p., 2010.

RALISCH, R.; ALMEIDA, E.; SILVA, A. P.; PEREIRA NETO, O. C.; GUIMARÃES, M. F. Morphostructural characterization of soil conventionally tilled with mechanized and animal traction with and without cover crop. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1795-1802, 2010.

RANGEL, O.J.P.; SILVA, C.A. Estoques de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de Latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 80, p. 1609-1623, 2007.

REGO, C. A. R. de M.; REIS, V. R. R.; WANDER, A. E.; CANTANHÊDE, I. S. de L.; COSTA, J. B.; MUNIZ, L. C.; COSTA, B. P.; LÓPEZ de HERRERA, J. Cost Analysis of Corn Cultivation in the Setup of the Crop-Livestock-Forest Integration System to Recover Degraded Pastures. **Journal of Agricultural Science**, v. 9, n. 6, p. 168, 2017.

REN, W.; HU, N.; HOU, X.; ZHANG, J.; GUO, H. et al. Long-term overgrazing-induced memory decreases photosynthesis of clonal offspring in a perennial grassland plant. **Frontiers in Plant Science**, v. 8, p. 419, 2017.

REICHERT, J.M; KAISER, D.R.; REINERT, D.J.; RIQUELME, U.F.B. Variação temporal de propriedades físicas do solo e crescimento radicular de feijoeiro em quatro sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, n. 3, p. 310-319, 2009.

REYNOLDS, W.D.; DRURY, C.F.; YANG, X.M.; FOX, C.A.; TAN, C.S.; ZHANG, T.Q. Land management effects on the near-surface physical quality of a clay loam soil. **Soil and Tillage Research**, v. 96, p. 316–330, 2007.

REYNOLDS, W.D.; DRURY, C.F.; TAN, C.S.; FOX, C.A.; YANG, X.M. Use of indicators and pore volume-function characteristics to quantify soil physical quality. **Geoderma**, v. 152, n. 3-4, p. 252-263, 2009.

REYNOLDS, W.D.; DRURY, C.F.; YANG, X.M.; TAN, C.S. Optimal soil physical quality inferred through structural regression and parameter interactions. **Geoderma**, v. 146, n. 3-4, p. 466-474, 2008.

REYNOLDS, W.D.; BOWMAN, B.T.; DRURY, C.F.; TAN, C.S.; LU, X. Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters. **Geoderma**, v. 110, n. 1-2, p. 131-146, 2002.

ROCHA JUNIOR, P. R.; ANDRADE, F. V.; DE SÁ MENDONÇA, E.; DONAGEMMA, G. K.; FERNANDES, R. B. A.; BHATTHARAI, R.; & KALITA, P. K. Soil, water, and nutrient losses from management alternatives for degraded pasture in Brazilian Atlantic Rainforest biome. **Science of the Total Environment**, v. 583, p. 53-63, 2017.

SALAZAR A; BALDI G; HIROTA M; SYKTUS J; MCALPINE C. Land use and land cover change impacts on the regional climate of non-Amazonian South America: a review. **Global Planet Change**, v.128, p.103–119, 2015.

SATTLER, D; SELIGER, R; NEHREN, U; TORRES, F. N; SILVA, A. S; RAEDIG, C; HEINRICH, J. Pasture Degradation in South East Brazil: Status, Drivers and Options for

Sustainable Land Use Under Climate Change. In: **Climate Change Adaptation in Latin America**. Springer, Cham, 2018. p. 3-17.

SANT'ANNA A.C.; BETANCOURT, M. C. C.; PEDROZA, M. G. M.; DA SILVA VALENTE, T. Bem-estar animal: um dos critérios da sustentabilidade na pecuária. In: BARBOSA B.C et al. (Orgs.) **Tópicos em Sustentabilidade & Conservação**. 1. ed. Juiz de Fora, MG: Edição dos autores, p. 17-46, 2017.

SILVA, D. V., MACIEL, K. N., SANTOS, J. R., MENDES, J. G., & BARBOSA, L. C. B. G. Agroecologia e Convivência com o Semiárido Brasileiro: uma análise preliminar. **Diversitas Journal**, v. 3, n. 1, p. 76-84, 2018.

SILVA A.S; BOTELHO R.G.M. Degradação dos solos no estado do Rio de Janeiro. In: Guerra AJT, Jorge MCO (eds) **Degradação dos Solos no Brasil**. 1ed.Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2014, v., pp 261–292, 2014.

SILVA, R.R.; SILVA, M.L.N.; FERREIRA, M.M. Atributos físicos indicadores da qualidade do solo sob sistemas de manejo na Bacia Alto do Rio Grande-MG. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 29, n. 4, p. 719-730, 2005.

SILVA, R. B.; SANTOS, A. C.; BATISTA, R. B. Respiração edáfica como indicativo da qualidade do solo em três agrossistemas. **Enciclopédia Biosfera**, v. 6, n. 11, p. 1-15, 2010.

SOLDÁ, C.C. **Avaliação da sustentabilidade em pastagens através de método participativo**. 2012. 75 f. Dissertação (mestrado profissional) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas, Florianópolis, 2012.

SHAKESBY, R.A.; BENTO, C.P.M.; FERREIRA, C.S.S.; FERREIRA, A.J.D.; STOOFF, C.R. et al. Impacts of prescribed fire on soil loss and soil quality: an assessment based on an experimentally-burned catchment in Central Portugal. **Catena** 128: 178–193, 2013.

SMIRNOVA, I; SADANOV, A; SABDENOVA, A; NURMUKHANBETOVA, A; Restoration of Degraded Pasture Soils on the Basis of EM Associations. In: **Rhizobium Biology and Biotechnology**. Springer, Cham, p. 11-24, 2017.

SQUIRES, V. R. (Ed.). **Rangeland stewardship in Central Asia**: balancing improved livelihoods, biodiversity conservation and land protection. Springer Science & Business Media, 2012. p.458.

STRASSBURG, B. B., LATAWIEC, A. E., BARIONI, L. G., NOBRE, C. A., DA SILVA, V. P., VALENTIM, J. F., ASSAD, E. D. When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. **Global Environmental Change**, v. 28, p. 84-97, 2014.

SOUSA, A. B., COSTA, C. T. F., FIRMINO, P. R. A., SOUZA BATISTA, V. Tecnologias sociais de convivência com o semiárido na região do cariri cearense. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 34, n. 2, p. 197-220, 2018.

SOARES FILHO, C. V., Monteiro, F. A. & Corsi, M. Recuperação de pastagens degradadas de *Brachiaria decumbens*. 2. Variação sazonal de parâmetros bioquímico-fisiológicos. **Pasturas Tropicales**, 14, 7-13, 1992.

TEAGUE, W. R.; DOWHOWER, S. L.; BAKER, S. A.; ANSLEY, R. J.; KREUTER, U. P.; CONOVER, D. M.; WAGGONER, J. A. Soil and herbaceous plant responses to summer patch burns under continuous and rotational grazing. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 137, n. 1-2, p. 113-123, 2010.

TOPP, G.C.R., W.D.; COOK, F.J.; KIRBY, J.M.; CARTER, M.R. Physical attributes of soil quality. **Development in Soil Science**. Elsevier, New York, NY, pp. 21-58, 1997.

TORMENA, C. A., ARAÚJO, M. A., FIDALSKI, J., COSTA, J. D. Variação temporal do intervalo hídrico ótimo de um Latossolo Vermelho distroférrico sob sistemas de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 211-219, 2007.

THEODORO, V. C. A.; CASTRO, F. P.; ABURAYA, F. H. Indicadores ecológicos de sustentabilidade de unidades de produção agrícola do assentamento Facão – Cáceres, MT, Brasil. **Revista Brasileira de Agroecologia**. v. 6, n.3, p.21-33, 2011.

VALENTINI, C. M. A.; ABREU, J. G.; FARIA, R. A. P. G. Respiração do solo como bioindicador em áreas degradadas. **Revista Internacional de Ciências**, v. 5, n. 2, p. 127-142, 2015.

VERONA, L. A. F; CASALINHO, H.; MASERA, O.; GALVÁN, Y.; CORRÊA, I. et al. Uso de indicadores compostos na análise da sustentabilidade de agroecossistemas de base familiar na região sul do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 2, n. 2, p. 491-494, 2007.

VEUM, K. S.; SUDDUTH, K. A.; KREMER, R. J.; KITCHEN, N. Sensor data fusion for soil health assessment. **Geoderma**, v. 305, p. 53-61, 2017.

CAPÍTULO 2 – ATRIBUTOS FÍSICO-HÍDRICOS E EFLUXO DE CO₂ DO SOLO COMO INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE EM SISTEMAS PASTORIS NO SEMIÁRIDO

RESUMO

A degradação de solos em áreas de pastagens é um acontecimento observável em escala global, com grandes impactos ambientais e econômicos, afetando diretamente a sustentabilidade desses sistemas produtivos, sobretudo em ambientes semiáridos e áridos. Diante do exposto, objetivou-se analisar comparativamente os atributos de sustentabilidade em sistema silvipastoril e áreas de pastagens, a partir de indicadores sensíveis as alterações do manejo, tais como as propriedades físico-hídricas e o efluxo de CO₂ (ECO₂) do solo. Foi realizada uma pesquisa observacional em três áreas distintas: uma pastagem contendo apenas capim-corrente (*Urochloa mosambicensis* (Hack.)), uma área sob sistema silvipastoril, com a espécie arbórea sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* (Benth)) e o capim-corrente e uma pastagem de capim-corrente consorciada com orelha-de-onça (*Macroptilium martii* (Benth.) Maréchal & Baudet). Foram utilizados sete indicadores da qualidade físico-hídrica do solo: resistência do solo à penetração, densidade do solo, condutividade hidráulica saturada, macroporosidade, capacidade de aeração, capacidade de água disponível para planta e a capacidade de campo relativa. Foi determinado o ECO₂ nos solos das diferentes áreas com um analisador de gás infravermelho. Além disso, foram realizadas mensurações do índice de área foliar por meio do aparelho Ceptômetro AccuPAR LP- 80. A implantação de sistemas silvipastoris em condições semiáridas contribui para a longevidade e sustentabilidade de sistemas pastoris, em função das melhorias nas propriedades físico-hídricas do solo, como a densidade, resistência do solo a penetração e porosidade total. Além disso, esses sistemas proporcionam uma maior retenção e condutividade de água nos solos, em comparação a áreas de pastagens isentas de vegetação arbustiva-arbórea. As áreas mais susceptíveis ao processo de degradação podem apresentar altas taxas de ECO₂, em condições de maior disponibilidade de umidade, o que caracteriza o estresse ecológico e que agrava ainda mais o processo de degradação nessas áreas, uma vez que, há uma maior queima do estoque limitado de substrato para o ECO₂.

Palavras-chave: degradação de pastagens, sistema silvipastoril, qualidade do solo.

ABSTRACT

Soil degradation in pasture areas is an observable event on a global scale, with great environmental and economic impacts, directly affecting the sustainability of these production systems, especially in semi-arid and arid environments. In view of the above, the aim of this study was to compare the sustainability attributes of silvopastoral systems and pasture areas using sensitive indicators such as the physical-hydrological properties and CO₂ efflux (ECO₂) of the soil. An observational survey was carried out in three distinct areas: a pasture containing *Urochloa mosambicensis* (Hack.), an area under a silvopastoral system, with the arboreal species *Mimosa caesalpiniaefolia* (Benth) and *Urochloa mosambicensis* (Hack.) and a pasture *Urochloa mosambicensis* (Hack.) consortium with *Macroptilium martii* (Benth.) Maréchal & Baudet). Seven indicators of soil physical and water quality were used: soil

resistance to penetration, soil density, saturated hydraulic conductivity, macroporosity , aeration capacity, available water capacity for plant and relative field capacity ECO_2 was determined in the soils of the different areas with an infrared gas analyzer, and measurements of the leaf area index were carried out using the apparatus AccuPAR LP-80. The implantation of silvopastoral systems under semi-arid conditions contributes to the longevity and sustainability of pastoral systems, due to improvements in soil physical-water properties, such as density, soil penetration resistance and total porosity. In addition, these systems provide greater water retention and conductivity in soils compared to pasture areas free of shrub/tree vegetation. Areas susceptible to environment degradation in drylands present have high ECO_2 rates under conditions of higher moisture availability, which characterizes ecological stress and further aggravates the degradation process in these areas, since there is a greater burning of the soil limited substrate stock for ECO_2 .

Keywords: degradation of pastures, silvipastoral system, soil quality.

1 INTRODUÇÃO

As pastagens, nativas ou cultivadas, representam um dos maiores ecossistemas do planeta. De acordo com Boval; Dixon (2012), as pastagens ocupam 26% da superfície terrestre, compreendendo em torno de 80% das áreas agricultáveis no mundo. No Brasil, as áreas de pastos cobrem cerca de 158 milhões de hectares, sendo que deste total, aproximadamente 46 milhões representam as pastagens nativas e 112 milhões as pastagens cultivadas (IBGE, 2017). Essas áreas de pastagens assumem grande importância para a economia nacional, uma vez que representam a principal e mais econômica fonte de nutrientes para os animais, contribuindo assim para posição de destaque do país como segundo maior produtor de carne bovina do mundo (FERRAZ; FELÍCIO, 2010; FAO, 2013). No entanto, Kichel et al. (2011) estimaram que 80% das pastagens brasileiras já apresentam algum grau de degradação, sendo esse considerado assim um dos maiores entraves para a sustentabilidade da pecuária brasileira.

A degradação de pastagens é um acontecimento observável em escala global, com grandes impactos ambientais e econômicos em diversos países, afetando diretamente a sustentabilidade do sistema produtivo, principalmente nas regiões semiáridas e áridas. No Nordeste do Brasil as áreas de pastagens ocupam aproximadamente 27 milhões de hectares, onde deste total, 12 milhões de hectares correspondem às pastagens nativas e 15 milhões as pastagens cultivadas (IBGE, 2017). O quantitativo de pastagens degradadas no Nordeste corresponde a 11,6 milhões de hectares (KICHEL et al., 2011). Deve-se ressaltar que nessa região a taxa de lotação praticada é superior a da capacidade de suporte das áreas de

pastagens, levando a uma crescente e acelerada degradação das mesmas (RANGEL et al., 2015).

A degradação de pastagens é um processo evolutivo de perda de vigor, com acentuada queda de produtividade e conseqüente diminuição da capacidade de suporte de animais na área (DIAS-FILHO, 2011). Dentre as atividades antrópicas que ocasionam impactos diretos sobre os atributos físicos, químicos e biológicos dos solos sob pastagens, provocando conseqüentemente sua degradação, destaca-se a alta pressão de pastejo, assim como, a ausência de adubações periódicas (DIAS-FILHO, 2011; ROCHA JUNIOR et al., 2013; SATTLER et al., 2018). De acordo com Müller et al. (2001), pastagens degradadas tendem a diminuir sua cobertura vegetal deixando o solo exposto à chuva e ao pisoteio dos animais, o que provoca um aumento da densidade do solo, na camada superficial, e conseqüentemente a diminuição da porosidade total nesses solos. Esse fenômeno além de gerar sérios problemas do ponto de vista conservacionista, torna a atividade economicamente insustentável.

Diante da insustentabilidade produtiva, associada as pastagens degradadas, bem como a outros problemas ambientais, observa-se um crescente processo de conscientização relacionado à preservação dos recursos naturais, principalmente por meio da adoção de práticas sustentáveis na produção agrícola (THEODORO et al., 2011). Assim, de acordo com diversos autores (VERONA et al., 2007; CÂNDIDO et al., 2015; GUIMARÃES et al. 2015), é de extrema importância, avaliar a sustentabilidade dos diferentes sistemas de produção, a partir de indicadores que revelem alterações no ambiente e suas possíveis conseqüências, possibilitando mensurar os benefícios ou as limitações de determinado ecossistema, além de contribuir para a tomada de decisões que visem o desenvolvimento sustentável.

Os impactos ocasionados nas propriedades físicas do solo por mudanças no uso da terra, ou até mesmo, por práticas de manejos insustentáveis podem ser avaliados funcionalmente simulando as modificações no balanço hídrico do solo (BOUMA; DROOGERS, 1999) ou através da comparação de indicadores da qualidade física do solo quantitativamente ligados a retenção de água e a condutividade hidráulica no solo (REYNOLDS et al., 2009). Indicadores obtidos a partir da curva de retenção de água no solo, como a macroporosidade, capacidade de água disponível e capacidade relativa de campo foram sugeridos para determinar as práticas de uso da terra mais sustentáveis (REYNOLDS et al., 2002; REYNOLDS et al., 2008).

Dentro desse cenário, a instauração de sistemas silvipastoris (SSPs) mostra-se como uma promissora alternativa para recuperação de áreas degradadas, pois esses sistemas

possuem o potencial de restabelecer as funções ambientais do solo, através do aporte de matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e cobertura do solo (SCHROTH et al., 2002; ROCHA JUNIOR et al., 2013). Além de favorecer a recuperação e sustentabilidade da produção de forragem, os SSPs proporcionam outros benefícios ambientais, tais como a conservação do solo e da água, aumento da biodiversidade e promoção do sequestro de carbono, o que caracteriza a importância desse sistema na implementação de projetos para captação de créditos de carbono (REIS et al., 2018).

Apesar da qualidade física do solo ser frequentemente estudada (AGNESE et al., 2011; CASTELLINI et al., 2013; AQUINO et al., 2014; SOUZA et al., 2014), são raros os trabalhos que tratem deste tema em solos sob sistemas silvipastoris em condições semiáridas. Dessa forma, ainda são escassas as informações científicas a respeito da utilização de indicadores de sustentabilidade em SSPs, o que dificulta a exploração desses sistemas na sua máxima eficiência, além de representar uma forte ameaça à inerente capacidade conservacionista dessas áreas, pois somente através da utilização de índices é possível comparar os efeitos e a influência de um sistema agroflorestal através do tempo e, assim, evidenciar seu desempenho e sua eficiência, mas também seus problemas, de modo a subsidiar a condução de uma exploração sustentável (CÂNDIDO et al., 2015; GUIMARÃES et al., 2015).

Diante do exposto, objetivou-se analisar comparativamente os atributos de sustentabilidade em sistema silvipastoril e áreas de pastagens, por meio de indicadores sensíveis as alterações do manejo, tais como as propriedades físico-hídricas do solo e o efluxo de CO₂, visando avaliar a sustentabilidade e conservação de três sistemas pastoris no Semiárido brasileiro.

2 MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi conduzida na Estação Experimental Dr. Lauro Ramos Bezerra (07° 59' 00'' S, 38° 19' 16'' W. Gr. e 500 m de altitude), pertencente ao Instituto Agronômico de Pernambuco - IPA, situada no município de Serra Talhada, Microrregião do Sertão do Pajeú, Mesorregião do Sertão Pernambucano. O clima da região, classificado por Köppen, é do tipo BShw', semiárido, caracterizando-se por ser quente e seco, com as chuvas de verão ocorrendo entre os meses de dezembro a maio, sendo sua temperatura do ar média correspondente a 25 °C e sua média de precipitação pluvial anual de aproximadamente 642 mm (MELO et al., 2008). O solo da área é classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico (SILVA et al., 2015).

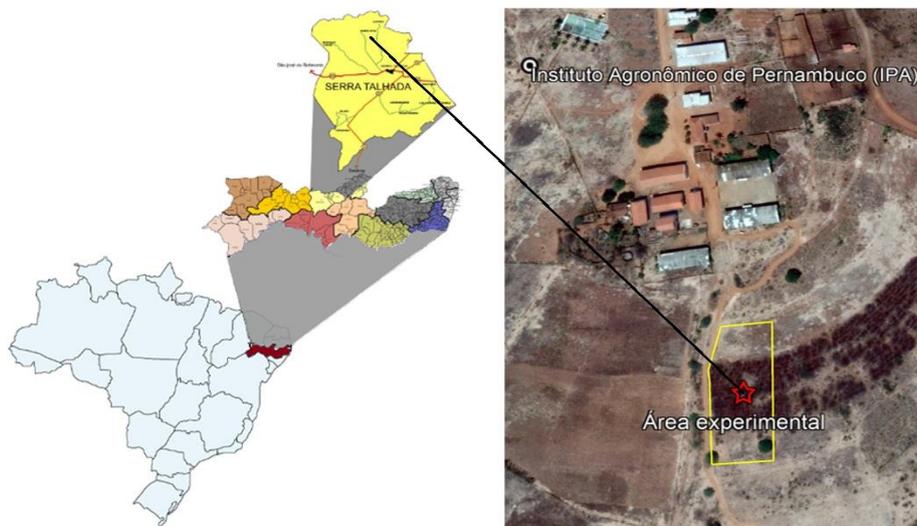


Figura 1. Local do estudo.

Devido à falta de casualização e ao fato dos sistemas terem sido implantados no local há mais de trinta anos, foi realizada uma pesquisa observacional com a finalidade de avaliar três áreas: com monocultivo de capim-corrente (CC), um sistema silvipastoril (SSP), com a espécie arbórea sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* (Benth)) e o capim-corrente, e uma área de consórcio de capim-corrente (*Urochloa mosambicensis* (Hack.) Dandy) e da leguminosa orelha-de-onça (*Macroptilium martii* (Benth.) Maréchal & Baudet) (CC+OO), onde foram realizadas medidas repetidas no tempo, a cada mês. Posteriormente, foram agrupadas em três períodos (seco, transição e chuvoso).

O monitoramento das áreas foi realizado de agosto de 2018 até abril de 2019, totalizando nove meses de estudo. Durante o período experimental houve um acumulado de 766 mm de chuva. A distribuição das chuvas mensais durante o período de avaliação, bem como da normal climatológica da região são apresentadas na Figura 2.

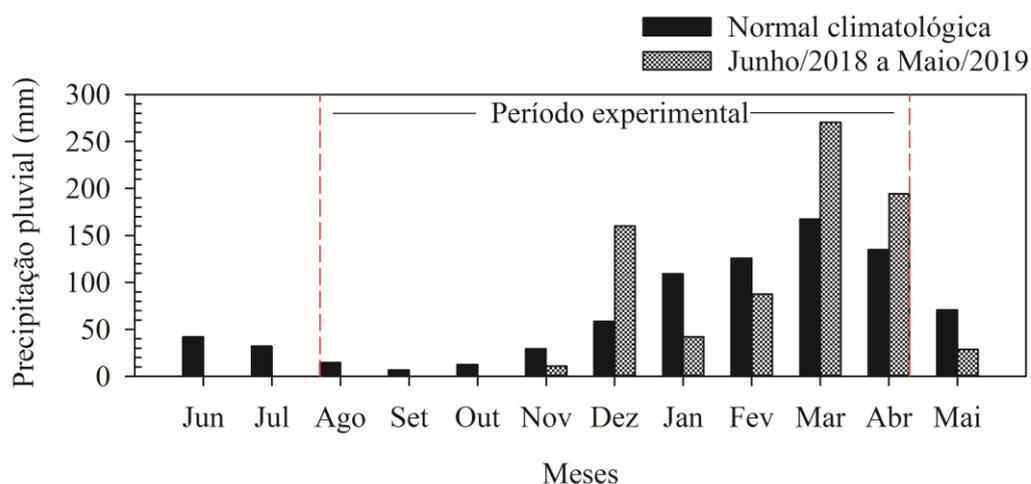


Figura 2. Normal climatológica (1981-2010) e distribuição mensal da precipitação pluvial durante o período de junho de 2018 a maio de 2019, em Serra Talhada, PE. Linhas em vermelho tracejadas representam o início e fim do período experimental (Ago/2018 a Abr/2019).

Para caracterização do efeito dos períodos (seco, transição e chuvoso) foram escolhidos subperíodos durante o experimento baseado na quantidade de chuva ocorrida nas áreas. Dessa forma, as datas escolhidas foram: Período seco (01 de agosto a 31 de outubro de 2018); Período de transição (01 de novembro a 31 de janeiro de 2019); Período chuvoso (01 de fevereiro a 30 de abril). Durante os três meses que representam o período seco não houve registros de precipitação no local da pesquisa. O acumulado da precipitação pluvial durante os períodos de transição e chuvoso correspondeu a 213,3 e 552,7 mm, respectivamente, o equivalente a 28% e 72% do acumulado total de precipitação durante o experimento.

As três áreas encontram-se dispostas uma ao lado da outra, sendo as mesmas divididas em tamanhos iguais, com 400 m², onde se concentrou a realização das medidas. Ao longo do período experimental as áreas foram protegidas da presença de animais, simulando a técnica do diferimento de pastagens, isto é, áreas de exclusão. O sistema silvipastoril (SSP) tem 30 anos desde a sua implantação, em 1988, com uma área total de um hectare. Composto pela espécie arbórea sabiá e como componente herbáceo o capim-corrente, com faixas de árvores em nível, e altura média de 5,6 m e diâmetro da copa de 7,6 m, sendo mantido um espaçamento de 4 m x 3 m entre linhas e plantas, respectivamente. Durante 30 anos, a área do SSP após os períodos chuvosos, recebeu o pastejo direto de bovinos, ovinos e eqüinos. Somente após o seu estabelecimento, aproximadamente em 1995, iniciou-se a extração da madeira do componente arbóreo.

As áreas de pastagem (CC e CC+OO) foram introduzidas há mais de 30 anos, e durante esse tempo, após os períodos chuvosos, por volta de junho a julho de cada ano, as

áreas foram submetidas ao pastejo de lotação contínua, por bovinos, ovinos e equinos para o consumo da forragem e, na estação seca do ano, a maior parte do solo era completamente exposto à radiação solar e a chuva.

Cada uma das três áreas foi subdividida em quatro subáreas, cada uma com 1/4 da área total, o que corresponde a 100 m². Para a caracterização dos atributos físicos do solo, foram coletadas na área, antes da implantação do experimento, quatro amostras compostas em três camadas do solo (0-10; 10-20; 20-30 cm) em cada área experimental, perfazendo 12 amostras por área. As amostras compostas foram formadas a partir de amostras simples em cinco pontos, escolhidas aleatoriamente em cada subárea. Em seguida, foram acondicionadas em sacos de plástico, identificadas e conduzidas ao laboratório, onde foram analisadas, conforme Teixeira et al. (2017).

As amostras deformadas foram peneiradas em malha 2,0 mm para a determinação da composição granulométrica de acordo com o princípio da dispersão mecânica e estabilização da amostra por meio de agitador em uma solução dispersante adequada, seguida da separação das frações por peneiramento e sedimentação (TEIXEIRA et al., 2017). A composição granulométrica das áreas é apresentada na Tabela 1. Os solos das três áreas, em todas as profundidades amostradas, pertencem a classe textural Franco-Argilo-Arenosa.

Tabela 1. Composição granulométrica do solo das áreas de capim-corrente (CC), sistema silvipastoril (SSP) e de capim-corrente com orelha-de-onça (CC+OO)

Áreas	Camadas (cm)	Argila	Silte	Areia grossa (%)	Areia fina
CC	00 - 10	25,81	6,11	31,60	36,43
	10 - 20	25,24	6,37	31,70	36,70
	20 - 30	25,80	5,10	32,70	36,50
SSP	00 - 10	25,80	4,50	32,20	37,48
	10 - 20	24,50	4,80	33,14	37,59
	20 - 30	23,70	8,60	32,70	35,04
CC+OO	00 - 10	22,40	4,80	40,72	32,08
	10 - 20	22,95	5,24	30,38	41,43
	20 - 30	25,81	4,54	30,69	38,96

Foram realizados três testes de infiltração, um em cada período (seco, transição e chuvoso), utilizando um cilindro de 15 cm de diâmetro interno, inserido a uma profundidade de cerca de 10 mm para evitar perda lateral de água (LASSABATÈRE et al., 2006). Os ensaios de infiltração consistiram em anotar o tempo que volumes constantes de água (100 mL), adicionados continuamente no anel, levaram para serem infiltrados. Esse teste forneceu

a infiltração tridimensional axissimétrica como uma função do tempo. Assim, foi possível determinar uma relação de infiltração acumulativa experimental, $I(L)$, versus o tempo, $t(L)$. Durante cada avaliação foram coletadas, ainda, amostras indeformadas para determinação da densidade do solo e da umidade inicial θ_0 e final θ_s , adotando-se θ_s igual à porosidade total. Para determinação da densidade do solo foram coletadas amostras em anéis cilíndricos de aço inox com volume de 50 cm^3 , e calculada pela relação entre a massa seca a 105°C durante 24 h da amostra de solo do cilindro e o seu volume (TEIXEIRA et al., 2017).

Para caracterização físico-hídrica do solo nas áreas, foi utilizado o método de estimativa de transferência de água no solo, denominado de Beerkan (BEST), que estima simultaneamente os parâmetros da curva de retenção de água $\theta(h)$ através do modelo de van Genuchten (1980) e a condutividade hidráulica do solo $K(\theta)$ de acordo com o modelo de Brooks; Corey (1964), com a condição de Burdine (1953):

$$\theta(h) = \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right) = \left[1 + \left(\frac{h}{h_g} \right)^n \right]^{-m} \quad \text{com } m = 1 - \frac{2}{n} \quad (1)$$

$$K(\theta) = K_s \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^\eta \quad \text{com } \eta = \frac{2}{m} + 2 + p \quad (2)$$

sendo θ a umidade volumétrica [$\text{L}^3 \cdot \text{L}^{-3}$]; θ_r e θ_s as umidades volumétricas residual e saturada [$\text{L}^3 \cdot \text{L}^{-3}$], respectivamente; h o potencial matricial [L]; h_g [L] um valor de escala de h ; m e n são parâmetros de forma; p um parâmetro de tortuosidade; K_s a condutividade hidráulica saturada do solo [$\text{L} \cdot \text{T}^{-1}$] e η o parâmetro de forma para a curva de condutividade hidráulica. O θ_r é assumido como zero.

Este método consiste, basicamente, em ensaios simplificados de infiltração, da distribuição granulométrica e da densidade do solo, para então se estimar os parâmetros das curvas de $\theta(h)$ e $K(\theta)$. De acordo com Souza et al. (2008), o método Beerkan é uma eficiente alternativa para caracterização hidráulica do solo, uma vez que, é de baixo custo, simples e rápido.

Essas equações possuem cinco parâmetros desconhecidos: dois parâmetros de forma (m ou n e η) e três parâmetros de normalização (θ_s , K_s e h_g). Os parâmetros de forma, que estão relacionados com a textura, são determinados a partir da análise granulométrica e da densidade do solo, assumindo uma similaridade entre a distribuição granulométrica e a curva de retenção de água no solo, enquanto que os parâmetros de normalização resultam da

estrutura dos solos e são determinados ajustando-se o modelo de infiltração tridimensional com os dados de infiltração acumulativa transitória (HAVERKAMP et al., 2006; BAGARELLO; IOVINO, 2012). Os parâmetros de forma e normalização foram obtidos usando o programa BEST (*Beerkan Estimation of Soil Transfer Parameters Through Infiltration Experiments*) proposto por Lassabatère et al. (2006).

Na literatura há diversos estudos avaliando a adequação do procedimento BEST para indicar as propriedades hidráulicas do solo (AIELLO et al., 2014; BAGARELLO; IOVINO, 2012; BAGARELLO et al., 2014; YILMAZ et al., 2010), como por exemplo, Yilmaz et al. (2010) introduziram uma versão atualizada do algoritmo BEST (BEST-intercept) mais eficiente na estimativa da condutividade hidráulica saturada. Bagarello et al. (2014) afirmaram em uma recente pesquisa com aproximadamente 400 medidas de infiltração, que o procedimento BEST-intercept apresentou resultados satisfatórios, isto é, valores positivos de condutividade hidráulica saturada do solo e sorvidade, sendo mais eficiente do que o BEST original (BEST-slope). Nesse sentido, em função da maior eficiência do algoritmo BEST-intercept para estimativa dos parâmetros de caracterização físico-hídrica do solo, o mesmo foi adotado na presente pesquisa.

Para avaliar a qualidade físico-hídrica do solo foram utilizados sete indicadores selecionados da literatura entre os quais são fornecidas faixas ótimas ou de limites críticos. Os indicadores foram: densidade do solo (DS), condutividade hidráulica saturada (Ks), macroporosidade (P_{mac}), capacidade de aeração (CA), capacidade de água disponível para planta (CADP), capacidade de campo relativa (CCR) e a resistência do solo à penetração (RP) (PIERI, 1992; TOPP et al., 1997; REYNOLDS et al., 2007; 2009; CANARACHE, 1990). A literatura atual (IOVINO et al., 2013; BAGARELLO et al., 2011; AGNESE et al., 2011; KELISHADI et al., 2014; OZALP et al., 2016) registra estudos, principalmente, em solos agrícolas de textura moderadamente fina, ressaltando que os indicadores selecionados nesta pesquisa foram utilizados com sucesso para fornecer avaliações da capacidade do solo em armazenar e fornecer ar e água para as raízes, bem como, evidenciar uma possível degradação (CASTELLINI et al., 2013). Os indicadores da qualidade físico-hídrica do solo e as faixas ótimas correspondentes estão expostos na Tabela 2.

Tabela 2. Indicadores de qualidade físico-hídrica do solo e suas respectivas faixas ótimas ou limites críticos, de acordo com Reynolds et al. (2007; 2009)* e Canarache (1990)**

Indicador de qualidade física do solo	Valores de referência
Densidade do solo, D_s (Mg m^{-3})*	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Ideal: $0,9 \leq D_s \leq 1,2$ ✓ Intermediária: $0,85 \leq D_s < 0,9$ e $1,2 < D_s \leq 1,25$ ✓ Limite crítico superior: $D_s > 1,25$ ✓ Limite crítico inferior: $0,85 < D_s$
Condutividade hidráulica saturada, K_s (mm s^{-1})*	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Ideal: $0,005 \leq K_s \leq 0,05$ ✓ Próximo ao ideal: $0,001 < K_s \leq 0,005$ e $0,05 < K_s \leq 0,1$ ✓ Limite crítico superior: $K_s > 0,1$ ✓ Limite crítico inferior: $K_s < 0,001$
Macroporosidade, P_{mac} ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$)* $P_{mac} = \theta_s - \theta_m$	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Ideal: $P_{mac} \geq 0,07$ ✓ Intermediário: $0,04 \leq P_{mac} < 0,07$ ✓ Baixa: $P_{mac} < 0,04$
Capacidade de aeração, CA ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$)* $CA = \theta_s - \theta_{FC}$	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Ideal: $CA > 0,14$ ✓ Intermediário: $0,10 \leq CA \leq 0,14$ ✓ Baixa: $CA < 0,10$
Capacidade de água disponível para planta, $CADP$ ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$)* $CADP = \theta_{FC} - \theta_{PWP}$	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Ideal: $CADP \geq 0,20$ ✓ Próximo ao ideal: $0,15 \leq CADP < 0,20$ ✓ Relativamente baixa: $0,10 \leq CADP < 0,15$ ✓ Muito baixa: $CADP < 0,10$
Capacidade de campo relativa, CCR (adimensional)* $CCR = \frac{\theta_{FC}}{\theta_s}$	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Ideal: $0,6 \leq CCR \leq 0,7$ ✓ Solo limitado em água: $CCR < 0,6$ Aeração do solo limitada: $CCR > 0,7$
Resistência do solo à penetração, RP (MPa)**	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Muito baixa: $\leq 1,0$ ✓ Baixa: $1,0 < RP \leq 2,5$ ✓ Moderada: $2,6 \leq RP \leq 5,0$ ✓ Alta: $5,1 \leq RP \leq 10,0$ ✓ Muito alta: $10,1 \leq RP \leq 15$ ✓ Extremamente alta: > 15

θ_s = teor de água saturada no solo; θ_M = teor de água matricial do solo ($h = -0,1$ m H₂O); θ_{CC} = teor de água no solo na capacidade de campo ($h = -1$ m H₂O); θ_{PMP} = teor de água no solo no ponto de murcha permanente ($h = -153$ m H₂O).

Dois indicadores adicionais ligados à dinâmica da água do solo foram utilizados: Raio característico de poros (λ_m) e quantidade de poros hidraulicamente ativos ($C_{\lambda m}$). O λ_m representa o tamanho dos poros que contribuem para a infiltração da água e pode ser considerado como uma medida da importância relativa da gravidade e da capilaridade no fluxo total, enquanto a $C_{\lambda m}$ estima o número de poros do solo com tamanho médio igual a λ_m (IOVINO et al., 2013).

O raio λ_m foi calculado de acordo com a seguinte relação (MUBARAK et al., 2009):

$$\lambda_m = \frac{\sigma_w}{\rho_w g \alpha_h} \quad (3)$$

onde σ_w é a tensão superficial da água (0,0719 N m⁻¹), ρ_w é a densidade da água (103 kg m⁻³), g é a aceleração da gravidade (9,81 m s⁻²) e α_h (L) é o comprimento capilar que pode ser calculado a partir do parâmetro de escala hg como $\alpha_h = |-hg|$ (HAVERKAMP et al., 2006; SOUZA et al., 2014).

A quantidade de poros hidraulicamente ativos ($C_{\lambda m}$) foi calculada de acordo com Watson; Luxmoore (1986):

$$C_{\lambda m} = \frac{8 \mu Ks}{\rho_w g \pi \lambda_m} \quad (4)$$

onde μ é a viscosidade dinâmica da água (0,00089 kg m⁻¹ s⁻¹).

A RP nas diferentes áreas foi determinada através da metodologia de Stolf et al. (2005) com um penetrômetro de impacto modelo IAA/Planalsucar-Stolf que possui como princípio de funcionamento a penetração de uma haste graduada em centímetros de ponta fina (30°), onde a partir de cada impacto de um peso de massa conhecida, que desce em queda livre a uma altura constante, foi medida a penetração da haste no solo.

O número de impactos foi transformado em resistência dinâmica por meio da equação proposta por Stolf (1991): RP (kgf cm⁻²) = 5,6 + 6,89N (N = número de impactos/10cm) e então convertido para MPa. Foram analisados os valores de RP para camadas com intervalos de 10 cm de espessura. Os testes de RP foram realizados a uma profundidade de até 30 cm em cada período de avaliação (seco, transição e chuvoso). Esses testes foram realizados próximo

ao centro das parcelas experimentais. Devido à influência da umidade nas determinações da RP, foram realizadas as medidas em todos os pontos no mesmo dia para garantir as mesmas condições de umidade do solo.

O conteúdo de água no solo foi determinado por meio de uma sonda capacitiva (DIVINER 2000, Sentek Pty Ltda., Austrália). A sonda é composta por um sensor portátil e um sistema de aquisição de dados, que ao ser inserido em um tubo de acesso, instalado no solo, fornece o conteúdo de água a cada 0,1 m. Os tubos foram enterrados em prumo até a profundidade de 0,4 m, posteriormente foram vedados nas extremidades para impedir a entrada de água. Para uso da sonda capacitiva foi necessário a sua calibração nas condições edáficas do experimento (ARAÚJO PRIMO et al., 2015). Os tubos de acesso foram instalados no centro de cada subárea.

A respiração do solo foi medida utilizando-se de um sistema portátil da LI-COR (LI-6400-09), acoplado a uma câmara de retenção de CO₂ (LI-6400 - 09, LI-COR, Lincoln, Nebraska, USA) que foi previamente calibrada e colocada sobre colares de PVC (0,10 m de diâmetro e 0,08 cm de altura) instalados no solo, a uma profundidade de 3,0 cm em cada um dos pontos amostrais. O funcionamento desse sistema baseia-se no monitoramento das mudanças na concentração de CO₂ dentro da câmara, por meio de espectroscopia de absorção óptica na região do infravermelho (Infra Red Gas Analyzer – IRGA).

Para as medidas com o IRGA, foram instalados um total de 12 anéis de PVC, correspondendo a um anel no centro de cada subárea. Foram realizadas avaliações mensais, durante todo o período experimental, realizaram-se também medições ao longo do dia, em cinco horas (8, 10, 12, 14 e 16h), considerando-se um dia em cada época de avaliação (seco, transição e chuvoso). As medições da temperatura da superfície solo foram tomadas no mesmo momento das medições de respiração do solo, por meio de um termômetro digital infravermelho.

Como procedimento inicial para realização das medições da emissão de CO₂, foi registrado a concentração de CO₂ do ar próximo à superfície da área, sendo este valor introduzido no sistema como referência para as avaliações. Posteriormente, a câmara foi inserida sobre o anel, sendo reduzida a concentração de CO₂ no seu interior até o valor de 10 $\mu\text{mol mol}^{-1}$. Após tal redução, o aumento natural de concentração de CO₂ no interior da câmara, devido à emissão do mesmo no solo, foi computada durante um tempo total de aproximadamente 90 segundos, enquanto a concentração dentro da câmara aumenta de 10 $\mu\text{mol mol}^{-1}$ até acima da concentração de CO₂ do ar. Ao fim de cada medição, o fluxo de CO₂

foi calculado por uma regressão linear da relação entre tempo e concentração dentro da câmara (FERREIRA et al., 2018).

As mensurações do índice de área foliar (IAF), foram realizadas por meio do aparelho Ceptômetro AccuPAR LP – 80. O modelo com 80 sensores sensíveis à radiação fotossinteticamente ativa, é constituído por um microprocessador datalogger que interpreta os sinais dos sensores calculando o valor médio de cada segmento especificado. As leituras foram realizadas mensalmente, considerando-se um dia em cada mês durante o período experimental, entre as 11:00 e 12:00 horas, no centro de cada unidade experimental, e para sua aplicação foram realizadas três medidas da radiação fotossinteticamente ativa (PAR) acima e mais três abaixo do dossel das plantas nas três áreas, nesse caso, as medições foram realizadas rente a superfície do solo (SILVA et al., 2018).

Os efeitos dos dois fatores (áreas e períodos) foram avaliados utilizando a análise descritiva para determinação dos valores médios e desvio padrão para cada variável e, posteriormente, foram submetidos ao teste de Friedman a 5 % de probabilidade. Todas as análises estatísticas foram realizadas nos softwares R 3.6.0, ActionStat3 e a confecção dos gráficos pelo programa SigmaPlot 14.0 (TEAM CORE R, 2017; SYSTAT SOFTWARE, 2019; ESTATCAMP, 2019).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Obtidos os parâmetros de forma (m , n e η) e de normalização (θ_s , K_s e h_g) para as equações 1 e 2, foram construídas as curvas de $\theta(h)$ e $K(\theta)$ (Figura 3) para as três áreas, em cada período de avaliação. Durante os três ensaios de infiltração, referentes aos períodos avaliados, foram determinados os valores de θ_s , sendo esses os pontos de origem para cada curva. Conforme se observa na Figura 3, todas as curvas apresentam a inflexão característica do modelo, com variações nos teores de umidade semelhantes, porém há diferenças consideráveis na capacidade de retenção entre as áreas.

Observa-se uma maior capacidade de retenção na área do SSP (Figura 3), principalmente nas avaliações correspondentes aos períodos seco e de transição, o que está de acordo com os resultados constatados para a porosidade total (Tabela 3), o raio característico de poros (λ_m), quantidade de poros hidraulicamente ativos ($C_{\lambda m}$) (Figura 4). Analisando-se as situações extremas, durante o período seco, para $h = 1 \text{ m H}_2\text{O}$, as umidades do solo correspondentes a área do SSP e do CC+OO foram iguais a 0,34 e 0,27 $\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$,

respectivamente, enquanto para $h = 153 \text{ m H}_2\text{O}$, os valores de θ foram iguais a 0,17 e 0,13 $\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, respectivamente. A maior porosidade total, associado a maior quantidade de poros hidraulicamente ativos ($C_{\lambda m}$) (Figura 4), bem como a maior proximidade das partículas no SSP, constatada com a menor média de λ_m (Figura 4), além de armazenar mais água, fazem com que os efeitos de adsorção e capilaridade sejam mais intensos que na CC+OO, favorecendo a maior retenção de água no solo.

Os solos das três áreas, em todas as profundidades amostradas, pertencem a classe textural Franco-Argilo-Arenosa (Tabela 1), o que evidencia que os resultados constatados nesta pesquisa sobre a qualidade física do solo estão diretamente associados ao manejo adotado em cada sistema de produção. Segundo Carvalho et al. (1999) os solos com a mesma classe textural, podem apresentar curvas de retenção diferentes, principalmente em razão ao tipo de manejo adotado, aos diferentes teores de matéria orgânica e diferenças na microestrutura do solo.

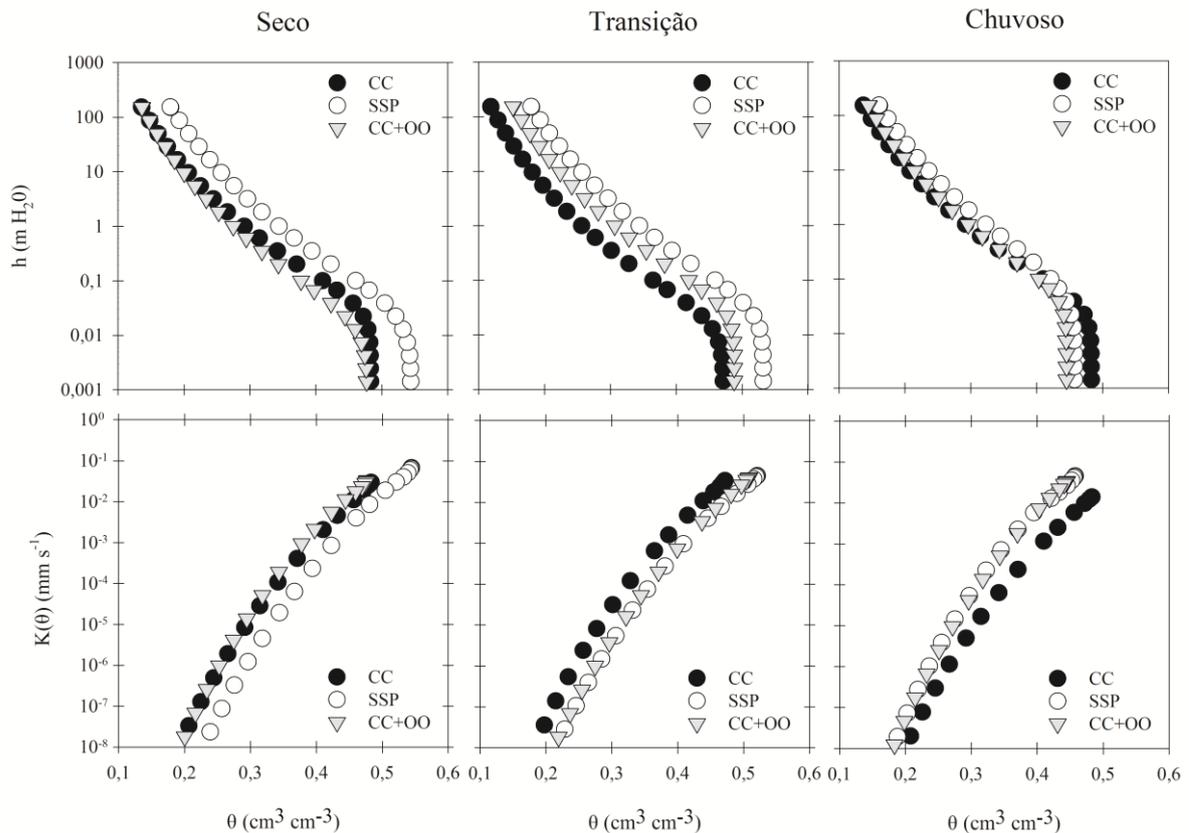


Figura 3. Curvas de retenção e da condutividade hidráulica para as áreas consideradas (CC = capim-corrente; SSP = sistema silvipastoril; CC+OO = capim-corrente e orelha de onça) durante os períodos seco, transição e chuvoso, em Serra Talhada – PE. h (m) – potencial matricial; $K(\theta)$ (mm^{-1}) - condutividade hidráulica; θ ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$) - umidade volumétrica.

Em relação às outras épocas, verifica-se ainda uma maior capacidade de retenção no SSP, onde para $h = 1 \text{ m H}_2\text{O}$, as umidades do solo correspondentes aos períodos de transição e chuvoso foram iguais a $0,34$ e $0,32 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, respectivamente, enquanto que para $h = 153 \text{ m H}_2\text{O}$, os valores de θ foram $0,17$ e $0,16 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$. Nesses dois períodos a menor capacidade de retenção foi observada na pastagem com CC, onde para $h = 1 \text{ m H}_2\text{O}$, os valores de θ corresponderam a $0,25$ e $0,29 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, respectivamente, enquanto que para $h = 153 \text{ m H}_2\text{O}$, os valores de θ foram $0,11$ e $0,13 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, nessa mesma ordem, para os períodos de transição e chuvoso.

Com relação ao período de transição, a área do SSP, apesar de apresentar o maior raio característico de poros (Figura 4b) em relação a área do CC, sugerindo um maior efeito da gravidade em comparação ao da capilaridade, constatou-se nessas condições, a maior quantidade de poros hidraulicamente ativos (Figura 4b), o que reforça a importância não só do tamanho médio dos poros, mas também da quantidade destes sobre a retenção de água no solo (Figura 3). No período chuvoso, o λ_m foi praticamente igual entre as áreas do CC e do SSP, no entanto houve diferenças com relação a C_{λ_m} (Figura 4c), evidenciando novamente a influência da C_{λ_m} e assim, justificando, as diferenças das curvas de retenção de água do solo entre as áreas.

De acordo com as curvas de condutividade hidráulica, os solos dos três sistemas apresentaram um comportamento hidráulico semelhante durante os períodos de avaliação (Figura 3). No entanto, constatam-se valores distintos de $K(\theta)$ para as áreas em cada período, estando às médias de $K(\theta)$ diretamente relacionadas com a C_{λ_m} . No período seco, com o θ_{CC} constatou-se um $K(\theta)$ referente a $1,92 \times 10^{-5} \text{ mm s}^{-1}$ no solo da área do SSP, nos solos das áreas do CC e CC+OO para o θ_{CC} , os valores de $K(\theta)$ foram de $8,38 \times 10^{-6}$ e $4,17 \times 10^{-6} \text{ mm s}^{-1}$, respectivamente. Ainda no período seco, com o θ_{PMP} , observou-se uma $K(\theta)$ de $1,16 \times 10^{-10} \text{ mm s}^{-1}$ para a área do SSP, enquanto que para as áreas de CC e CC+OO esses valores foram correspondentes a $3,7 \times 10^{-11}$ e $2,27 \times 10^{-11} \text{ mm s}^{-1}$. Essa diferença entre as áreas foi mais expressiva com valores de θ próximos ao θ_s . Nos outros períodos constatou-se também essa maior $K(\theta)$ para todos os valores de θ no solo da área do SSP. Esses resultados estão também associados a densidade de raízes, uma vez que, os sistemas radiculares apresentam uma função hidrológica importante, atuando no controle das rotas preferenciais de percolação e concentração de água nos solos (NUNES et al., 2012).

A qualidade físico-hídrica de um solo está diretamente relacionada com a porosidade total e a distribuição do espaço poroso, visto que são nesses espaços que se

processam as reações químicas e biológicas, difusão de gases, movimento e retenção de água e penetração de raízes, sendo esses os principais fenômenos que regulam o crescimento e a produção vegetal.

Os valores médios de porosidade total na superfície (0 a 10 cm) (Tabela 3) foram diferentes entre os sistemas de manejo durante os períodos seco e de transição, enquanto que no período chuvoso não houve diferenças entre as médias para porosidade total entre as áreas. No período seco o SSP obteve uma maior porosidade total em relação a área do CC+OO, não diferindo da área de pastagem apenas com o CC. Na época de transição a menor porosidade foi constatada na área do CC. Esses resultados dão consistência aos valores obtidos de densidade do solo (Figura 5), pois a densidade varia de modo inverso à porosidade total. Os resultados da presente pesquisa corroboram com Pezzoni et al. (2012), de acordo com os autores há uma correlação negativa entre a porosidade total e a densidade do solo, sendo que as maiores médias de densidade provocaram uma redução no volume de poros.

Tabela 3. Porosidade total na superfície (0-10 cm) para as áreas consideradas (CC = capim-corrente; SSP = sistema silvipastoril; CC+OO = capim-corrente e orelha de onça) durante os períodos seco, transição e chuvoso, em Serra Talhada – PE

Porosidade total (cm ³ cm ⁻³)								
Seco			Transição			Chuvoso		
CC	SSP	CC+OO	CC	SSP	CC+OO	CC	SSP	CC+OO
0,48 ab	0,54 a	0,47 b	0,47 b	0,52 a	0,50 a	0,48 a	0,45 a	0,44 a

Médias seguidas por letras iguais, não diferem pelo teste de Friedman à 5%.

Os resultados relacionados a maior porosidade do solo nas áreas de SSP podem estar associados não somente a menor exposição dessas áreas ao impacto das gotas de chuva e ao pisoteio animal nos anos que antecederam o período de avaliação, mas também a ação do sistema radicular da espécie arbustiva, sendo responsáveis pela redução da densidade e aumento da porosidade total. Silva et al. (2000) constataram uma correlação positiva entre a densidade de raízes com a porosidade total do solo.

No que se refere ao λ_m e a C_{λ_m} , verificou-se uma considerável diferença entre as áreas apenas durante as avaliações do período seco, com os maiores λ_m nas áreas do CC e CC+OO e a menor no SSP. Porém, neste último a quantidade de C_{λ_m} é bem maior, o que justifica a maior capacidade de conduzir água na faixa próximo da saturação (Figura 3 e Tabela 6).

Nos outros períodos, a área do SSP, manteve-se com as maiores médias para C_{λ_m} , em seguida a área do CC+OO e por último a área de pastagem com CC, no entanto, essa diferença não foi tão expressiva quanto no período seco. Esses resultados estão relacionados aos efeitos da atividade radicular dessas áreas associados às maiores concentrações de matéria orgânica e a presença de resíduos culturais, uma vez que, esses atributos proporcionam uma maior “elasticidade” ao solo (BRAIDA et al., 2008), o que reduz a suscetibilidade à compactação e, conseqüentemente, favorece uma maior C_{λ_m} . Não houve diferenças consideráveis entre as áreas no λ_m durante o período de transição e chuvoso, porém, em SSP, a amplitude de λ_m é maior (Figura 4).

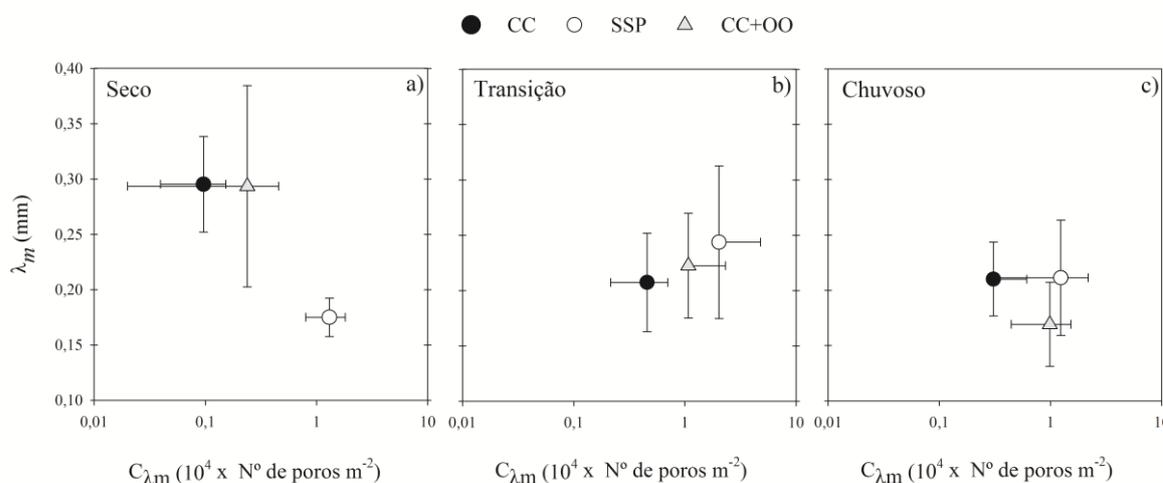


Figura 4. Raio característico de poros (λ_m) e quantidade de poros hidraulicamente ativos (C_{λ_m}) para as áreas consideradas (CC = capim-corrente; SSP = sistema silvipastoril; CC+OO = capim-corrente e orelha de onça) durante os períodos seco a), transição b) e chuvoso c), em Serra Talhada – PE. Barras de erro correspondem ao desvio padrão.

Os valores médios do raio característico de poros hidraulicamente funcionais variaram de 0,17 a 0,29 mm (Figura 4) e estão de acordo com os valores verificados em outros trabalhos (WHITE; SULLY, 1987; SAUER et al., 1990; THONY et al., 1991; COOK; BOEREN, 1994; ANGULO-JARAMILLO et al., 1997; BORGES et al., 1999).

A análise comparativa para os indicadores de qualidade do solo (P_{mac} , CA, CADP, CCR, D_s , K_s e RP), avaliados nesta pesquisa, evidenciou diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os sistemas de produção durante os períodos seco e de transição apenas para D_s (Figura 6). No período chuvoso, constatou-se diferenças entre os sistemas para a P_{mac} , CA e K_s (Figura 5 e 6). Com base nos valores de referência (Tabela 2) as médias para P_{mac} e CA (Figura 5a e 5b) entre as faixas consideradas como ideal e intermediária, sendo os menores

valores obtidos no sistema silvipastoril (SSP) e na pastagem do capim-corrente e orelha de onça (CC+OO) durante o período chuvoso, que por sua vez, coincidiram aos valores na faixa intermediária.

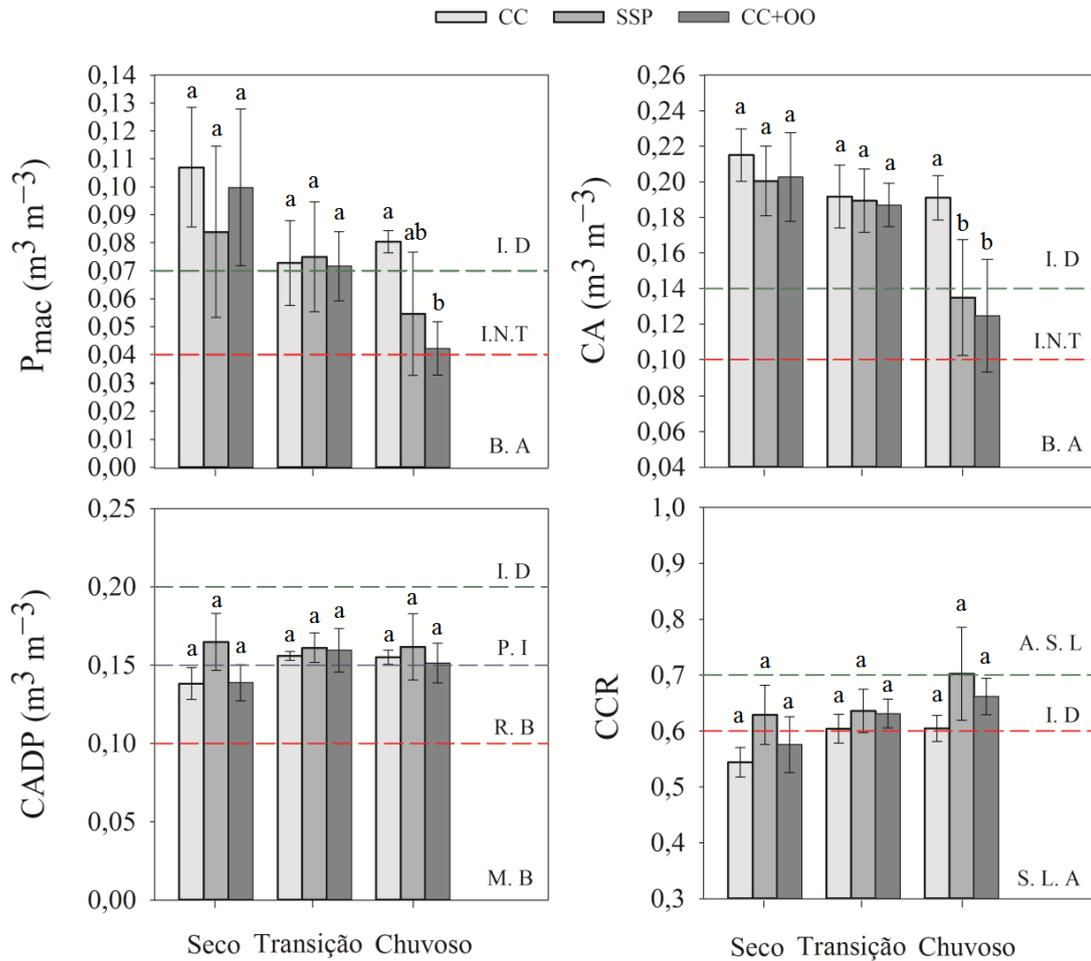


Figura 5. Valores médios de a) macroporosidade, P_{mac} , b) capacidade de aeração, CA, c) capacidade de água disponível para planta, CADP, d) capacidade de campo relativa, CCR, para as áreas consideradas (CC = capim-corrente; SSP = sistema silvipastoril; CC+OO = capim-corrente e orelha de onça) durante os períodos seco, transição e chuvoso, em Serra Talhada - PE. I. D – Ideal; I.N.T – Intermediária; B.A – baixa; P. I – Próximo ao ideal; R. B – Relativamente baixa; M. B – Muito baixa; A. S. L – Aeração do solo limitada; S. L. A – Solo limitado em água. Barras de erro correspondem ao desvio padrão. Médias seguidas por letras iguais, comparando as áreas em cada período, não diferem pelo teste de Friedman à 5%.

Com relação à P_{mac} , nota-se que as médias das áreas não diferiram durante os períodos seco e de transição. No entanto, constatou-se no período chuvoso uma maior P_{mac} na área do CC ($0,08 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$), referente ao dobro da P_{mac} observada na pastagem de CC+OO ($0,04 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$), essas médias não diferiram com relação a área do SSP. Para a capacidade de aeração (CA), observou-se um padrão de resposta semelhante ao da P_{mac} , com as menores médias encontradas nas áreas do SSP e CC+OO na época chuvosa, estando estes sistemas de produção classificados dentro da faixa considerada como intermediária. Em particular, em ambas as condições, foram constatados os maiores valores de h_g , que se refere a um parâmetro de normalização da $\theta(h)$, com médias de - 103,6 e - 58,6 mm para as áreas do SSP e CC+OO, respectivamente. De acordo com Angulo-Jaramillo et al. (2000) o h_g está associado ao tamanho da classe de poros mais frequente, dessa forma, pode-se inferir que, para as áreas de SSP e CC+OO, durante o período chuvoso, houve uma mudança na distribuição do tamanho dos poros do solo, com um aumento considerável da quantidade de poros menores e diminuição correspondente de poros maiores.

As três áreas, nas avaliações durante os períodos não diferiram entre si ($p < 0,05$) e concentraram suas médias entre os valores de referência que caracterizam os limites para CADP e CCR como próximo ao ideal e ideal, respectivamente. O SSP, apesar de apresentar médias dentro da faixa estabelecida como intermediária no período chuvoso para a P_{mac} e CA, manteve-se dentro dos limites ideal e próximo ao ideal em todos os períodos para os indicadores CCR e CADP. Enquanto que as áreas do CC e do CC+OO, durante o período seco, comprometeram consideravelmente a disponibilidade de água para as plantas, o que pode ser constatado com as médias dessas áreas entre os limites classificados para a CADP como relativamente baixa e para CCR como solo de disponibilidade de água limitada.

Esses resultados evidenciam uma maior capacidade de retenção de água no solo na área do SSP, especificamente nas avaliações durante os períodos seco e de transição, o que está diretamente relacionado aos resultados constatados para a porosidade total (Tabela 3), o λ_m e a $C_{\lambda m}$ (Figura 4).

Segundo Mendes et al. (2015) o comportamento da curva de retenção de água no solo nem sempre está associado as características mineralógicas e texturais do solo, mas tende a estar principalmente relacionado aos aspectos microestruturais do solo, por meio da quantidade e distribuição dos poros. Esta afirmação é embasada pelo comportamento das curvas de retenção de água no solo das três áreas avaliadas neste estudo, que não diferiram com relação à classe textural, mas apresentam diferentes capacidades de retenção, conforme

demonstrado na Figura 3. Além disso, de acordo Reichert et al. (2007) o sombreamento e o acúmulo de matéria orgânica da serrapilheira proveniente das árvores, características desses sistemas agroflorestais, favorecem a retenção da umidade do solo.

A análise dos resultados, com base nos valores de referência, revela que a maioria dos valores para densidade do solo encontram-se dentro do limite crítico superior ($DS > 1,25$), exceto a área do SSP durante o período seco, com a média na faixa considerada intermediária (Figura 6a). Carvalho et al. (2004) relataram que os valores da densidade apresentados pelo solo sob sistema silvipastoril se mantiveram dentro do limite considerado normal.

Os solos das áreas do CC e CC+OO, durante o período seco, e na área do CC na época de transição, foram significativamente ($p < 0,05$) mais densos que a área do SSP nos mesmos períodos, porém não foi constatada diferenças em relação a época chuvosa. Os extremos foram observados na área do SSP, menos denso com $1,21 \text{ g cm}^{-3}$ e no solo manejado com a pastagem do CC, o qual apresentou um valor de densidade do solo correspondente a $1,40 \text{ g cm}^{-3}$. Esse resultado pode ser explicado pela maior exposição dos solos ao impacto da gota de chuva e ao pisoteio animal nas áreas de pastagem com CC e CC+OO, tendo em vista que a área do SSP manteve-se menos exposta, devido ao acúmulo de serrapilheira depositada pelos arbustos sobre o solo. Em virtude disso, o impacto das gotas de chuva e do pisoteio animal não se dava diretamente sobre a superfície do solo, mas sobre o resíduo vegetal.

Carvalho et al. (2004) destacaram o papel exercido por espécies vegetais arbóreas na melhoria da qualidade do solo. Segundo Pezzoni et al. (2012), em estudo avaliando a influência de *Pterodon emarginatus* sobre atributos físicos e químicos do solo em sistema silvipastoril, constataram uma correlação significativa entre a matéria orgânica proveniente da serrapilheira com as baixas densidades do solo, em função do efeito amortecedor desta, que por sua vez, faz a dissipação de parte da energia aplicada sob o solo, além de favorecer as ligações entre as partículas do solo, aumentando a coesão e promovendo uma maior agregação, o que certamente influencia nos demais atributos físicos do solo.

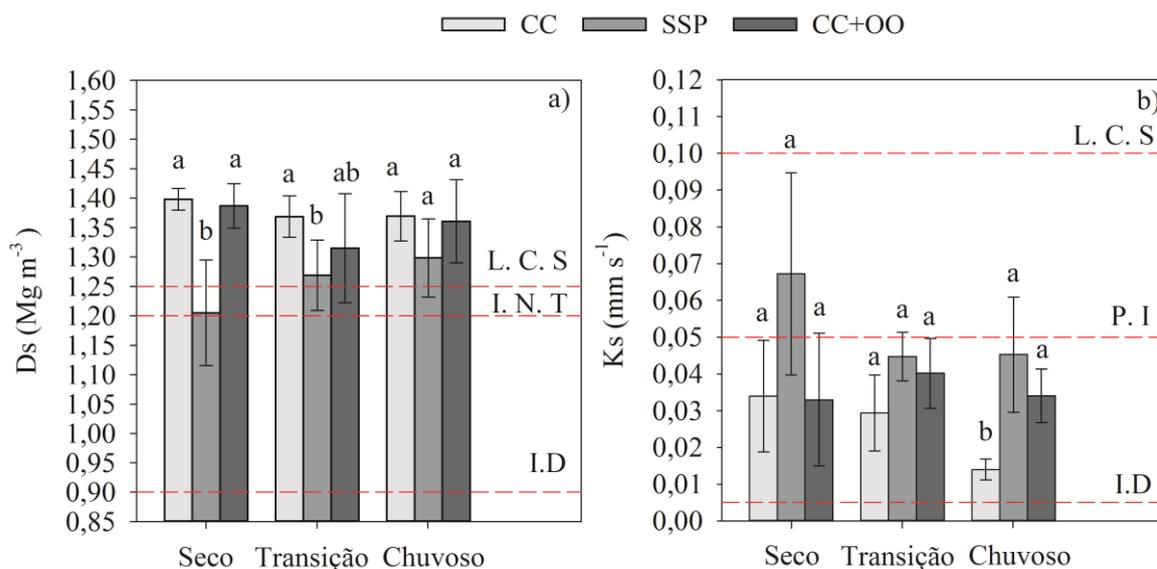


Figura 6. Valores médios de a) densidade, D_s , b) Condutividade hidráulica saturada, K_s , para as áreas consideradas (CC = capim-corrente; SSP = sistema silvipastoril; CC+OO = capim-corrente e orelha de onça) durante os períodos seco, transição e chuvoso, em Serra Talhada – PE. I. D – Ideal; L.C.S – Limite crítico superior; I.N.T – intermediária; P. I – Próximo ao ideal. Barras de erro correspondem ao desvio padrão. Médias seguidas por letras iguais, comparando as áreas em cada período, não diferem pelo teste de Friedman à 5%.

No que se refere à condutividade hidráulica saturada (K_s) (Figura 6b), observou-se uma relação inversa com a D_s (Figura 6a), constatando que a K_s foi influenciada pelo aumento da densidade em função da diminuição da porosidade total (Tabela 3). No entanto, verifica-se que mesmo sobre influência das altas densidades, a maioria das médias da K_s permaneceram dentro da faixa considerada como ideal, exceto a área do SSP no período seco, que apresentou uma média de $0,07 \text{ mm s}^{-1}$, sendo classificada dentro do limite estabelecido como próximo ao ideal.

Os valores de K_s variaram entre $0,01$ a $0,07 \text{ mm s}^{-1}$, com a área do CC na época chuvosa e o SSP no período seco, respectivamente. Souza et al. (2008) estimaram condutividades hidráulica em três Latossolos Amarelos e três Neossolos Flúvicos, cujos valores variaram entre $0,01$ e $0,19 \text{ mm s}^{-1}$. Não verificou-se diferenças significativas para K_s entre as áreas durante os períodos seco e de transição, porém a média constatada na área do CC no período chuvoso foi estatisticamente inferior as outras áreas. Segundo Horn et al. (2003), a compactação do solo reduz os valores de condutividade hidráulica, portanto, a condutividade é menor em solos densos e compactos.

De acordo com Aquino et al. (2014) os diferentes manejos e forma de uso do solo podem provocar alterações no movimento da água no solo e na resistência do solo à penetração (RP). Silveira et al. (2010) destacaram que a RP é considerada a propriedade mais adequada para expressar o grau de compactação do solo.

A RP teve uma alta variabilidade em função do conteúdo de água presente no solo (Figura 7). Com diferenças entre as áreas e profundidades (Tabela 4), ficando ainda melhor evidenciado o efeito dos tipos de uso a que o solo está submetido nas propriedades do solo. Independente da profundidade e do sistema de uso do solo, dentro dos mesmos períodos, não houve diferenças entre os valores de umidade. Portanto, vale ressaltar que como a RP aumenta com a compactação e reduz com o teor de água no solo (BENGHOUGH; MULLINS, 1990), a ausência de diferença significativa no conteúdo de água entre as áreas, sugere que as maiores médias da RP constatadas estão associadas à maior exposição do solo aos impactos das gotas de chuva e ao pisoteio animal, principalmente na camada superficial do solo.

As maiores médias para RP foram observadas durante o período seco e as menores na época chuvosa, com os valores de θ variando entre 0,02, 0,03 e 0,05 (seco) a 0,17, 0,19 e 0,21 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ (chuvoso), para as camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm, respectivamente. A umidade diminui a força de coesão entre as partículas do solo (SILVEIRA et al., 2010). Assim, quando o solo está seco ou apresenta baixo conteúdo de água, suas partículas estão sob uma maior força de coesão e, conseqüentemente, mais difíceis de serem separadas por qualquer força externa, justificando a alta variação entre a RP nos períodos. Jakobsen; Dexter (1987) apresentaram uma relação exponencial entre a RP e o conteúdo de água nos solos. Segundo IMHOFF et al. (2000), através da relação entre a RP e valores de θ e D_s podem ser realizadas interferências sobre a condição estrutural e prever as relações entre a densidade crítica e o crescimento das raízes.

Os extremos foram observados na área de CC+OO, na profundidade de 20-30, com 48,3 MPa quando θ foi de 0,05 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$, e na área do SSP, na profundidade de 0-10, com média de 1,1 MPa para θ de 0,17 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$. Esses resultados corroboram com os observados por Carvalho et al. (2004), quando encontraram as menores médias de resistência para o solo sob sistema silvipastoril. A média de 48,3 MPa, verificada na área do CC+OO é bem superior ao valor considerado crítico para a maioria das culturas. Canarache (1990) considerou que valores de RP a partir de 2,5 MPa podem promover limitações ao crescimento das raízes, e acima de 10,1 MPa comprometem severamente o crescimento radicular.

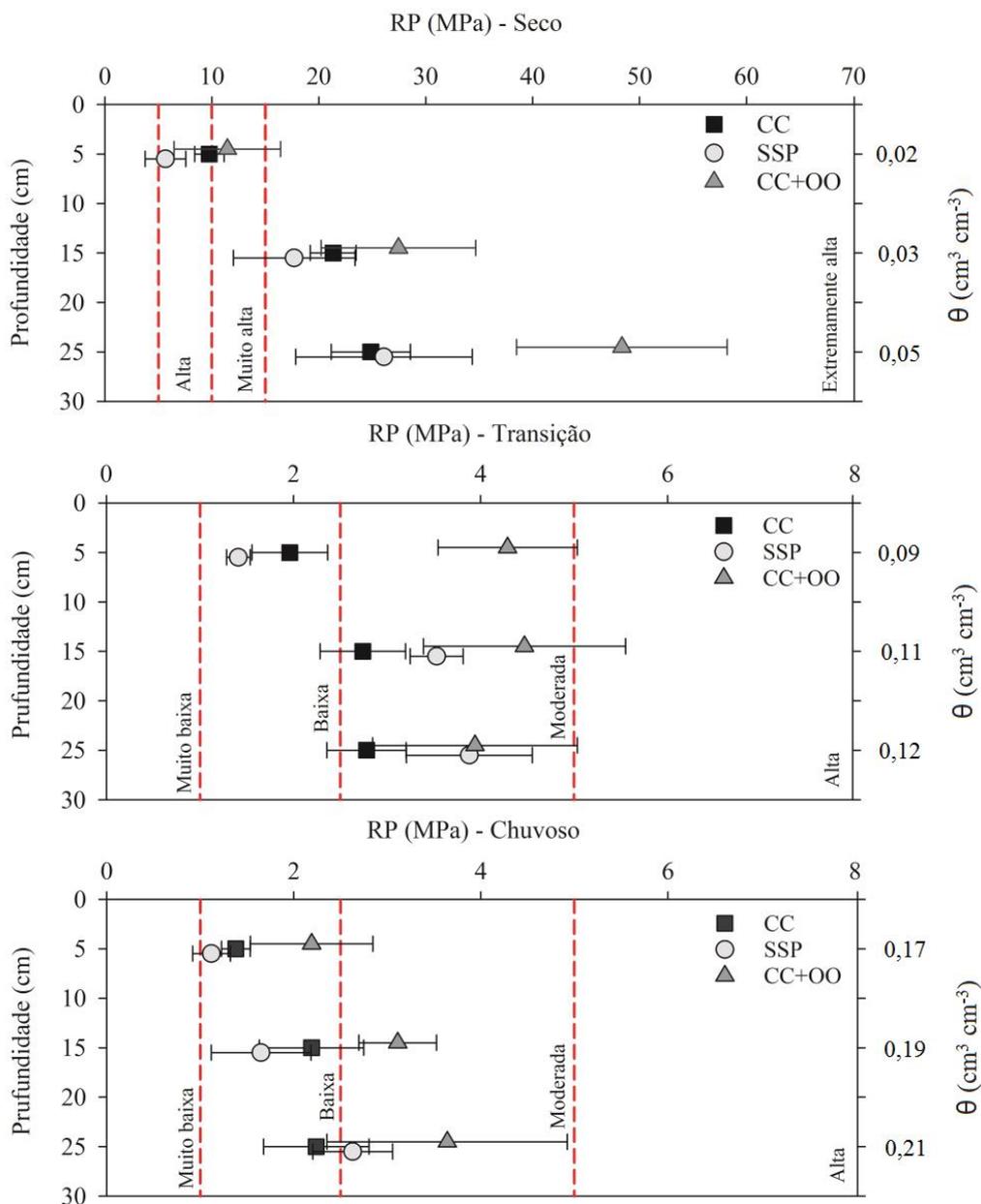


Figura 7. Valores médios de resistência do solo à penetração (RP), para as áreas consideradas (CC = capim-corrente; SSP = sistema silvipastoril; CC+OO = capim-corrente e orelha de onça) durante os períodos seco, transição e chuvoso, em Serra Talhada – PE. Barras de erro correspondem ao desvio padrão.

Na literatura há diversos estudos relatando valores de RP com potencial de limitação ao sistema radicular para maioria das culturas, principalmente na camada de 20 a 30 cm. Vaz

et al. (2011), em estudo com modelagem e correção da resistência à penetração do solo em diferentes teores de água no solo, constataram médias de RP superiores a 16 MPa para a camada de 20 a 30 cm. Silveira et al. (2010) observaram uma média para RP de 6,22 MPa. Carvalho et al. (2012) verificaram valores de RP superiores a 6 MPa.

Conforme observado na Figura 7, com base nos valores de referência, as médias para RP no período seco variaram entre a faixa considerada alta ($5,1 \leq RP \leq 10,0$) e extremamente alta ($RP > 15$). Nesse período, em todo o perfil do solo, as áreas não diferiram estatisticamente e as médias, sem exceção, encontram-se nas faixas consideradas críticas, podendo promover limitações ao crescimento das raízes. Embora não haja diferenças entre a RP das áreas no período seco, ocorreu um aumento da RP em profundidade, na área de pastagem com CC a maior média foi constatada na camada de 20-30, com o SSP as maiores médias foram verificadas nas camadas de 10 - 20 e 20 - 30 cm. Na área do CC+OO, verificou-se acréscimos consideráveis na RP a medida que aumentou-se a profundidade, a menor RP foi observada para camada de 0-10 (11,0 MPa), em seguida a camada de 10-20 (27,0 MPa) e por último a camada de 20-30 (48,3 MPa) com a maior resistência em todo perfil do solo.

Tabela 4. Resistência do solo a penetração (MPa) em profundidade (cm) para as áreas consideradas (CC = capim-corrente; SSP = sistema silvipastoril; CC+OO = capim-corrente e orelha de onça) durante os períodos seco, transição e chuvoso, em Serra Talhada – PE

Período	Área	Camadas (cm)		
		0 - 10	10 - 20	20 - 30
Seco	CC	9,7 Ba	21,3 Ba	24,8 Aa
	SSP	5,7 Ba	17,6 Aa	26,0 Aa
	CC+OO	11,0 Ca	27,0 Ba	48,3 Aa
Transição	CC	1,9 Ab	2,7Ab	2,9 Aa
	SSP	1,5 Cb	3,5 Bb	3,9 Aa
	CC+OO	4,3 Aa	5,0 Aa	3,9 Aa
Chuvoso	CC	1,4 Aab	2,1 Aab	2,2 Aa
	SSP	1,1Cb	1,7 Bb	2,6 Aa
	CC+OO	2,2 Aa	3,1Aa	3,6 Aa

Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem pelo teste de Friedman à 5%.

No período de transição, os dados referentes a RP apresentaram uma redução considerável em relação ao período seco, com valores concentrando-se entre as faixas consideradas como baixa e moderada. Entre os valores de referência que classificam a resistência como baixa, estão apenas as médias da RP para o SSP e do solo da pastagem com CC na camada de 0 – 10 cm.

A compactação na área do CC+OO estende-se por todas as camadas durante o período de transição. Nesse período, a área da pastagem com CC+OO obteve a maior RP na superfície (0-10 cm), correspondendo a 4,3 MPa. Na camada de 10 a 20 cm nota-se, também, uma maior compactação dessa área em relação à pastagem com CC e ao SSP. No entanto, apesar da maior RP da área do CC+OO na camada de 10-20, a média dessa área manteve-se dentro do limite considerado moderado, do mesmo modo que as áreas do CC e do SSP. Na última camada (20-30 cm) não foram constatadas diferenças entre as áreas. Resultados semelhantes em áreas de vegetação nativa e em pastagens têm sido amplamente discutidos na literatura (ARATANI et al., 2009; CARNEIRO et al., 2009).

Na época chuvosa, por influência dos maiores valores de umidade no solo, correspondentes a 0,17, 0,19 e 0,21 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ para as camadas de 0 - 10, 10 - 20 e 20 - 30 cm, respectivamente, verificaram-se as menores médias para RP em todas as camadas e para todas as áreas. As médias, de uma forma geral, mantiveram-se nas faixas estabelecidas como baixa ($1,0 < RP \leq 2,5$) e moderada ($2,6 \leq RP \leq 5,0$). Entre os valores que caracterizam a classe considerada como baixa RP, ou seja, sem limitação para o crescimento das raízes, estão às médias de todas as áreas na camada superficial, na camada de 10 - 20 cm encontram-se as médias das áreas do SSP e a pastagem com CC, e com a última camada apenas a média da área do CC.

Ainda sobre a RP, no período chuvoso, considerando-se a camada superficial (0-10 cm) e a intermediária (10 - 20 cm), verificou-se uma maior RP na área do CC+OO em comparação a área do SSP, porém não houve diferenças significativas entre as áreas de pastagem com CC e CC+OO para RP no período chuvoso. Vale ressaltar que os solos das áreas de CC+OO e CC, estiveram entre os limites considerados críticos para os indicadores de qualidade do solo associados à microporosidade (CADP e CCR). Além disso, verificaram-se também as menores $C_{\lambda m}$ para essas áreas em todos os períodos (Figura 4).

Apesar da maior RP na superfície, a área do CC+OO, manteve-se dentro da faixa considerada baixa, da mesma forma que as áreas do SSP e do CC. Com a camada de 20 - 30 cm não se constatou diferenças ($p < 0,05$) entre nenhuma das três áreas. Nesse período, só houve acréscimo na RP em profundidade com a área do SSP, a menor RP foi observada para camada de 0-10 (1,1 MPa), em seguida a camada de 10-20 (1,7 MPa) e por último a camada de 20-30 (2,6 MPa) com a maior resistência em todo perfil do solo. As menores RP nas camadas superficiais para os solos do SSP, no período de transição e chuvoso, e para todas as áreas no período seco, bem como a ausência de diferenças significativas entre as áreas na

camada mais profunda (20-30 cm) estão possivelmente relacionadas ao maior conteúdo de matéria orgânica e ao efeito do sistema radicular das plantas, que proporcionam uma melhor estruturação do solo, diminuindo a compactação.

Carvalho et al. (2004) em estudo sobre os atributos físicos da qualidade de um solo, descreveram que o solo sob sistema agroflorestal apresenta menor densidade do solo, maior porosidade, menor resistência à penetração e maior estabilidade de agregados, quando comparado ao mesmo solo sob sistema convencional.

A respiração do solo, ou efluxo de CO₂ do solo, é a soma das emissões de CO₂, provenientes da respiração autotrófica (raízes, algas e cianobactérias) e heterotrófica (micro, meso e macro fauna) e, em menor extensão, a oxidação química de materiais contendo carbono (HANSON et al., 2000).

O comportamento temporal do efluxo de CO₂ do solo (ECO₂), do índice de área foliar (IAF) e da precipitação pluvial durante os meses de agosto de 2018 a abril de 2019 nos sistemas do CC, SSP e CC+OO é apresentado na Figura 8. As maiores variações no ECO₂ ocorreram com a mudança no conteúdo de água no solo, em decorrência da precipitação nas áreas avaliadas. Os dois picos principais na respiração do solo no período de estudo, coincidem com os meses de maior precipitação pluvial (Março e Abril). A partir do mês de novembro, quando se iniciou os registros de precipitações pluviais, as áreas de pastagem com CC e CC+OO apresentaram as maiores perdas de carbono, com valores superiores ($p < 0,05$) ao SSP (Tabela 5).

Figueiredo et al. (2015) observaram aumentos no ECO₂ do solo causados por eventos de chuva. Esses mesmos autores, descreveram que esses resultados estão relacionados as mudanças no conteúdo de água no solo, uma vez que a umidade proporciona aumento da atividade microbiana. Além disso, deve-se considerar também o efeito adicional da remoção/deslocamento de ar (CO₂) presente no volume de poros ocasionada pela infiltração de água no solo (FIGUEIREDO et al., 2015). Tavares et al. (2016a) constataram um maior ECO₂ em períodos chuvosos em relação a época seca, associando esses resultados à maior atividade microbiana proporcionada pela maior disponibilidade de água no solo e, conseqüentemente, maior atividade radicular durante o crescimento e desenvolvimento das plantas.

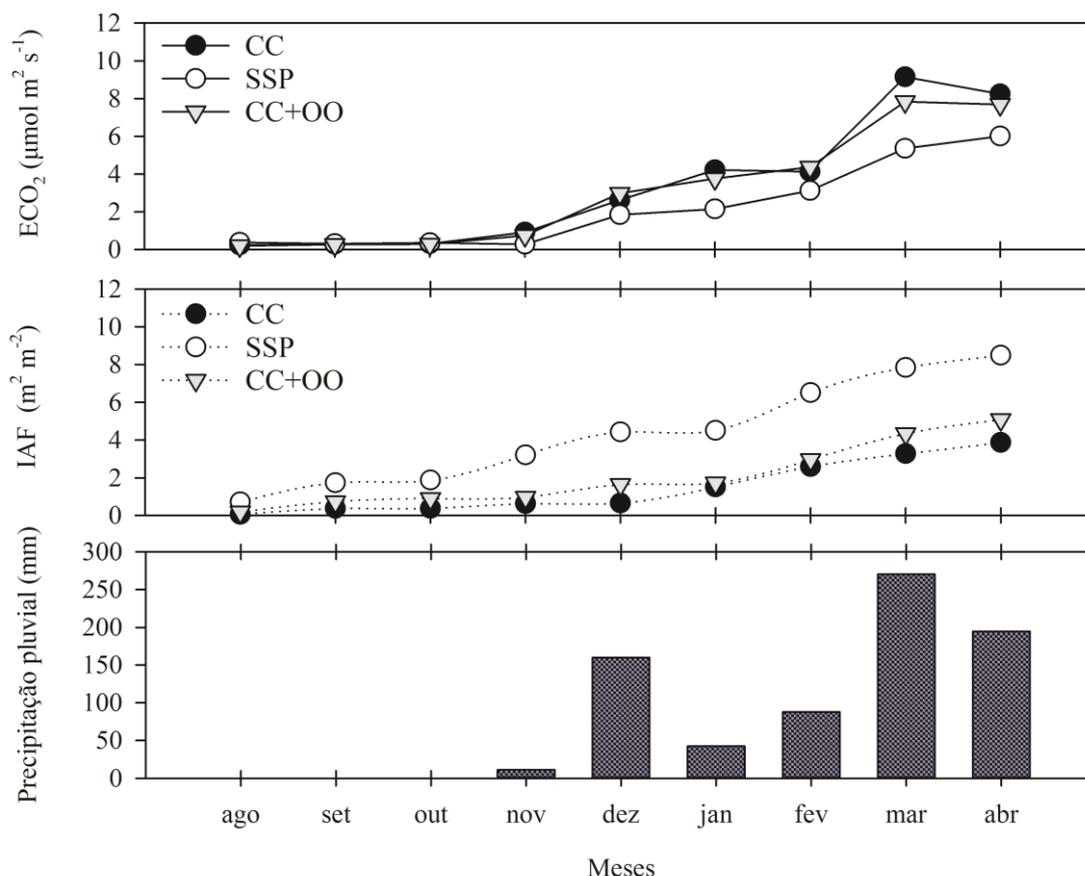


Figura 8. Valores médios de a) Efluxo de CO₂, ECO₂, b) Índice de área foliar, IAF, c) Precipitação pluviual para as áreas consideradas (CC = capim-corrente; SSP = sistema silvipastoril; CC+OO = capim-corrente e orelha de onça) durante o período experimental (agosto de 2018 a abril de 2019), em Serra Talhada – PE.

Atualmente, no que se refere ao ECO₂, ainda não há registros na literatura que levem em conta apenas a emissão de CO₂, e que sejam capazes de classificar diferentes solos em termos de qualidade, sendo essa física e/ou biológica. Como é o caso dos indicadores (P_{mac}, CA, CADP, CCR, Ds, Ks e RP), para os quais já existem valores de referência capazes de fornecer faixas ótimas ou limites críticos, que representam com considerável precisão o nível de qualidade ou degradação dos mais variados tipos de solos. Por esse motivo, na presente pesquisa, foi considerado o índice de área foliar (IAF) como indicador associado ao ECO₂ para descrever com maior segurança a qualidade dos solos avaliados.

De acordo com Oliveira et al. (2014) a análise de longo prazo do ECO₂ é a mais adequada para avaliar a relação entre a atividade microbiana e os diferentes sistemas de

produção. Ainda, segundo esses autores, a menor amplitude no ECO_2 foi verificada em uma vegetação de mata secundária durante todo o período do estudo, em seguida, com as maiores amplitudes as áreas de culturas anuais. Reeve et al. (2010) também relataram que o uso da terra pode interferir no ECO_2 do solo.

Islam; Weil (2000) constataram que a respiração foi maior em locais cultivados do que em solos florestais naturais, com maiores reservas de matéria orgânica. Esses mesmos autores explicaram que as altas taxas de respiração podem ocorrer em duas condições, sendo resultado de um grande armazenamento de substratos de C lábeis ou através da oxidação rápida de uma menor quantidade de compostos de C lábil disponível. Nesse sentido, a interpretação do ECO_2 do solo exige atenção, visto que os altos valores de ECO_2 podem indicar estresse ecológico e degradação ou um alto nível de produtividade do ecossistema. Dessa forma, visto que o IAF tem relação direta com a produtividade vegetal, sugere-se que os maiores ECO_2 do solo observados nas áreas do CC e CC+OO (Figura 8 e Tabela 5), podem representar seguramente uma menor sustentabilidade dessas áreas, uma vez que, em comparação ao SSP, essas emitiram maiores quantidades de CO_2 , e em contrapartida, apresentaram os menores IAF.

No mês de agosto de 2018, quando não houve registro de chuva, e o ECO_2 não sofreu interferência desse fator, observa-se que a área do SSP registrou o maior ECO_2 entre as áreas (Tabela 5). Graaff et al. (2006) descreveram que elevadas adições de substrato, como por exemplo, as que ocorrem em sistemas SSP, proporcionam elevadas taxas de respiração, nesse caso, em virtude do consumo do C provindo desse substrato. No entanto, quando o substrato é adicionado em pequenas proporções, há um consumo do C existente no solo, como é o caso das áreas de pastagem com CC e CC+OO. Dessa forma, ressalta-se a importância da característica de sustentabilidade do SSP, em garantir a adição de resíduos, proporcionando, com o tempo um considerável sequestro de carbono no solo.

Tabela 5. Valores médios de efluxo de CO₂ (μmol m² s⁻¹) para as áreas consideradas (CC = capim-corrente; SSP = sistema silvipastoril; CC+OO = capim-corrente e orelha de onça) durante o período experimental (agosto de 2018 a abril de 2019), em Serra Talhada – PE

Meses	Áreas		
	CC	SSP	CC+OO
Ago	0,237 b	0,384 a	0,196 b
Set	0,274 a	0,308 a	0,272 a
Out	0,308 a	0,363 a	0,285 a
Nov	0,923 a	0,526 c	0,743b
Dez	2,63 a	1,84 b	2,97 a
Jan	4,22 a	2,15 c	3,76 b
Fev	4,12 a	3,12 b	4,37 a
Mar	9,15 a	5,35 b	7,83 a
Abr	8,25 a	6,01 b	7,69 a

Médias seguidas por letras iguais, minúsculas nas linhas, não diferem pelo teste de Friedman à 5%. CC – Capim-corrente; SSP – Sistema silvipastoril; CC + OO – Capim corrente com orelha de onça.

Para Santos et al. (2014) as taxas de ECO₂ seguem um padrão de acordo com os compostos de C disponíveis no solo. O ECO₂ é elevado nos primeiros dias, ocorrendo em seguida uma estabilização. Os compostos de C lábil disponível provocam a maior atividade microbiana inicial, e com o passar do tempo a maior concentração torna-se dos compostos de C mais recalcitrantes. Dessa forma, esse maior efluxo na área do SSP, durante o período seco, se deve a maior capacidade de armazenamento e sequestro de C por essas áreas, favorecendo assim a reserva de compostos de C mais recalcitrante, que serão consumidos com o decorrer do tempo, e enfim utilizados por esses sistemas garantindo assim sua sustentabilidade.

Ainda, segundo Santos et al. (2014), quando considera-se a mesma constituição da biota do solo, quanto menor a taxa de respiração, mais eficiente seria essa comunidade microbiana. Cunha et al. (2011) ressaltaram que quanto mais eficiente o carbono da biomassa microbiana na utilização dos recursos do agroecossistema, menos C é emitido como CO₂ e uma maior quantidade de C é incorporado aos tecidos microbianos. Silva et al. (2007) afirmaram que valores baixos de quociente metabólico, que trata-se da relação entre a respiração basal do solo e o carbono da biomassa microbiana, indicam agroecossistemas mais estáveis e a substituição de vegetação nativa acelera a decomposição de resíduos com aumento do valor de quociente metabólico. Hendrix et al., (1986) relataram que os solos cultivados favorecem as cadeias alimentares baseadas em bactérias, que apresentam baixas eficiências na assimilação de C e taxas de rotatividade mais rápidas do que as mais eficientes

redes alimentares baseadas em fungos, predominantes em ecossistemas naturais. Nesse sentido, pode-se também associar os menores ECO_2 da área do SSP, a maior eficiência da comunidade microbiana nesse solo.

Oliveira et al. (2014) afirmaram que as taxas de ECO_2 sofrem interferências de mudanças sazonais no ambiente e por sistemas de uso da terra. De forma similar aos resultados da presente pesquisa, na qual se verificou os maiores níveis de ECO_2 , principalmente na área com predominância apenas de capim-corrente. Esses autores constataram, também, uma maior variação do ECO_2 no solo com a menor diversidade de espécies vegetais.

A Figura 9 apresenta o comportamento do ECO_2 durante o dia, nos três períodos avaliados, nas áreas do CC, SSP e CC+OO. Em relação à influência da temperatura no ECO_2 , observa-se que sob reduzido conteúdo de água no solo, em função da ausência de precipitação pluvial, e baixo IAF, características do período seco, não houve interferência considerável da temperatura nas médias do ECO_2 durante o dia, para nenhuma área.

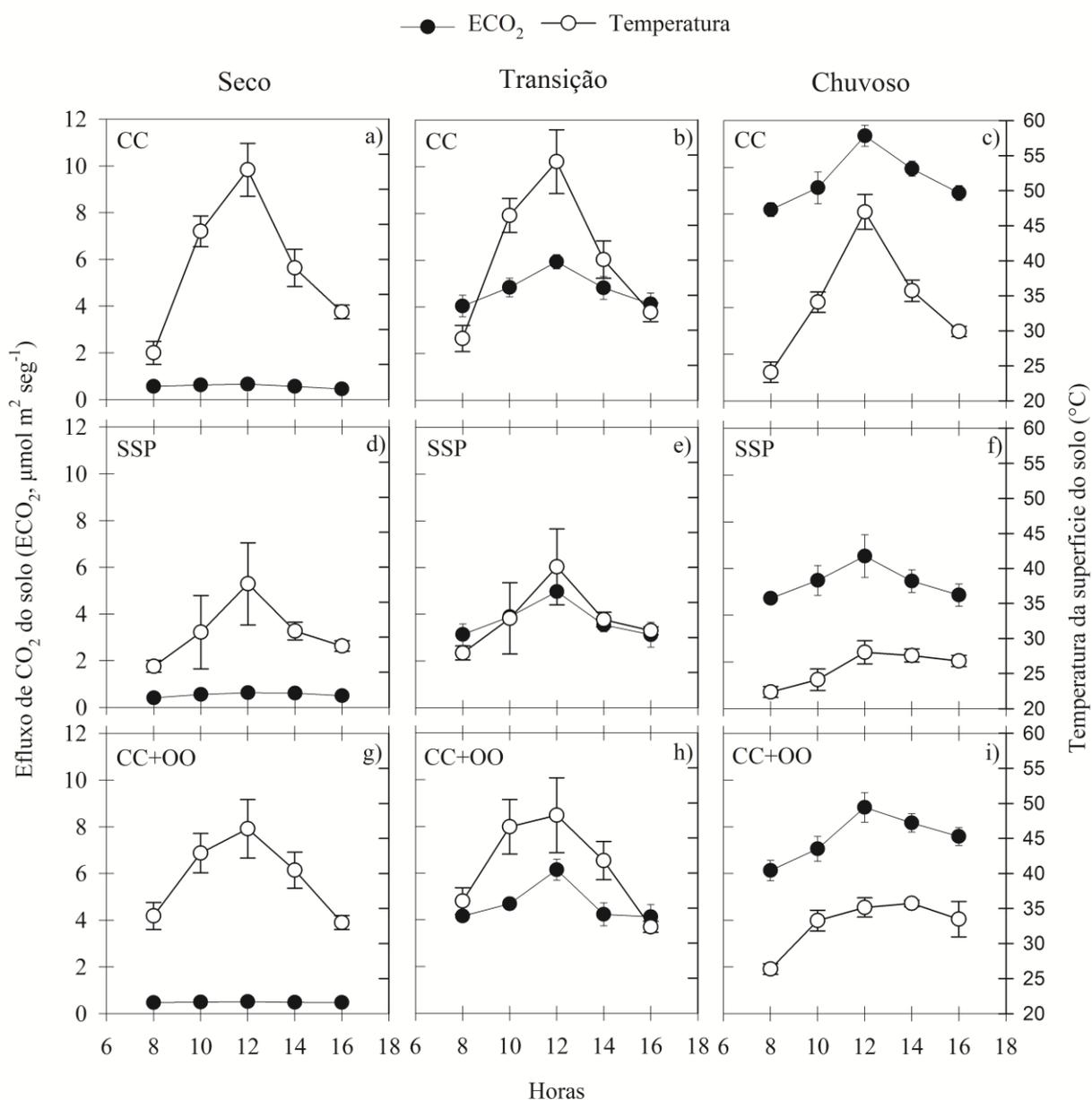


Figura 9. Valores médios do Efluxo de CO₂ (ECO₂) e da temperatura da superfície do solo (°C), durante o dia, para as áreas consideradas (CC = capim-corrente; SSP = sistema silvipastoril; CC+OO = capim-corrente e orelha de onça) nos períodos seco, transição e chuvoso, em Serra Talhada – PE. Barras de erro correspondem a ± o desvio padrão.

Na literatura, vários estudos descreveram que as variações do aumento da temperatura do solo oferece condições favoráveis para maximizar a ação da microbiota do solo, o que aumenta a taxa de degradação da matéria orgânica e, conseqüentemente, o ECO₂ (SILVA-OLAYA et al., 2013; FLANAGAN et al., 2013; NIE et al., 2013). Farhateet al. (2018), utilizando o método Wrapper de seleção de variáveis, descreveram a temperatura

como a variável mais importante para determinação do ECO_2 . Tavares et al. (2016a) observaram uma correlação linear entre a temperatura e o ECO_2 ($R^2 = 0,80$).

No entanto, Bradford (2013) ressaltou que os padrões nas respostas do ECO_2 à temperatura são fortemente dependentes da disponibilidade do substrato. Dessa forma, explicam-se os efeitos mínimos da temperatura nas taxas de ECO_2 durante o período seco, quando há uma baixa disponibilidade de substrato, associada às menores médias de IAF (Figura 8), que por sua vez, apresenta relação direta com a presença de raízes e, conseqüentemente, com o aporte de matéria orgânica no solo. Vale ressaltar que com o acréscimo de umidade no solo e, por conseguinte, crescimento e desenvolvimento das espécies vegetais, atestado no IAF (Figura 8), foram constatados os maiores efeitos da temperatura no ECO_2 nos períodos de transição e chuvoso, uma vez que, a oferta de substrato foi gradativamente aumentando, com a disponibilidade de água.

Além disso, Leon et al. (2014) destacaram que mudanças no conteúdo de água no solo, causadas pela precipitação pluvial, influenciam a relação entre a ECO_2 e a temperatura do solo. Esses mesmos autores relataram que a precipitação pluvial mensal foi o principal fator relacionado com a tendência sazonal do ECO_2 . Moitinho et al. (2015) caracterizaram que as maiores variações temporais da respiração do solo foram explicadas pelas mudanças no conteúdo de água no solo, especialmente após a chuva. Silva-Olaya et al. (2013) constataram a mesma relação entre essas variáveis, em que a maior respiração do solo durante os dias com precipitação ocorreu, provavelmente, devido ao aumento da umidade no solo. Portanto, a avaliação da influência da temperatura do solo deve ser cuidadosamente interpretada, pois os efeitos desse fator estão relacionados com a umidade do solo.

Os efeitos acentuados da variação da temperatura da superfície do solo, principalmente durante os períodos de transição e chuvoso (Figura 9), representam a importância desse fator no controle de vários processos bioquímicos e fisiológicos como, por exemplo, a decomposição da matéria orgânica do solo e o metabolismo das raízes (FLANAGAN et al., 2013). Segundo Wallenstein et al. (2010) o aumento da temperatura do solo favorece atividades enzimáticas que intensificam as taxas de respiração microbiana, e assim aceleram os processos de decomposição.

Tavares et al. (2015; 2016b) afirmaram que a macroporosidade oferece rotas menos tortuosas para o CO_2 , enquanto que a microporosidade está associada aos caminhos mais tortuosos, que dificultam o transporte de CO_2 do solo para atmosfera. Nesse sentido, as maiores médias para a respiração do solo nas áreas da pastagem com CC e CC+OO,

favorecidas por condições de temperatura e umidade, podem está associadas também ao maior percentual de macroporosidade observadas nessas áreas.

4 CONCLUSÕES

A implantação de sistemas silvipastoris em condições semiáridas contribui para a longevidade e sustentabilidade de sistemas pastoris, em função das melhorias nas propriedades físico-hídricas do solo, como a densidade, resistência do solo a penetração e porosidade total. Além disso, esses sistemas proporcionam uma maior retenção e condutividade de água nos solos, em comparação a áreas de pastagens isentas de vegetação arbustiva-arbórea.

O efluxo de CO₂ é influenciado por fatores como temperatura do solo, precipitação pluvial e disponibilidade de substrato, não havendo efeitos consideráveis da variação de temperaturas do solo no ECO₂ quando a disponibilidade de substrato e umidade é limitante.

As áreas mais susceptíveis ao processo de degradação podem apresentar altas taxas de ECO₂, em condições de maior disponibilidade de umidade, o que caracteriza o estresse ecológico e que agrava ainda mais o processo de degradação nessas áreas, uma vez que, há uma maior queima do estoque limitado de substrato para o ECO₂.

REFERÊNCIAS

- AGNESE, C. et al. Comparing physical quality of forest and pasture soils in a Sicilian watershed. **Soil Science Society of America J.** v.75, p.1958–1970, 2011.
- AIELLO, R. et al. An assessment of the Beerkan method for determining the hydraulic properties of a sandy loam soil. **Geoderma**, v. 235, p. 300-307, 2014.
- ANGULO-JARAMILLO, R. et al. Seasonal variation of hydraulic properties of soils measured using a tension disk infiltrometer. **Soil Science Society of America Journal**, v. 61, n. 1, p. 27-32, 1997.
- ANGULO-JARAMILLO, R. et al. Field measurement of soil surface hydraulic properties by disc and ring infiltrometers: A review and recent developments. **Soil and Tillage Research**, v. 55, n. 1-2, p. 1-29, 2000.
- AQUINO, R. E. et al. Geoestatística na avaliação dos atributos físicos em Latossolo sob floresta nativa e pastagem na região de Manicoré, AM. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v.38, p.397-406, 2014.

ARATANI, R.G. et al. Qualidade física de um Latossolo Vermelho acriférrico sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v.33, p.677-687, 2009.

ARAÚJO PRIMO, J. T. et al. Calibração de sondas capacitivas, funções físico-hídricas e variação do armazenamento de água em um argissolo cultivado com palma forrageira. **Revista Ceres**, v.62, p.20-29, 2015.

BAGARELLO, V., DI PRIMA, S., IOVINO, M., PROVENZANO, G., SGROI, A. Testing diferente approaches to characterize Burundian soils by the BEST procedure. **Geoderma**, 162, 141–150, 2011.

BAGARELLO, V.; IOVINO, M. Testing the BEST procedure to estimate the soil water retention curve. **Geoderma**, v. 187, p. 67-76, 2012.

BAGARELLO, V. et al. Comparing alternative algorithms to analyze the Beerkan infiltration experiment. **Soil Science Society of America Journal**, v. 78, n. 3, p. 724-736, 2014.

BENGHOUGH, A.G; MULLINS, C.E. Mechanical impedance to root growth: A review of experimental techniques and root growth responses. **Journal of Soil Science**, v.41, p.341-358, 1990.

BORGES, E. et al. Determinação da condutividade hidráulica e da sorvidade de um solo não-saturado utilizando-se permeômetro a disco. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 34, n. 11, p. 2083-2089, 1999.

BOUMA, J., DROOGERS, P. Comparing different methods for estimating the soil moisture supply capacity of a soil series subjected to different types of management. **Geoderma**, v.92, p.185-197, 1999.

BOVAL, M.; R. M. DIXON. The importance of grasslands for animal production and other functions: a review on management and methodological progress in the tropics. **Animal**, v. 6, n.5, p.748-762, 2012.

BRAIDA, J.A. et al. Elasticidade do solo em função da umidade e do teor de carbono orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.477-485, 2008.

BROOKS, R. H.; COREY, A. T. Hydraulic properties of porous media. **Hydrology Paper**, v.3, p.1-27. 1964.

BRADFORD, M. A. Thermal adaptation of decomposer communities in warming soils. **Frontiers in microbiology**, v. 4, p. 333, 2013.

BURDINE, N. T. Relative permeability calculations from pore-size distribution data. **America Institute Mining and Metallurgy Engineering**, v.198, p.71-77. 1953.

CANARACHE, A. PENETR—a generalized semi-empirical model estimating soil resistance to penetration. **Soiland Tillage Research**, v. 16, n. 1-2, p. 51-70, 1990.

CÂNDIDO, G. A. et al. Avaliação da sustentabilidade de unidades de produção agroecológicas: um estudo comparativo dos métodos IDEAS e MESMIS. **Ambiente & Sociedade**, v. 18, n. 3, p. 99-120, 2015.

CARVALHO, E. J. M. et al. Comportamento físico-hídrico de um podzólico Vermelho-Amarelo e cambico fase terraco sob diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.34, n.2, p.257-265, fev. 1999.

CARVALHO, R. et al. Atributos físicos da qualidade de um solo sob sistema agroflorestal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 11, p. 1153-1155, 2004.

CARVALHO, A. P. V. et al. Resistência mecânica do solo à penetração na bacia hidrográfica do Riacho Fundo, Felixlândia-MG. **Revista Árvore**, v.36, n.6, p.1091-1097, 2012.

CARNEIRO, M. A. C. et al. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, 33:147-157, 2009.

CASTELLINI, M., PIRASTRU, M., NIEDDA, M., VENTRELLA, D. Comparing physical quality of tilled and no-tilled soils in an almond orchard in South Italy. **Italian Journal of Agronomy**, v.8, p.149–157, 2013.

COOK, F. J.; BROEREN, A. Six methods for determining sorptivity and hydraulic conductivity with disc permeameters. **Soil Science**, v. 157, n. 1, p. 2-11, 1994.

CUNHA, Q. E. et al. Sistemas de preparo do solo e culturas de cobertura na produção orgânica de feijão e milho. II- Atributos biológicos do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 2, 2011.

DIAS-FILHO, M. B. **Degradação de pastagens**: processos, causas e estratégias de recuperação. 4. ed. rev., atual. e ampl. Belém, PA, 2011.

ESTATCAMP. **ActionStat, version 3**, 2019.

FAO. **Statistical Yearbook 2013**, World Food and Agriculture. Rome: FAO. 307p. 2013.

FARHATE, C. V. V. et al. Classification of soil respiration in areas of sugarcane renewal using decision tree. **Scientia Agricola**, v. 75, n. 3, p. 216-224, 2018.

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. et al. Soil CO₂ Efflux Measurements by Alkali Absorption and Infrared Gas Analyzer in the Brazilian Semiarid Region. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, p1-10, 2018.

FIGUEIREDO, E. B. et al. Short-term CO₂-C emissions from soil prior to sugarcane (*Saccharum spp.*) replanting in southern Brazil. **Gcb Bioenergy**, v. 7, n. 2, p. 316-327, 2015.

FLANAGAN, L. B. et al. Response of plant biomass and soil respiration to experimental warming and precipitation manipulation in a Northern Great Plains grassland. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 173, p. 40-52, 2013.

GRAAFF, M. A et al. Interactions between plant growth and soil nutrient cycling under elevated CO₂: a meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 12, n. 11, p. 2077-2091, 2006.

GUIMARÃES, N. F. et al. Avaliação da sustentabilidade de um agroecossistema pelo método MESMIS. **Scientia Plena**, v. 11, n. 5, p. 1-11, 2015.

HANSON, P.J. et al. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations. **Biogeochemistry**, v.48, p.115–146, 2000.

HAVERKAMP, R. et al. **Soil properties and moisture movement in the unsaturated zone**. In: Delleur, J.W. (Ed.), *The Handbook of Groundwater Engineering*. CRC, 2006. pp. 6.1–6.59.

HENDRIX, P. F. et al. Detritus food webs in conventional and no-tillage agroecosystems. **Bioscience**, v. 36, n. 6, p. 374-380, 1986.

HORN, R. et al. Effect of repeated tractor wheeling on stress/strain properties and consequences on physical properties in structured arable soils. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.73, p.101- 106, 2003.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo Agropecuário 2017**: resultados preliminares. Rio de Janeiro, v. 7, p.1-108, 2017.

IMHOFF, S. et al. Applications of the resistance curve in the control of the physical quality of soils under grass. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.35, p.1493-1500, 2000.

ISLAM, K. R; WEIL, Raymond R. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 79, n. 1, p. 9-16, 2000.

IOVINO, M. et al. Using static and dynamic indicators to evaluate soil physical quality in a Sicilian area. **Land Degradation and Development**, v. 27, n. 2, p. 200-210, 2013.

JAKOBSEN, B. F; DEXTER, A. R. Effect of soil structure on wheat root growth, water uptake and grain yield. A computer simulation model. **Soil & Tillage Research**, v.10, p.331-345, 1987.

KELISHADI, H. et al. Near-saturated soil hydraulic properties as influenced by land use management systems in Koohrang region of central Zagros, Iran. **Geoderma** 213, pp. 426–434, 2014.

KICHEL, A.N. et al. Recuperação de pastagens degradadas com uso de sistemas de integração e o potencial agropecuário no Mato Grosso do Sul. In: BUNGENSTAB, D. J. (Org.) **Sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta**: a produção sustentável. Campo Grande, MS: Embrapa Gado de Corte. p.1-12, 2011.

LASSABATÈRE, L. et al. Beerkan estimation of soil transfer parameters through infiltration experiments – BEST. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.70, p.521-532, 2006.

LEON, E. et al. Hot spots, hot moments, and spatio-temporal controls on soil CO₂ efflux in a water-limited ecosystem. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 77, p. 12-21, 2014.

MELO, R. O. et al. Susceptibilidade à compactação e correlação entre as propriedades físicas de um Neossolo sob vegetação de Caatinga. **Revista Caatinga**, v.21, n.5, p.12-17, 2008.

MENDES, R. M. et al. Capacidade de retenção de água em solos da Serra do Mar, SP. **Revista do Instituto Geológico**, São Paulo, v. 36, n. 1, p. 21-34, 2015.

MUBARAK, I. et al. Temporal variability in soil hydraulic properties under drip irrigation. **Geoderma**, v. 150, n. 1-2, p. 158-165, 2009.

MOITINHO, M. R. et al. On the spatial and temporal dependence of CO₂ emission on soil properties in sugarcane (*Saccharum spp.*) production. **Soil and Tillage Research**, v. 148, p. 127-132, 2015.

MULLER, M. M. L. et al. Degradação de pastagens na Região Amazônica: propriedades físicas do solo e crescimento de raízes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.36, n.11, p.1409-1418, 2001.

NIE, M. et al. Positive climate feedbacks of soil microbial communities in a semi-arid grassland. **Ecology letters**, v. 16, n. 2, p. 234-241, 2013.

NUNES, J.A. S. et al. Velocidade de infiltração pelo método do infiltrômetro de anéis concêntricos em latossolo vermelho de cerrado. **Enciclopédia Biosfera**, v.8, n.15; p. 1685, 2012.

OLIVEIRA, J. M. et al. Soil CO₂ efflux in four different land use systems in Rio Pomba, Minas Gerais/Brazil. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável (RBAS)**, v. 4, n. 1, p. 83-89, 2014.

OZALP, M.; YUKSEL, E.E.; YUKSEK, T. Soil property changes after the conversion from forest to pasture in the mount Sacinka, Artvin, Turkey. **Land Degradation and Development** v. 27, n. 4, p. 1007-1017, 2016.

PEZZONI T. et al. Influência de *Pterodon emarginatus* Vogel sobre atributos físicos e químicos do solo e valor nutritivo de *Brachiaria decumbens* Stapf em sistema silvipastoril. **Cerne**, v.18, n.2, p.293-301, 2012.

PIERI, C.J.M.G. **Fertility of soils: A future for farming in the West African savannah**. Springer-Verlag, Berlin, 1992.

RANGEL, J.H.A. et al. **Sistemas de Integração Lavoura- Pecuária-Floresta (ILPF) Indicados para a Região Nordeste do Brasil**. EMBRAPA: Comunicado Técnico, n. 160, p.1-100, 2015.

REICHERT J.M et al. Compactação de solo em sistemas agropecuários e florestais: identificação, efeitos limites críticos e mitigação. In: Ceretta CA, Silva LS, Reichert JM. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; 2007. vol. 5, p. 49-134.

REIS, V. R. R et al. Carbon Stocks and Soil Organic Matter Quality Under Different of Land Uses in the Maranhense Amazon. **Journal of Agricultural Science**, v. 10, n. 5, p. 329, 2018.

REEVE, J.R. et al. Effects of soil type and farm management on soil ecological functional genes and microbial activities. **International Society for Microbial Ecology**, v.4, p.1099-1107, 2010.

REYNOLDS, W. D. et al. Use of indicators and pore volume-function characteristics to quantify soil physical quality. **Geoderma**, v. 152, n. 3-4, p. 252-263, 2009.

REYNOLDS, W. D. et al. Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters. **Geoderma**, v. 110, n. 1-2, p. 131-146, 2002.

REYNOLDS, W. D. et al. Optimal soil physical quality inferred through structural regression and parameter interactions. **Geoderma**, v. 146, n. 3-4, p. 466-474, 2008.

REYNOLDS, W.D et al. Land management effects on the near-surface physical quality of a clay loam soil. **Soil and Tillage Research**, v.96, p.316–330, 2007.

ROCHA JUNIOR, P. R. et al. Degradação de pastagens brasileiras e práticas de recuperação. **Enciclopédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer-Goiânia, v. 9, n. 17, p. 952-968, 2013.

SATTLER, D et al. Pasture Degradation in South East Brazil: Status, Drivers and Options for Sustainable Land Use Under Climate Change. In: **Climate Change Adaptation in Latin America**. Springer, Cham, 2018. p. 3-17.

SANTOS, J.Z. et al. Emissão de C-CO₂ em solos de região de clima tropical e subtropical: um ensaio de incubação por longo período. **Synergismus Scyentifica**, Pato Branco, v.9, n.1, p.1-5, 2014.

SAUER, T. J.; CLOTHIER, B. E.; DANIEL, T. C. Surface measurements of the hydraulic properties of a tilled and untilled soil. **Soil and Tillage Research**, v. 15, n. 4, p. 359-369, 1990.

SCHROTH, G. et al. Conversion of secondary Forest into agroforestry and monoculture plantations in Amazônia: consequences for biomass, litter and soil carbon stocks after 7 years. **Forestry Ecology and Management**, v. 163, p. 131-150, 2002.

SILVA, V. R. et al. Densidade do solo, atributos químicos e sistema radicular do milho afetados pelo pastejo e manejo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, n. 1, 2000.

SILVA, M. B. et al. Atributos biológicos do solo sob influência da cobertura vegetal e do sistema de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 12, p. 1755-1761, 2007.

SILVEIRA, D. C. et al. Relação umidade versus resistência à penetração para um argissolo amarelo distrocoeso no Recôncavo da Bahia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, p.659-667, 2010.

SILVA-OLAYA, A. M. et al. Carbon dioxide emissions under different soil tillage systems in mechanically harvested sugarcane. **Environmental Research Letters**, v. 8, n. 1, p. 1-8, 2013.

SILVA, T. G. F. et al. Crescimento e produtividade de clones de palma forrageira no semiárido e relações com variáveis meteorológicas. **Revista Caatinga**, v. 28, n. 2, p. 10-18, 2015.

SILVA, P. H. F. et al. Procedimentos para estimar massa de forragem, interceptação luminosa e índice de área foliar em pastos de capim-Tanzânia. **Archivos de zootecnia**, v. 67, n. 259, p. 404-407, 2018.

SYSTAT SOFTWARE Inc – SSI. **Sigmaplot for Windows, version 14**, 2019.

SOUZA, E. S. et al. Variabilidade espacial dos parâmetros hidrodinâmicos de duas parcelas agrícolas no Estado da Paraíba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.1795-1804, 2008.

SOUZA, E. S. et al. Effect of crusting on the physical and hydraulic properties of a soil cropped with Castor beans (*Ricinus communis* L.) in the northeastern region of Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 141, p. 55-61, 2014.

STOLF, R. Teoria e teste experimental de formulas de transformação dos dados de penetrômetro de impacto em resistência do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.15, p.249-252, 1991.

STOLF, R. et al. Response to Comments on Simultaneous Measurement of Soil Penetration Resistance and Water Content with a Combined Penetrometer–TDR Moisture Probe” and A Dynamic Cone Penetrometer for Measuring Soil Penetration Resistance. **Soil Science Society of America Journal**, v.69, p.927-929, 2005.

TAVARES, R. L. M. et al. Spatial and temporal variability of Soil CO₂ flux in sugarcane green harvest systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, 2016a.

TAVARES, R. L. M. et al. Soil management of sugarcane fields affecting CO₂ fluxes. **Scientia Agricola**, v. 73, n. 6, p. 543-551, 2016b.

TAVARES, R. L. M. et al. Soil CO₂ emission in sugarcane management systems. **Acta Agriculturae Scandinavica, Section B—Soil & Plant Science**, v. 65, n. 8, p. 755-762, 2015.

TEIXEIRA, P. C. et al. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2017. 573 p.

TEAM CORE R. **A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, Austria, 2017.

THEODORO, V. C. A. et al. Indicadores ecológicos de sustentabilidade de unidades de produção agrícola do assentamento Facão – Cáceres, MT, Brasil. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 6, n. 3, p.21-33, 2011.

THONY, J. L. et al. Field measurement of the hydraulic properties of soil. **Soil Technology**, v. 4, n. 2, p. 111-123, 1991.

TOPP, G.C.R. et al. Physical attributes of soil quality. In: E.G.C. Gregorich, M.R. (Ed.), Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health. **Development in Soil Science**. Elsevier, New York, NY, pp. 21-58, 1997.

VAN GENUCHTEN, M. T. et al. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 44, p.892-898. 1980.

VAZ, C. M. P.; MANIERI, J. M.; MARIA, I. C. & TULLER, M. Modelling and correction of soil penetration resistance for varying soil water content. **Geoderma**, v.166, p.92-101, 2011.

VERONA, L. A. F. et al. Uso de indicadores compostos na análise da sustentabilidade de agroecossistemas de base familiar na região sul do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 2, n. 2, p. 491-494, 2007.

WATSON, K. W.; LUXMOORE, R. J. Estimating Macroporosity in a Forest Watershed by use of a Tension Infiltrometer 1. **Soil Science Society of America Journal**, v. 50, n. 3, p. 578-582, 1986.

WALLENSTEIN, M. et al. Controls on the temperature sensitivity of soil enzymes: a key driver of in situ enzyme activity rates. In: **Soil enzymology**. Springer, Berlin, Heidelberg. p. 245-258. 2010.

WHITE, I.; SULLY, M. J. Macroscopic and microscopic capillary length and time scales from field infiltration. **Water Resources Research**, v. 23, n. 8, p. 1514-1522, 1987.

YILMAZ, D. et al. Hydrodynamic Characterization of Basic Oxygen Furnace Slag through an Adapted BEST Method. **Vadose Zone Journal**. v. 9, n. 1, p.107-116, 2010.