

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Qualidade física do solo em pastagens sob diferentes níveis de intensificação
e integração em um Latossolo brasileiro**

João Victor Marçal Fernandes

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências. Área de concentração: Solos e
Nutrição de Plantas

**Piracicaba
2022**

João Victor Marçal Fernandes
Engenheiro Agrônomo

**Qualidade física do solo em pastagens sob diferentes níveis de intensificação e
integração em um Latossolo brasileiro**

versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **MIGUEL COOPER**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências. Área de concentração: Solos e
Nutrição de Plantas

Piracicaba
2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Fernandes, João Victor Marçal

Qualidade física do solo em pastagens sob diferentes níveis de intensificação e integração em um Latossolo brasileiro / João Victor Marçal Fernandes. - - versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2022.

47 p.

Dissertação (Mestrado) - - USP / Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

1. Manejo e conservação do solo 2. Funcionamento físico-hídrico do solo 3. ILPF 4. Árvores nativas I. Título

AGRADECIMENTOS

À minha família, em especial a meus pais, Nádia e Osmair, por serem minha base e sempre me apoiarem na busca da realização dos meus objetivos. Sem eles não seria possível a caminhada até aqui.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Miguel Cooper, pelo suporte e orientação durante todo o curso.

A todos meus amigos, que já estavam na minha vida e aos que fiz durante esse período, por toda ajuda direta e indiretamente prestada durante a realização deste trabalho. Cada momento de discussão e descontração foram essenciais para chegar até aqui.

Ao técnico Rossi, por toda ajuda prestada durante a realização das análises em laboratório.

Ao Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, à Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” e à Universidade de São Paulo pela oportunidade e pela estrutura disponibilizada para realização deste trabalho.

À Embrapa Pecuária Sudeste pelo apoio e disponibilização da área experimental.

Ao Pesquisador da Embrapa Pecuária Sudeste, Dr. Alberto Carlos de Campos Bernardi, por todo suporte prestado durante a realização deste trabalho.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida e apoio financeiro ao projeto.

SUMÁRIO

| | |
|---------------------------------------------------------------------------------|----|
| RESUMO | 5 |
| ABSTRACT..... | 6 |
| 1. INTRODUÇÃO | 7 |
| 2. REVISÃO DE LITERATURA | 9 |
| 2.1. Pastagens..... | 9 |
| 2.2. Sistemas de integração | 10 |
| 2.3. Qualidade do solo..... | 12 |
| 3. MATERIAL E MÉTODOS | 15 |
| 3.1. Área de estudo..... | 15 |
| 3.2. Indicadores físicos de qualidade do solo..... | 17 |
| 3.3. Funções do solo e integração em um índice de qualidade física do solo..... | 19 |
| 3.4. Análises estatísticas..... | 20 |
| 4. RESULTADOS..... | 21 |
| 5. DISCUSSÃO | 31 |
| 6. CONCLUSÕES | 37 |
| REFERÊNCIAS..... | 39 |
| APÊNDICE..... | 47 |

RESUMO

Qualidade física do solo em pastagens sob diferentes níveis de intensificação e integração em um Latossolo brasileiro

O aumento populacional e a iminência das consequências das mudanças climáticas trazem a necessidade de novas estratégias de produção agropecuária que permitam suprir a crescente demanda de alimentos com o menor impacto ambiental possível. A integração pecuária-floresta e a intensificação de pastagens são estratégias promissoras que permitem o aumento da produção, porém os impactos na qualidade do solo desses manejos devem ser avaliados. Dessa forma, o objetivo desse trabalho foi avaliar a qualidade física do solo em cinco sistemas de manejo de pastagem e uma área de vegetação nativa (NV). Os sistemas avaliados foram: integração pecuária-floresta com espécies de árvores nativas (ILF); pastagem degradada (DP); pastagem irrigada com alta taxa de lotação (IHS); pastagem em sequeiro com alta taxa de lotação (RHS) e pastagem em sequeiro com moderada taxa de lotação (RMS). Os seguintes indicadores físicos de qualidade do solo foram avaliados nas profundidades de 0 a 10, 10 a 20 e 20 a 30 cm: densidade do solo (BD), macroporosidade (MAC), microporosidade (MIC), porosidade total (TP), condutividade hidráulica saturada (Ksat), resistência à penetração (RP), diâmetro médio ponderado de agregados via seca (DRY-MWD) e via úmida (WET-MWD). Adicionalmente, um índice de qualidade física do solo (SPQI) foi calculado baseado em três funções do solo: suporte ao desenvolvimento radicular, disponibilização de água para plantas e fauna edáfica, troca de gases entre solo e atmosfera. Os dados foram submetidos ao teste não-paramétrico de Mann-Whitney ($p < 0,05$) e análise multivariada de componentes principais (PCA). O aumento da intensificação de pastagens representado pelo aumento da taxa de lotação demonstrou uma maior degradação dos atributos físicos dos solos analisados, o que pode estar associado à espécie cultivada na área (*Megathyrsus maximum*), que forma touceiras e cria áreas de solo desprotegidas e mais suscetíveis ao pisoteio do gado. O consórcio de *M. maximum* com aveia (*Avena bysantina*) e azevém (*Lolium multiflorum*) no outono parece ajudar na manutenção da qualidade física do solo no sistema IHS. A presença de árvores no sistema ILF demonstrou afetar positivamente a qualidade do solo, analisada por meio dos indicadores, do SPQI e da PCA, pois se aproximou mais da área de referência do que o sistema RMS, com o qual compartilha semelhantes taxas de lotação, tempo de pastejo e descanso, espécie de forrageira e adubação nitrogenada.

Palavras-chave: Manejo e conservação do solo, Funcionamento físico-hídrico do solo, ILPF, Árvores nativas

ABSTRACT

Soil physical quality in pastures under different levels of intensification and integration in a Brazilian Ferralsol

Population growth and the imminent consequences of climate change bring the need for new agricultural production strategies that allow meeting the growing demand for food with the least possible environmental impact. Livestock-forest integration and pasture intensification are promising strategies that allow production increase, but the impacts of these managements on soil quality must be evaluated. Thus, the objective of this work was to evaluate the soil physical quality in five pasture management systems and an area of native vegetation (NV). The systems evaluated were: livestock-forest integrated system with native tree species (ILF); degraded pasture (PD); irrigated pasture with high stocking rate (IHS); rainfed pasture with high stocking rate (RHS) and rainfed pasture with moderate stocking rate (RMS). The following physical indicators of soil quality were evaluated at depths from 0 to 10, 10 to 20 and 20 to 30 cm: soil bulk density (BD), macroporosity (MAC), microporosity (MIC), total porosity (TP), saturated hydraulic conductivity (Ksat), resistance to penetration (RP) and aggregates mean weight diameter by dry (DRY-MWD) and wet (WET-MWD) methods. Additionally, a soil physical quality index (SPQI) was calculated based on three soil functions: support root growth, supply water for plants and edaphic fauna, allow gas exchange between soil and atmosphere. Data were submitted to the non-parametric Mann-Whitney test ($p < 0.05$) and principal component analysis (PCA). Pasture intensification represented by the increase in stocking rate demonstrated a greater degradation of soil physical attributes, which may be associated with the species cultivated in the area (*Megathyrsus maximum*), which forms tussocks and creates areas of unprotected soil that are more susceptible to cattle trampling. Consortium of *M. maximum* with oat (*Avena bysantina*) and ryegrass (*Lolium multiflorum*) in autumn seems to help maintain the soil physical quality in the IHS system. The presence of trees in the ILF system showed to positively affect soil quality, analyzed through soil quality indicators, SPQI and PCA, as it was closer to the reference area (NV) than the RMS system, with which it shares similar stocking rates, grazing and resting time, forage species and nitrogen fertilization.

Keywords: Soil management and conservation, Hydro-physical functioning, ICLF, Native trees

1. INTRODUÇÃO

Diante de um crescimento da população mundial, a produção de alimentos enfrentará desafios nas próximas décadas. Será necessário um aumento de 70 % na produção animal para suprir a crescente demanda por alimentos (Derner et al., 2017). Este desafio vem acompanhado de outros já existentes, como o fato das pastagens estarem frequentemente localizadas em áreas marginais ou não apropriadas para agricultura, e de futuros, como o aumento do risco da substituição das pastagens por outros tipos de usos como agricultura intensiva ou desenvolvimento urbano (Byrnes et al., 2018) além do aumento da frequência de eventos climáticos extremos, associados às mudanças climáticas (Joyce et al., 2013).

A intensificação da pecuária é uma alternativa para suprir a elevada demanda de proteína animal sem exigir um aumento da área cultivada. Isso é viabilizado por meio da adubação adequada do solo, irrigação e aumento da taxa de lotação. Por outro lado, o aumento da intensidade do tráfego animal sobre o solo pode trazer efeitos adversos, como compactação, principalmente se associado a condições inadequadas de umidade do solo, cobertura vegetal e declividade (Byrnes et al., 2018; Hamza e Anderson, 2005; Houlbrooke et al., 2011). Além disso, os sistemas altamente intensivos e concentrados de produção podem causar problemas ambientais, como poluição da água e emissão de gases de efeito estufa, além de serem mais sensíveis às mudanças climáticas (Lemaire et al., 2014).

Uma alternativa para aumentar a produção animal de forma sustentável são os sistemas integrados. Tais sistemas podem auxiliar na melhoria da qualidade do solo e da forragem, aumento da performance animal, redução da erosão, sequestro de carbono, melhoria da qualidade da água e proteção da biodiversidade (Lemaire et al., 2014; Sulc e Franzluebbers, 2014). Os efeitos sinérgicos positivos na qualidade do solo se refletem em vantagens econômicas, sociais e ambientais, tais como: aumento da produtividade vegetal e animal, aumento da rentabilidade das famílias, promoção de bem-estar animal, aumento do estoque de carbono no solo, redução de emissões de N₂O, entre outros (Alves et al., 2017; Costa et al., 2018a).

Considerando a variedade de estratégias disponíveis para aumento da produção de alimentos e a complexa relação entre os fatores econômicos, sociais e ambientais envolvidos, é importante a realização de estudos que auxiliem na tomada de decisão de produtores, pesquisadores e governantes na busca por meios de produção mais sustentáveis. A qualidade do solo, do ar e da água são os três componentes da qualidade ambiental, sendo a primeira, devido à constituição e complexidade do solo, a de mais difícil quanti-qualificação

(Bünemann et al., 2018). Para a avaliação da qualidade do solo, lança-se mão dos indicadores de qualidade do solo, que são atributos mensuráveis, sensíveis ao manejo e clima e que refletem a capacidade de um solo exercer suas funções ecossistêmicas (Bünemann et al., 2018; Doran e Parkin, 1994).

Considerando a necessidade de se apontar alternativas para o aumento da produção animal com menores impactos ambientais (Derner et al., 2017), a variedade de fatores que influenciam a produção agropecuária e seus impactos no ambiente (Foley et al., 2005) e a importância da qualidade física do solo na prestação de serviços ecossistêmicos (Cherubin et al., 2016; D'Haene, 2012); o objetivo deste trabalho foi avaliar a qualidade física do solo em pastagens em diferentes níveis de intensificação e degradação, incluindo um sistema de integração pecuária-floresta com árvores nativas e uma área de vegetação nativa.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Pastagens

A presença de animais em áreas de pastagem normalmente causa compactação do solo, mesmo que sejam manejados para mitigar esses danos. Porém, esse dano irá variar de acordo com condições do solo e intensificação de manejo. Solos mais úmidos são mais suscetíveis à compactação, inclusive podendo ter maiores profundidades afetadas pelo processo e a presença de resíduos orgânicos na superfície pode limitar a compactação causada pelo pisoteio. Por outro lado, em sistemas mais intensivos, com taxas de lotação elevadas, os efeitos são mais danosos (Greenwood e McKenzie, 2001). Além do efeito direto, causado pelo pisoteio dos animais sobre o solo, o pastejo também tem efeitos indiretos, relacionados à intensificação da atividade biológica e desenvolvimento radicular. Nesse caso, em níveis moderados de pastejo, as fezes e urinas depositadas auxiliam na estabilização de agregados, promoção de atividade da macrofauna e, conseqüentemente, uma melhoria na qualidade estrutural do solo (Rauber et al., 2021).

Embora seja possível, tal situação de promoção da qualidade física do solo associada ao pastejo animal não é tão comum. Isso se reflete no fato de que grande parte (aproximadamente 70 %) das áreas destinadas à pastagem no Brasil atualmente apresentam algum grau de degradação, associado ao baixo uso de insumos e tecnologia e taxas de lotação acima da capacidade de suporte da área. O que representa, apesar de um dado negativo, um potencial de crescimento e desenvolvimento do setor pecuário no país (Dias-Filho, 2014).

Quando a capacidade de suporte de uma área é superada, inicia-se o processo de degradação da pastagem, que se não controlado, pode levar à degradação do solo. Uma pastagem degradada é caracterizada por uma redução da capacidade de suporte ou produtividade agrícola, e pode ser identificada por um aumento da população de plantas daninhas e de solo descoberto (Dias-Filho, 2014). Conjuntamente, ocorrem efeitos adversos ao solo, como perda de matéria orgânica, deterioração da estrutura (redução da agregação e aumento da densidade), erosão hídrica (Kotzé et al., 2013; Pulido et al., 2016), redução de crescimento radicular e, conseqüentemente do desenvolvimento vegetal, o que cria ciclos de degradação e amplia os efeitos adversos citados (Byrnes et al., 2018).

Além da intensidade de pastejo, a própria espécie forrageira influencia na resposta do solo ao pastejo. Solos cultivados com espécies de crescimento cespitoso demonstram heterogeneidade na resposta ao processo de compactação. Nas áreas sob as touceiras, por

haver menor pisoteio, a degradação da estrutura é mais moderada. Por outro lado, entre as touceiras, por serem áreas descobertas e preferenciais para o pisoteio, a compactação é mais intensa, demonstrados por aumento da densidade do solo e resistência à penetração nessas áreas (Imhoff et al., 2000; Leão et al., 2004; Rauber et al., 2021).

O tipo de manejo adotado, seja ele contínuo ou rotacionado, também tem efeito sobre o solo e sobre a produtividade da área. O pastejo contínuo, normalmente associado a menores taxas de lotação, não permite a recuperação da forrageira e pode levar à degradação localizada do solo, em áreas próximas a plantas forrageiras preferidas pelo gado. Por outro lado, o rodízio do gado em piquetes permite uma recuperação da vegetação e conseqüentemente um aumento da taxa de lotação da área, sem promover maior degradação do solo (Teutscherová et al., 2021). Dentre os efeitos positivos do pastejo rotacionado, pode-se citar: elevação do carbono no solo, da agregação e da atividade da macrofauna (Teutscherová et al., 2021); redução da compactação do solo, da emissão de GEE e aumento da infiltração (Baronti et al., 2022); e elevação da permeabilidade e redução da densidade do solo (Özcan, 2016).

2.2. Sistemas de integração

Considerando a situação de degradação das pastagens brasileiras (Dias-Filho, 2014), o aumento da demanda por alimentos no mundo (Derner et al., 2017) e as conseqüências iminentes das mudanças climáticas (Joyce et al., 2013), alternativas têm sido buscadas para se elevar a produtividade agropecuária e promover a sustentabilidade dos sistemas agrícolas. Nesse contexto, os sistemas de integração apresentam potencial para “contribuir com a crescente demanda global por alimento e energia, minimizar impactos ambientais, recuperar áreas de pastagens degradadas, preservar florestas, otimizar custos e promover efeitos positivos na sociedade” (Costa et al., 2018b). No Brasil, o plano ABC propõe uma série de ações que têm por objetivo promover tecnologias agropecuárias com potencial de mitigação das emissões de gases de efeito estufa (GHG). Dentre os sete programas propostos pelo plano, dois estão diretamente associados ao citado acima: recuperação de pastagens degradadas e integração lavoura-pecuária-floresta (PlanoABC, 2012). Em 2021 foi lançado o Plano ABC+, atualização do plano anterior, que divulga as estratégias a serem desenvolvidas na década 2020-2030 (Brasil, 2021). O novo plano mantém a promoção de sistemas sustentáveis, como os sistemas integrados, além de outras estratégias que apresentem potencial de mitigação das mudanças climáticas.

Os sistemas de integração envolvem atividades agrícolas, pecuárias e florestais em uma mesma área em um determinado período de tempo por meio das práticas de consórcio, sucessão ou rotação (Balbino et al., 2011). Tais sistemas podem variar de acordo com as espécies cultivadas, sendo exóticas ou nativas, plantadas ou naturais, com manejos mais ou menos intensivos. Com essa diversidade de sistemas, as oportunidades, benefícios, limitações e recomendações vão variar de caso a caso e devem ser analisadas com cuidado (Cubbage et al., 2012).

A implantação de sistemas silvopastoris com árvores nativas apresenta um potencial ambiental de manutenção e promoção de biodiversidade, mitigação dos efeitos das mudanças climáticas e promoção de serviços ecossistêmicos. Porém, sua adoção ainda depende da remoção de barreiras culturais, tecnológicas e econômicas (Murgueitio et al., 2011).

Alguns trabalhos já demonstraram o potencial dos sistemas integrados em promover a qualidade do solo através de indicadores físicos. Nos estados de Mato Grosso e Goiás, foram observadas melhorias nos seguintes atributos físicos do solo promovidas pelo sistema agrosilvopastoril em relação a pastagens degradadas: água disponível, capacidade de aeração do solo e qualidade estrutural (Assis et al., 2015). Além disso, houve uma melhor recuperação da qualidade do solo nos sistemas com uma linha de Eucalipto (*Eucalyptus urograndis*) em relação aos sistemas com três linhas, demonstrando a importância do estudo de diferentes sistemas para uma tomada de decisão mais embasada e que promova os melhores resultados em cada situação. Os sistemas agrosilvopastoris e agropastoris já se mostraram como boas opções para a melhoria da sustentabilidade agrícola a longo prazo nas condições do Cerrado brasileiro no estado de Mato Grosso do Sul (de Sousa Neto et al., 2014). Apesar de poderem apresentar aumento na resistência à penetração ou na densidade do solo devido ao pisoteio animal, esses valores não atingem limites críticos definidos na literatura (de Sousa Neto et al., 2014; Marchão et al., 2007; Spera et al., 2004).

Além da qualidade física, há estudos que demonstram melhoria de atributos químicos e biológicos associados à implantação de sistemas integrados, como: promoção de um ambiente biologicamente mais ativo que outros sistemas de cultivo (da Silva et al., 2011); elevação dos teores de nitrogênio e carbono total em relação à monocultura de milho e aumento da produtividade do milho (Maughan et al., 2009); aumento do carbono microbiano, nitrogênio microbiano e atividade enzimática em relação ao monocultivo de algodão, principalmente nas camadas superficiais do solo (Acosta-Martínez et al., 2004). Os sistemas de integração lavoura-pecuária também têm demonstrado benefícios como: quebra do ciclo de pragas e doenças, ciclagem de nutrientes, melhoria da eficiência no uso de fertilizantes,

aumento da estabilidade de agregados, diminuição da densidade do solo e compactação, e aumento da taxa de infiltração de água (Macedo, 2009).

2.3. Qualidade do solo

Qualidade do solo pode ser definida como a “capacidade de um solo funcionar, dentro dos limites do ecossistema, para sustentar produtividade biológica, manter qualidade ambiental e promover saúde animal e vegetal” (Doran e Parkin, 1994). Por outro lado, saúde do solo, que pode ser (Bünemann et al., 2018) ou não (Lehmann et al., 2020) considerada sinônimo de qualidade do solo, é definida pelo USDA como a “capacidade contínua de um solo funcionar como um ecossistema vivo que sustenta plantas, animais e humanos”. (<https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/main/soils/health/>). Outros termos relacionados à qualidade do solo também podem ser encontrados na literatura. Fertilidade do solo, por exemplo, tem um foco voltado para produção agrícola; qualidade da terra, que integra características de clima, vegetação, água, topografia e solo; e segurança do solo, que é mais usado em contextos políticos, englobando cultura e aspectos legais de manejo do solo (Bünemann et al., 2018; Lehmann et al., 2020).

Dessa forma, considerando a importância do solo como integrante do ambiente, sua complexidade (variação espacial, susceptibilidade a alterações climáticas e de manejo, etc) e os serviços ecossistêmicos prestados por ele, uma correta avaliação da qualidade do solo é de suma importância para diversas esferas, tais como políticas, ambientais, de saúde pública, etc. Porém, medir a qualidade do solo é difícil e ainda representa um desafio para cientistas, produtores rurais, empresas e governantes. São diversos os meios de se avaliar a qualidade do solo, e a diversidade e quantidade de fatores que podem causar alterações no solo tornam o processo ainda mais difícil. Por isso, técnicas visuais e analíticas têm sido propostas com o objetivo de permitir a avaliação do funcionamento de um solo.

Os métodos visuais de análise da estrutura do solo podem ser realizados por meio da retirada de blocos de solo de até 50 cm ou pela abertura de trincheiras de até 150 cm para análise do perfil. Tais métodos são fáceis de se realizar, exigem equipamentos baratos e apresentam boa correlação com análises quantitativas (Emmet-Booth et al., 2016). Existem também outros métodos, voltados principalmente para produtores rurais, para avaliação da qualidade do solo a campo, como *scorecards* e kits de testagem, que avaliam presença de minhocas, escoamento superficial, empocamento, densidade do solo, taxa de infiltração,

condutividade elétrica, etc, e assim como os métodos visuais de análise, tem finalidade de serem simples, baratos e de fácil acesso (Karlen et al., 2003).

Por outro lado, na avaliação da qualidade do solo em pesquisas científicas é mais comum a utilização de indicadores de qualidade do solo e geralmente segue-se três passos: 1) seleção de um conjunto de indicadores de qualidade do solo que reflitam funções críticas do solo; 2) interpretação dos resultados de cada indicador, levando em consideração os limites inerentes de cada solo; e 3) integração dos resultados em um índice de qualidade do solo. Embora esse último passo seja opcional, é importante pois permite uma visão geral da qualidade do solo, facilitando a comparação de diferentes sistemas (Karlen et al., 2003). O “*Soil Management Assessment Framework*” (SMAF), por exemplo, é um método analítico de avaliação da qualidade do solo, que tem como objetivo avaliar os impactos de diferentes manejos sobre o solo. A ferramenta engloba os três passos supracitados e propõe um conjunto mínimo de indicadores (de um total de 81) de acordo com os serviços ecossistêmicos ou objetivos de manejo a serem considerados (Andrews et al., 2004; Bünemann et al., 2018).

Indicadores são atributos do solo e devem, preferencialmente, preencher alguns requisitos para serem usados na avaliação da qualidade do solo: i) se relacionar com funções do solo ou serviços ecossistêmicos; ii) ter facilidade de amostragem e medição; iii) ser sensível a mudanças no manejo; iv) permitir comparação com resultados de análises de rotina e monitoramento (Bünemann et al., 2018; Doran e Parkin, 1994). Os indicadores mais comumente testados em estudos de qualidade do solo são carbono orgânico total e pH (Bünemann et al., 2018), enquanto em estudos de qualidade do solo em sistemas de integração, os mais avaliados são carbono orgânico e densidade do solo (Valani et al., 2021).

A estrutura do solo, ou sua qualidade física, tem forte relação com muitos atributos e funções do solo (ex.: infiltração e retenção de água, troca de gases, dinâmica de nutrientes, matéria orgânica, erodibilidade, entre outros). Dessa forma, sua avaliação em estudos de qualidade é de suma importância e, ao mesmo tempo, constitui um desafio (Rabot et al., 2018). Dentre os indicadores físicos, a densidade do solo é uma das mais estudadas pois não demanda experiência nem equipamentos sofisticados e é considerada um bom indicador de compactação do solo, porém sua relação com funções do solo depende da textura e teor de matéria orgânica (Bünemann et al., 2018; Rabot et al., 2018; Valani et al., 2021). Outro atributo físico normalmente analisado e que se correlaciona com a suscetibilidade do solo à erosão, *runoff* e encrostamento é a estabilidade de agregados, que corresponde à capacidade do solo de manter sua estrutura após um estresse mecânico. Porém, ainda não existe um método padrão de avaliação e os resultados são altamente dependentes da metodologia

utilizada (tipo de peneira, duração do teste, frequência de oscilação) (Rabot et al., 2018). Outros atributos físicos frequentemente analisados em estudos de qualidade e que tem relação com serviços ecossistêmicos são porosidade (macro e microporosidade), taxa de infiltração de água no solo, condutividade hidráulica, e resistência à penetração (Bünemann et al., 2018; Valani et al., 2021).

Para a interpretação dos resultados dos índices, segunda etapa da avaliação da qualidade do solo, é necessário determinar valores de referência, que podem ser de uma área não manejada (ex. vegetação nativa) ou de um solo com alta performance produtiva (Bünemann et al., 2018; Doran e Parkin, 1994). Após as avaliações dos indicadores e determinadas as referências, os resultados devem ser transformados em valores adimensionais de 0 a 1 (sendo 0 os piores resultados e 1 os melhores) por meio de técnicas lineares ou não-lineares (Andrews et al., 2004, 2002). Para isso, os indicadores serão separados de acordo com o formato das curvas em: i) maior é melhor; ii) menor é melhor e iii) valor ótimo, de acordo com valores de referência encontrados na literatura e experiência do usuário (Bünemann et al., 2018).

Por fim, o último passo na avaliação da qualidade do solo é a integração dos resultados dos indicadores em um único índice. Embora seja opcional e possa simplificar excessivamente uma característica complexa como a qualidade do solo, essa integração auxilia na comunicação com produtores rurais e com a sociedade em geral, facilitando discussões a respeito das consequências do manejo sobre o solo e sobre os serviços ecossistêmicos prestados por ele. Por outro lado, a representação dos resultados em gráficos e diagramas pode ser menos simplista, informando melhor a respeito de sinergias e *trade-offs* (Bünemann et al., 2018; Moebius-Clune et al., 2016; Rutgers et al., 2012).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

A amostragem de solo foi realizada na área experimental da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) – Pecuária Sudeste, em São Carlos, SP, Brasil, (21° 57' 25.1" S 47° 50' 59.3" O) no ano de 2021. O relevo da área é plano a suave ondulado, com altitude média de 856 m. O clima da região é Cwa, tropical de altitude, segundo classificação de Köppen (Alvares et al., 2013), com duas estações bem definidas: uma estação seca, de abril a setembro, com temperatura média de 19,9 °C e 250 mm de chuva e uma estação chuvosa, de outubro a março, com temperatura média de 23 °C e 1100 mm de chuva. A classificação do solo dos locais de estudo, segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos é LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico (Calderano Filho et al., 1998; Santos et al., 2018), correspondente a Ferralsol na Base de Referência Mundial para Recursos de Solos – WRB/FAO (IUSS Working Group WRB, 2015).

Foram avaliados cinco sistemas de pastejo: pastagem degradada sob pastejo contínuo (DP), sistema de integração pecuária-floresta com árvores nativas com taxa moderada de lotação (ILF), pastagem intensiva irrigada com alta taxa de lotação (IHS), pastagem intensiva em sequeiro com alta taxa de lotação (RHS) e pastagem em sequeiro com moderada taxa de lotação (RMS). Cada um dos sistemas possui duas repetições (blocos). Além disso, para a representação da condição original do solo, foi amostrada uma área de vegetação nativa (NV) próxima ao experimento. Em cada uma das áreas foram amostrados quatro pontos, dois em cada bloco, em três profundidades: 0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm. No ILF, as amostras foram coletadas a uma distância de aproximadamente 4 m da linha externa do renque de árvores. Na NV, os quatro pontos foram amostrados aleatoriamente dentro da mata. Foram coletadas amostras deformadas e indeformadas para realização das análises em laboratório. Para coleta das amostras indeformadas foram usados anéis cilíndricos de aproximadamente 90 cm³ cada.

A DP foi estabelecida em 1996, com *Urochloa (Brachiaria) brizantha*, mas atualmente está infestada com *Urochloa (Brachiaria) decumbens*. Nessa área não há aplicação de fertilizantes ou calcário e o pastejo é contínuo durante todo o ano, com baixa taxa de lotação (entre 1.1 e 1.4 AU ha⁻¹) (1 AU = 450 kg de peso vivo).

O ILF foi estabelecido em 2008. A espécie de forrageira plantada foi *Urochloa (Brachiaria) decumbens* juntamente com cinco espécies arbóreas nativas do Brasil: Angico-

branco (*Anadenanthera colubrina*), Canafistula (*Peltophorum dubium*), Ipê-felpudo (*Zeyheria tuberculosa*), Jequitibá-branco (*Cariniana estrellensis*) e Pau-jacaré (*Piptadenia gonocantha*). O plantio das árvores foi realizado em conjuntos de três linhas, com espaçamento de 2.5 x 2.5 m entre árvores e 17 m entre renques, resultando em uma população de 545 árvores por hectare. O rodízio de animais realizado nessa área é de seis dias de ocupação e 30 dias de descanso, com lotação média de 3.3 AU ha⁻¹. A área recebe cinco aplicações anuais de nitrogênio (N), totalizando 200 kg ha⁻¹.

Os sistemas IHS e RHS foram estabelecidos em 2002, com *Megathyrsus (Panicum) maximum* Jacques (cv. Tanzânia). As áreas estão divididas em 12 piquetes e cada um é pastejado por três dias, com 33 dias de descanso. A taxa de lotação varia entre 5.9 AU ha⁻¹ e 6.6 AU ha⁻¹ no IHS e entre 4.1 a 4.9 AU ha⁻¹ no RHS. O IHS recebe 10 aplicações anuais de nitrogênio, totalizando 600 kg ha⁻¹, enquanto o RHS recebe cinco aplicações anuais, totalizando 400 kg ha⁻¹ de N. No outono, é realizado no IHS um consórcio, quando são semeadas aveia (*Avena bysantina* Koch, cv. São Carlos – 60 kg ha⁻¹ de sementes viáveis) e azevém (*Lolium multiflorum* Lam., cv. BRS Ponteio – 30 kg ha⁻¹ de sementes viáveis).

O sistema RMS foi estabelecido em 1996, com *Urochloa (Brachiaria) decumbens* Stapf (cv. Basilisk) e *Urochloa (Brachiaria) brizantha* (Hochst ex A. Rich) Stapf (cv. Marandu). A área está dividida em seis piquetes que são pastejados por seis dias, com 30 dias de descanso. A taxa de lotação é de aproximadamente 3.4 AU ha⁻¹. A adubação nitrogenada é dividida em cinco aplicações, totalizando 200 kg ha⁻¹.

As pastagens são manejadas com taxas de lotação variadas (“put and take”) de acordo com análise visual da disponibilidade de forrageira em cada piquete. Todas as áreas, com exceção da DP, recebem calcário e fertilizantes anualmente. É realizada aplicação de superfosfato e cloreto de potássio para se atingir 20 mg dm⁻³ de P e 4 % de K na CTC, de acordo com Oliveira et al. (2008).

A área de mata nativa (NV) usada como referência foi a Reserva de Floresta Estacional Semidecídua da Fazenda Canchim. A reserva apresenta uma área de aproximadamente 112 ha e está localizada próxima às áreas de pastagens estudadas (Silva e Soares, 2003). Além disso, o tipo de solo encontrado na área amostrada é semelhante ao da área do experimento (Calderano Filho et al., 1998). A textura do solo e densidade de partículas em cada uma das áreas estudadas é apresentada na tabela 1.

Tabela 1. Médias \pm desvio padrão de densidade de partículas e granulometria das áreas em estudo. ILF: sistema de integração pecuária-floresta com árvores nativas; DP: pastagem degradada; IHS: pastagem irrigada com alta taxa de lotação; RHS: pastagem em sequeiro com alta taxa de lotação; RMS: pastagem em sequeiro com moderada taxa de lotação; NV: vegetação nativa.

| | Densidade de partículas | Areia grossa (2 - 0.250 mm) | Areia fina (0.250 - 0.053 mm) | Silte (0.053 - 0.002 mm) | Argila (<0002 mm) |
|-----|-------------------------|--------------------------------|----------------------------------|-----------------------------|----------------------|
| | g dm ⁻³ | g kg ⁻¹ | | | |
| ILF | 2,74 \pm 0,04 | 328,8 \pm 25,4 | 347,5 \pm 24,1 | 23,0 \pm 7,4 | 300,6 \pm 23,8 |
| DP | 2,73 \pm 0,03 | 306,7 \pm 31,4 | 394,6 \pm 13,2 | 30,6 \pm 11,3 | 268,1 \pm 35,8 |
| IHS | 2,76 \pm 0,04 | 274,3 \pm 39,8 | 362,6 \pm 24,8 | 40,7 \pm 15,5 | 322,4 \pm 46,5 |
| RHS | 2,93 \pm 0,04 | 179,9 \pm 34,6 | 214,5 \pm 7,0 | 216,5 \pm 26,0 | 389,1 \pm 51,5 |
| RMS | 2,79 \pm 0,07 | 339,6 \pm 79,7 | 209,8 \pm 15,9 | 106,3 \pm 39,8 | 344,3 \pm 61,4 |
| NV | 2,70 \pm 0,03 | 317,8 \pm 32,2 | 264,2 \pm 13,5 | 28,7 \pm 12,6 | 389,2 \pm 37,9 |

3.2. Indicadores físicos de qualidade do solo

Foram avaliados os seguintes indicadores físicos de qualidade do solo: densidade do solo (BD), porosidade total (TP), macroporosidade (MAC), microporosidade (MIC), diâmetro médio ponderado de agregados via seca (dry-MWD), diâmetro médio ponderado de agregados via úmida (wet-MWD), resistência à penetração (RP) e condutividade hidráulica saturada (Ksat). Devido à influência que possui sobre a estrutura do solo, a matéria orgânica do solo (SOM) também foi medida.

Para determinação da densidade de partículas, ou seja, a densidade média das partículas minerais e orgânica presentes no solo, é necessário medir a massa de uma amostra de solo, após secagem em estufa a 105 °C, e o volume de sólidos dessa amostra, desconsiderando a porosidade. Para isso, uma subamostra deformada foi submetida à secagem em estufa, sua massa foi determinada, e posteriormente a densidade de partículas foi aferida em um picnômetro a gás (A. L. Flint e Flint, 2002).

A BD foi determinada pela razão entre a massa seca do solo e o volume da amostra indeformada (Grossman e Reinsch, 2002). Para isso, os anéis utilizados na coleta das amostras foram medidos (diâmetro e altura) e o volume de cada anel foi calculado. A massa do solo seco foi obtida após secagem em estufa a 105 °C.

A TP foi calculada através dos valores de BD e densidade de partículas, pelo método indireto. Esse cálculo é possível devido ao fato de que a densidade do solo considera o volume de poros mais o de partículas e a densidade de partículas considera somente o volume

de partículas. Dessa forma, é possível calcular a porosidade total, que corresponde à razão entre o volume de poros e o volume total de uma amostra de solo indeformada (L. E. Flint e Flint, 2002). A MIC corresponde ao volume de poros com diâmetro inferior a 50 μm e equivale ao volume de água retido no solo após estabilização de uma amostra indeformada em câmara de pressão a -6 KPa. A MAC, portanto, pode ser calculada pela diferença entre TP e MIC.

A estabilidade dos agregados foi avaliada de acordo com o diâmetro médio ponderado via seca e via úmida (Nimmo e Perkins, 2002). Quatro blocos de solo de aproximadamente 10 x 10 x 10 cm foram coletados em cada sistema de pastagem e na mata nativa, em cada uma das profundidades. Cada bloco foi fragmentado manualmente, observando-se os pontos de fraqueza, e passado por uma peneira de 9,52 mm. Para determinação do dry-MWD, uma subamostra de 50 g dos agregados obtidos foi submetida a agitação mecânica em um conjunto de peneiras (2,00 mm, 1,00 mm, 0,50 mm, 0,25 mm e fundo) durante 15 min. Após agitação, o conteúdo retido em cada peneira foi pesado e determinado o dry-MWD. Para determinação do wet-MWD, a amostra submetida ao peneiramento seco foi reconstituída e submetida ao peneiramento úmido. Para isso, foi previamente saturada por capilaridade em um funil de papel filtro colocado em recipiente com lâmina de água. A amostra foi então transferida para um conjunto de peneiras (2,00 mm, 1,00 mm, 0,50 mm, 0,25 mm) submergidas em um aparato de oscilação vertical (Yoder, 1936). O procedimento foi realizado durante 15 min a 42 oscilações por minuto. O conteúdo retido em cada peneira foi então levado a estufa de circulação de ar (105 °C) por 24h e, após secagem, pesado e calculado o wet-MWD. O cálculo de ambos MWD é feito pelo somatório da multiplicação da proporção de agregados retida em cada peneira (%) pelo diâmetro médio de cada classe (mm).

Resistência do solo à penetração foi medida em um penetrômetro eletrônico de bancada (Brookfield CT3 Texture Analyzer) nas amostras indeformadas com umidade previamente padronizada em câmara de pressão a -6 kPa. O equipamento possui uma haste metálica com cone (diâmetro 3.70 mm) em sua extremidade e foi configurado para penetrar o solo em uma velocidade de 2 mm s⁻¹, coletando dados a uma taxa de 40 pontos por segundo. Dessa forma, o valor de RP considerado foi a média entre os valores informados pelo equipamento referentes à posição central da amostra.

Para determinação da K_{sat}, as amostras indeformadas coletadas em anéis foram previamente saturadas e submetidas a uma carga hidráulica de 2 cm de altura. O volume

percolado é então coletado e medido a cada 10 min durante 60 min ou até que ocorra estabilização. O cálculo da K_{sat} é realizado pela eq. (1):

$$K_{sat} = \left(\frac{Q \times L}{A \times H \times t} \right) \times 10 \quad (1)$$

Em que K_{sat} é a condutividade hidráulica saturada do solo (mm h^{-1}); Q é o volume percolado (em mL) após estabilização da taxa de percolação; L é altura (cm) da amostra de solo; H é a altura (cm) da amostra de solo mais a coluna de água; A é a área superficial (cm^2) do anel/amostra; t é o tempo (h) de percolação (W. D. Reynolds et al., 2002b; Teixeira et al., 2017).

A K_{sat} em superfície também foi determinada a campo pelo método BEST (*Beerkan Estimation of Soil Transfer Parameters*) (Lassabatère et al., 2006). Foram realizadas 10 avaliações em cada um dos seis tratamentos em locais próximos aos pontos de coleta das amostras de solo. Em cada ponto, a cobertura vegetal foi retirada e um anel (16 cm de diâmetro) foi cravado no solo. Um volume de 150 ml de água é então despejado no interior do anel e o tempo necessário para que toda a água infiltre era registrado. Esse procedimento foi repetido de oito a quinze vezes ou até que houvesse uma estabilização do tempo de infiltração. A K_{sat} foi então estimada através do algoritmo BEST-Steady, desenvolvido por Bagarello et al. (2014). As constantes utilizadas no algoritmo foram: $\gamma_w = 1.818$ (Elrick e Reynolds, 2002), $\gamma = 0.75$ (Haverkamp et al., 1994) e o $\alpha^* = 0.012 \text{ mm}^{-1}$ (W. D. Reynolds et al., 2002a).

Para obtenção do índice de qualidade física do solo (SPQI) foram calculados mais dois indicadores: capacidade de armazenamento de água (SWSC) e capacidade de aeração do solo (SAC). Sendo que $SWSC = FC/TP$ e $SAC = (TP-FC)/TP$, ambos seguindo a metodologia descrita por Reynolds et al. (2002). FC corresponde à umidade do solo na capacidade de campo, calculada pela equação de pedotransferência proposta por Ritchie (J. T. Ritchie et al., 1999; Ottoni Filho et al., 2014): $FC = 0.186 \times (BD / \rho_w) \times (\text{sand} / \text{clay}) - 0.141$, onde BD é a densidade do solo (g cm^{-3}), ρ_w é a densidade da água (1.0 g cm^{-3}), sand e clay são a porcentagem de areia e argila no solo, respectivamente.

3.3. Funções do solo e integração em um índice de qualidade física do solo

Um índice de qualidade física do solo (SPQI) foi calculado com o objetivo de quantificar os efeitos da intensificação e integração de pastagens na qualidade física do solo. A metodologia utilizada foi a proposta por Karlen et al. (2003) e utilizada por Cherubin et al.

(2016) e Santos et al. (2021), que consiste em três passos principais: seleção de indicadores adequados de qualidade física do solo; interpretação dos indicadores e integração dos resultados em um SPQI. Os indicadores foram selecionados com o objetivo de representar três funções críticas do solo: $f(i)$ suporte ao desenvolvimento radicular; $f(ii)$ disponibilização de água para as plantas e fauna edáfica e $f(iii)$ trocas gasosas entre o solo e a atmosfera. Os indicadores selecionados (passo 1) para cada função foram: $f(i)$: BD e RP; $f(ii)$: SWSC e Ksat e $f(iii)$: SAC e MAC, baseado na sensibilidade ao manejo, facilidade de obtenção e busca na literatura.

A interpretação dos resultados (passo 2) foi feita transformando os resultados dos indicadores em *scores* adimensionais que variam de 0 a 1 utilizando uma regressão linear, onde 0 representa uma situação mais crítica e 1 uma situação ideal (Andrews et al., 2002). A média das profundidades 0-10, 10-20 e 20-30 cm foi calculada para obtenção de um índice geral de qualidade do solo que represente todo o perfil estudado (0-30 cm). Para o cálculo do *score*, os indicadores foram agrupados conforme resultados maiores ou menores são mais desejados em relação à função estudada. Para indicadores cujos resultados maiores são melhores (Ksat e MAC), cada observação foi dividida pelo maior valor daquele indicador encontrado na base de dados. Para indicadores cujos menores valores são mais desejados (BD e RP), o menor resultado encontrado na base de dados para o indicador foi dividido por cada observação. E para indicadores que apresentam um ponto ótimo (SWSC: 0.67 e SAC: 0.33) (Cherubin et al., 2016; Santos et al., 2021), as observações foram transformadas como maior é melhor até o ponto ótimo e, a partir dele, como menor é melhor.

Após a transformação, os dois indicadores referentes a cada função foram somados, considerando pesos iguais (0.50) para cada indicador. Por fim, os índices calculados para as funções também foram somados, considerando o mesmo peso (0.33) para cada função, gerando assim um índice geral de qualidade física do solo (passo 3).

3.4. Análises estatísticas

Devido à não-normalidade dos dados, analisada pelo teste de Shapiro-Wilk, o teste não-paramétrico de Mann-Whitney (Mann e Whitney, 1947) foi aplicado para detecção de diferenças significativas ($p < 0.05$) entre os pares de tratamentos. Adicionalmente, foi realizada uma análise de componentes principais (PCA) para obtenção de uma visão mais geral do efeito do manejo sobre a qualidade física do solo. Todas análises estatísticas foram realizadas no software R (v. 4.1.2) usando o ambiente RStudio 2021.9.1.0.

4. RESULTADOS

Em superfície, a BD variou de 1.11 g cm^{-3} , na NV, a 1.44 g cm^{-3} , no IHS. Todos os sistemas apresentaram um aumento de BD em profundidade, sendo que de 10 a 20 cm a BD variou de 1.32 g cm^{-3} a 1.52 g cm^{-3} , referentes à NV e IHS, respectivamente; e de 20 a 30 cm, os valores variaram de 1.23 g cm^{-3} , no RHS, a 1.54 g cm^{-3} , no DP. É interessante notar que os sistemas ILF, DP e IHS apresentam valores mais elevados em todas as profundidades, porém, em superfície, essa diferença não chega a ser significativa devido à variabilidade dos dados. Por outro lado, o RHS, que apresenta BD superior à NV em superfície, não se diferencia mais deste nas duas outras profundidades (Figura 1).

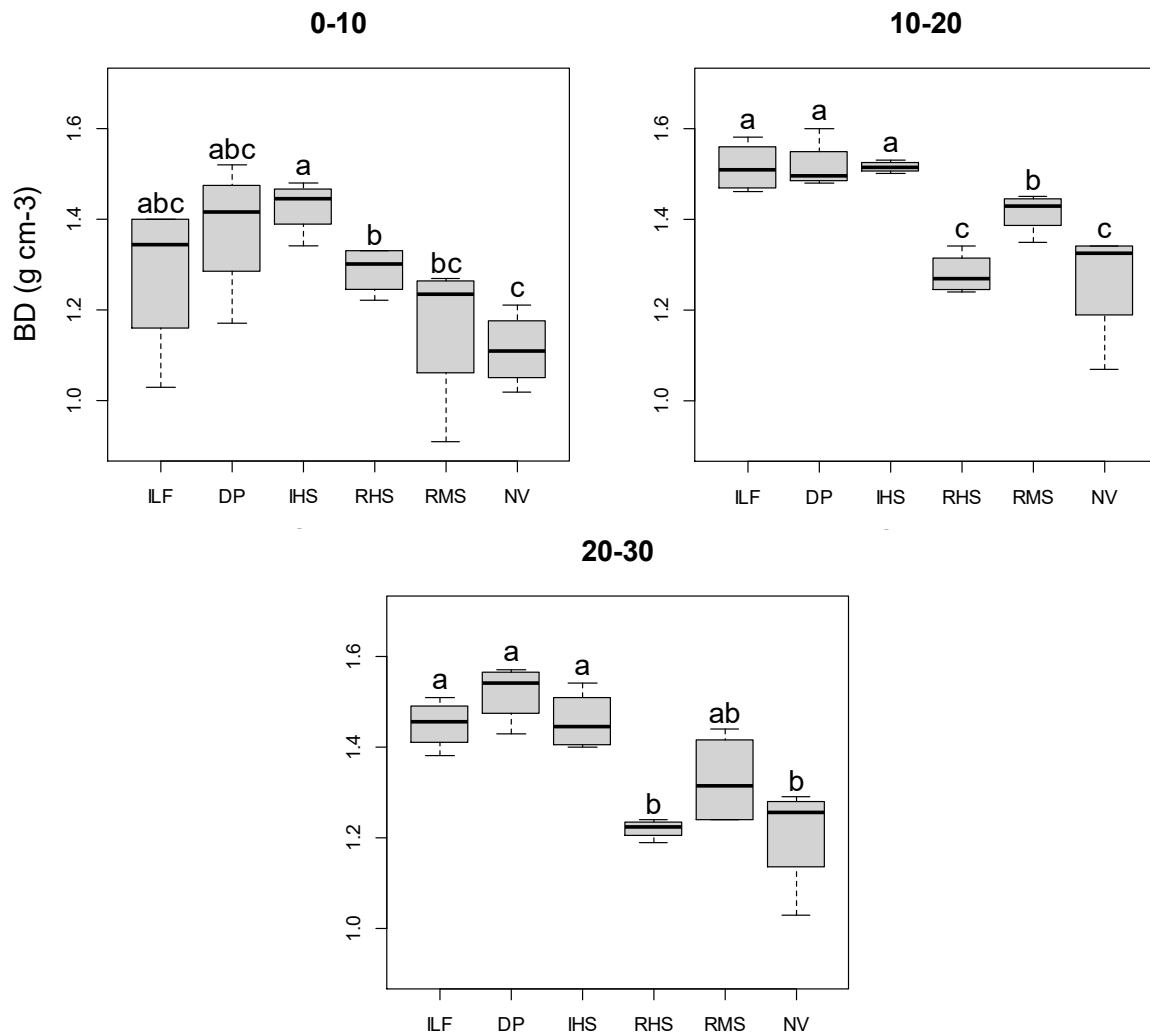


Figura 1. Boxplots dos resultados da densidade do solo (BD) nas três profundidades dos sistemas avaliados. Letras iguais na mesma profundidade indicam que não há diferença significativa pelo teste de Mann-Whitney ($p < 0,05$). ILF: sistema de integração pecuária-floresta com árvores nativas; DP: pastagem degradada; IHS: pastagem irrigada com alta taxa de lotação; RHS: pastagem em sequeiro com alta taxa de lotação; RMS: pastagem em sequeiro com moderada taxa de lotação; NV: vegetação nativa.

O comportamento dos sistemas em relação à BD é interessante pois contrasta com o resultado de outros indicadores também relacionados à compactação do solo. O sistema RHS, por exemplo, embora tenha apresentado o menor valor de BD nas profundidades de 10-20 (1.27 g cm^{-3}) e 20-30 cm (1.23 g cm^{-3}), apresentou valores de Ksat e MAC muito baixos em relação aos outros sistemas (Figuras 2 e 3).

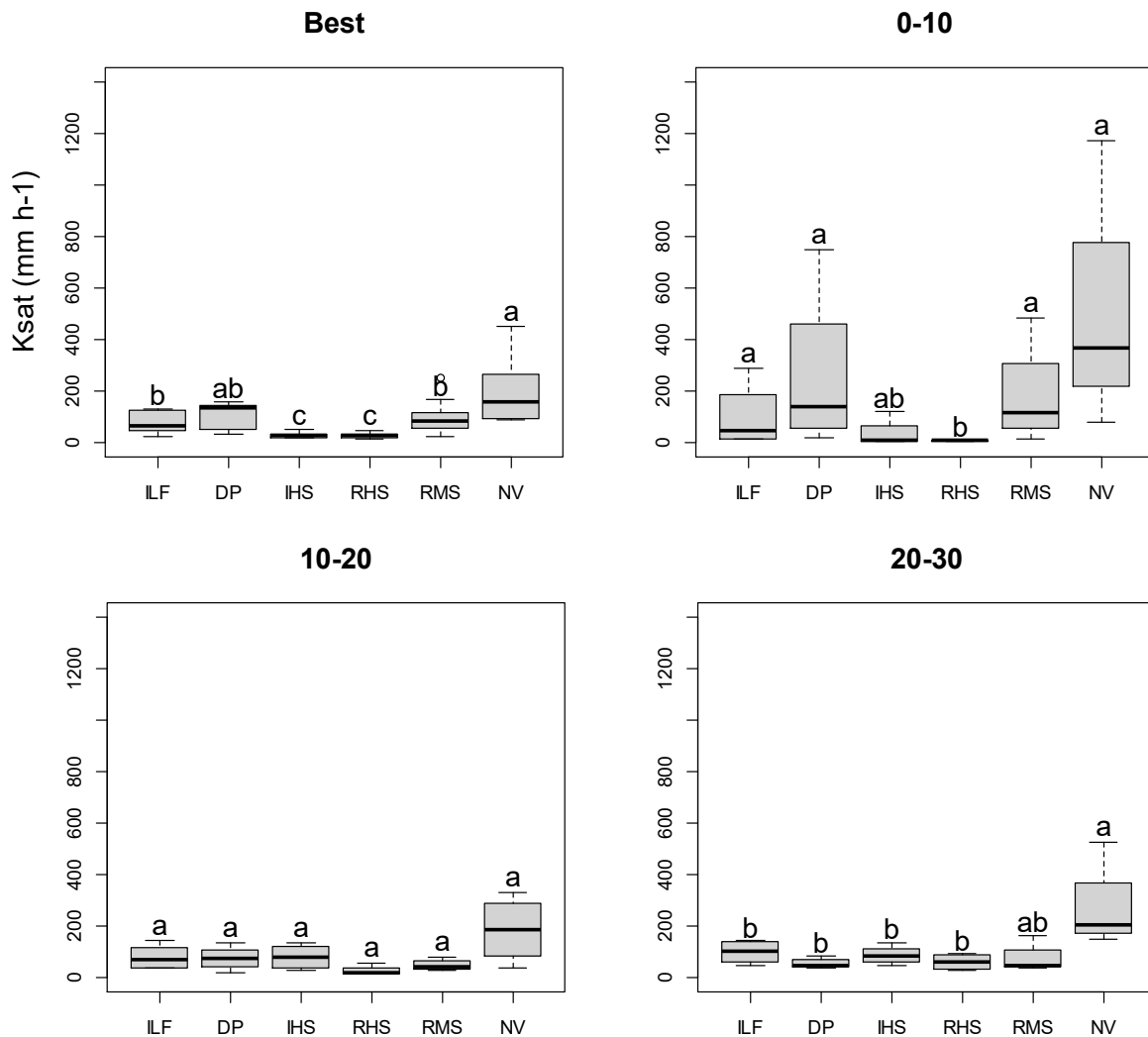


Figura 2. Boxplots dos resultados da taxa de infiltração de água no solo medida a campo pelo método BEST - *Beerkan Estimation of Soil Transfer Parameters* (Lassabatère et al., 2006) e da condutividade hidráulica saturada (Ksat) medida em laboratório nas três profundidades dos sistemas avaliados. Letras iguais na mesma profundidade indicam que não há diferença significativa pelo teste de Mann-Whitney ($p < 0,05$). ILF: sistema de integração pecuária-floresta com árvores nativas; DP: pastagem degradada; IHS: pastagem irrigada com alta taxa de lotação; RHS: pastagem em sequeiro com alta taxa de lotação; RMS: pastagem em sequeiro com moderada taxa de lotação; NV: vegetação nativa.

Em superfície, os sistemas ILF, DP e RMS apresentaram valores de MAC semelhantes à NV. Porém, nas profundidades de 10-20 e 20-30 cm, todos os sistemas apresentaram redução da MAC em relação à NV, com exceção do RMS, em 20-30 cm (Figura 3). A MIC, por outro lado, apresentou comportamento inverso. Em superfície, todos os sistemas de pastejo apresentaram valores de MIC superiores aos da NV. Nas profundidades de 10-20 e 20-30 cm, RHS e RMS foram os únicos a apresentar valores superiores aos da NV (Figura 3). Os valores de TP foram semelhantes para todos os tratamentos em superfície, com

exceção do IHS, que foi estatisticamente inferior aos de RHS, RMS e NV. Por outro lado, nas outras duas profundidades, os sistemas ILF, DP e IHS apresentaram valores inferiores aos demais sistemas e à mata nativa (Figura 3).

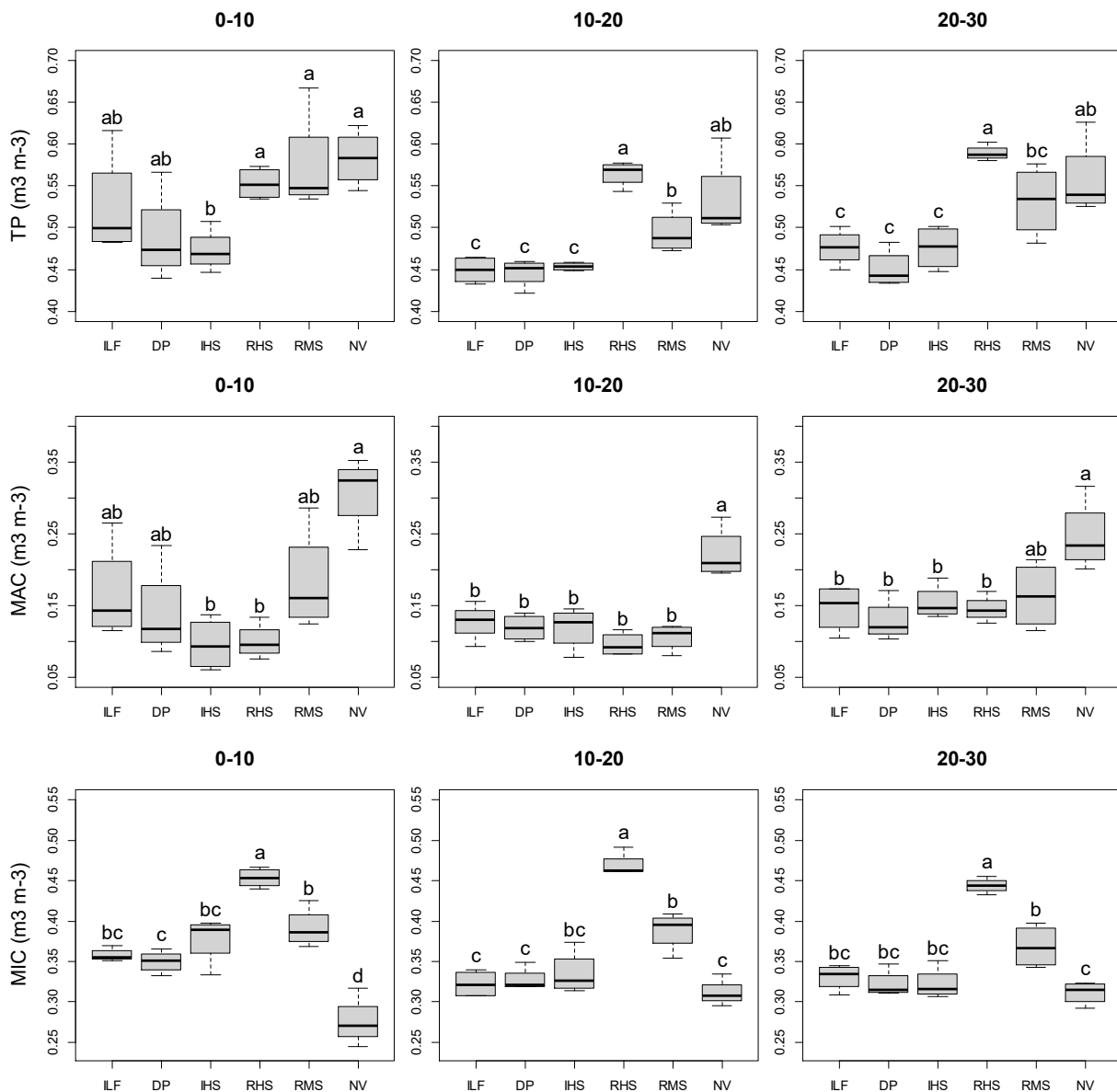


Figura 3. Boxplots dos resultados da porosidade total (TP), macroporosidade (MAC) e microporosidade (MIC) nas três profundidades dos sistemas avaliados. Letras iguais na mesma profundidade indicam que não há diferença significativa pelo teste de Mann-Whitney ($p < 0,05$). ILF: sistema de integração pecuária-floresta com árvores nativas; DP: pastagem degradada; IHS: pastagem irrigada com alta taxa de lotação; RHS: pastagem em sequeiro com alta taxa de lotação; RMS: pastagem em sequeiro com moderada taxa de lotação; NV: vegetação nativa.

A Ksat somente apresentou diferenças significativas entre os sistemas de pastagem em superfície, onde RHS demonstrou uma redução significativa desse indicador em relação a todos os demais tratamentos, com exceção do IHS (Figura 2). Embora não tenha sido identificada diferença significativa entre os tratamentos na profundidade de 10-20 cm, é possível observar uma tendência à redução e homogeneidade (intervalo inter-quartil reduzido) dos valores de Ksat nos sistemas RHS e RMS. Esses dois sistemas também apresentaram os menores valores de MAC na mesma profundidade. Na profundidade de 20-30 cm, todos os sistemas de pastagem apresentaram redução significativa de Ksat em relação à referência, com exceção do RMS, coincidindo também com os resultados de MAC (Figuras 2 e 3). O teste de infiltração realizado em campo apresentou uma tendência semelhante à Ksat da superfície. O DP apresentou o maior valor de infiltração (133.0 mm h^{-1}) entre os sistemas de pastejo, não se diferenciando estatisticamente da NV (157.0 mm h^{-1}). ILF e RMS apresentaram valores intermediários (63.4 e 79.9 mm h^{-1} , respectivamente), enquanto IHS e RHS (24.8 e 25.8 mm h^{-1} , respectivamente) apresentaram os menores valores, estatisticamente inferiores aos demais.

O sistema RHS foi o único a apresentar um aumento significativo de DRY-MWD em relação à referência nas profundidades de 10-20 e 20-30 cm. Nessas profundidades, todos os demais sistemas apresentaram valores semelhantes aos da NV. Em superfície, não houve diferença significativa entre as pastagens e a referência, podendo-se apontar somente um aumento no RHS em relação ao ILF e IHS. Para o WET-MWD, o RHS apresentou valores superiores aos demais tratamentos em superfície, e em profundidade apresentou valores superiores ao ILF, RMS e NV (Figura 4).

Em relação à resistência à penetração, os sistemas mais intensivos, RHS e RMS, apresentaram os piores resultados. Em superfície, o RHS apresentou aumento significativo de RP em relação ao ILF e, em 10-20 cm, o RMS apresentou aumento em relação ao ILF, IHS e RMS. Em todas as profundidades os sistemas manejados apresentaram aumento de RP em relação à referência, sendo que em 20-30 cm não houve diferença significativa entre as pastagens. Porém, é importante destacar que o RMS apresentou uma maior dispersão de valores de RP na profundidade de 20-30 cm e uma tendência de elevação desse indicador em relação às demais pastagens e à referência (Figura 5).

O primeiro componente (Dim1) da PCA explicou 43,67 % da variância dos dados e teve maior influência das variáveis RP (positivamente), MAC e Ksat (negativamente). O segundo componente (Dim2) explicou 33,70 % da variância dos dados e teve maior influência de TP, SOM, dry-MWD (positivamente) e BD (negativamente). Todos os pontos da NV

receberam *scores* negativos para o PC1 e se associaram a maiores valores de Ksat e MAC, variáveis de grande relevância para o PC1. O gráfico ainda permite notar uma separação entre as áreas que contém árvores, NV e ILF, e os sistemas RHS e RMS, por ambos os componentes principais, visto que os pontos dessas áreas se localizaram principalmente em quadrantes opostos do gráfico (Figura 6).

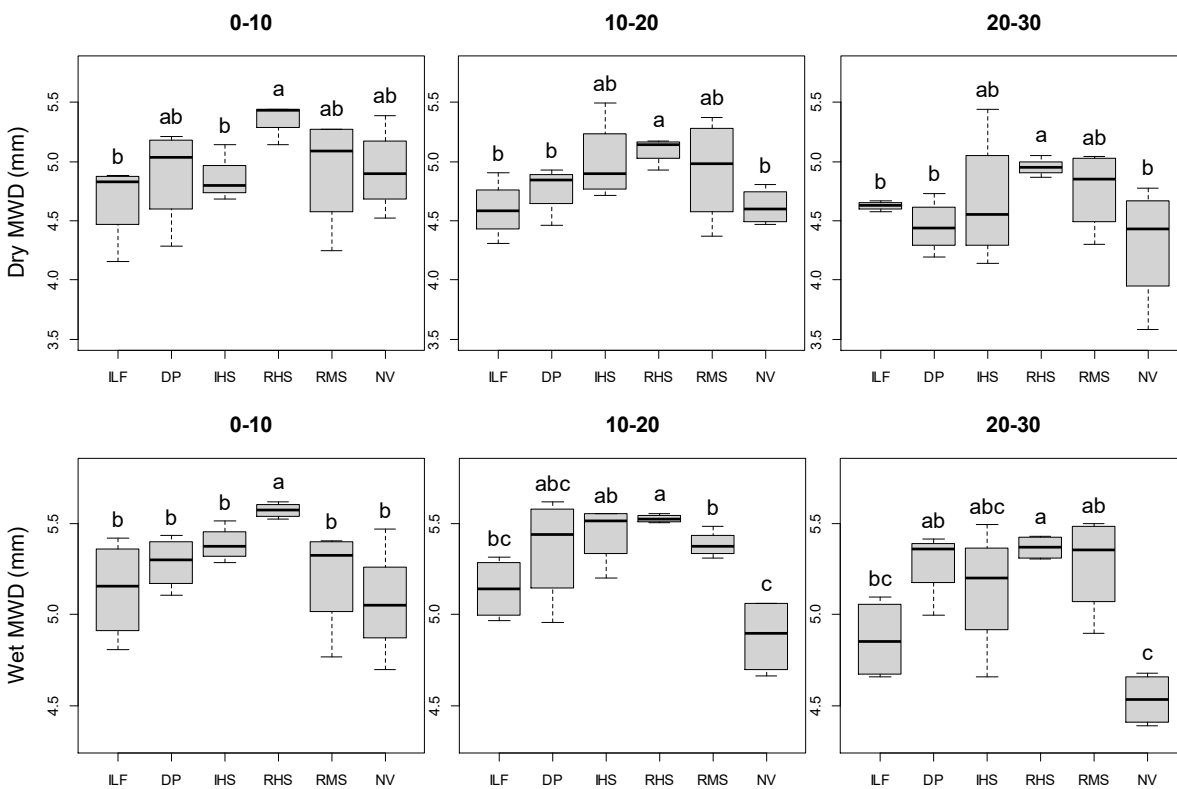


Figura 4. Boxplots dos resultados do diâmetro médio ponderado realizado por via seca (Dry MWD) e por via úmida (Wet MWD) nas três profundidades dos sistemas avaliados. Letras iguais na mesma profundidade indicam que não há diferença significativa pelo teste de Mann-Whitney ($p < 0,05$). ILF: sistema de integração pecuária-floresta com árvores nativas; DP: pastagem degradada; IHS: pastagem irrigada com alta taxa de lotação; RHS: pastagem em sequeiro com alta taxa de lotação; RMS: pastagem em sequeiro com moderada taxa de lotação; NV: vegetação nativa.

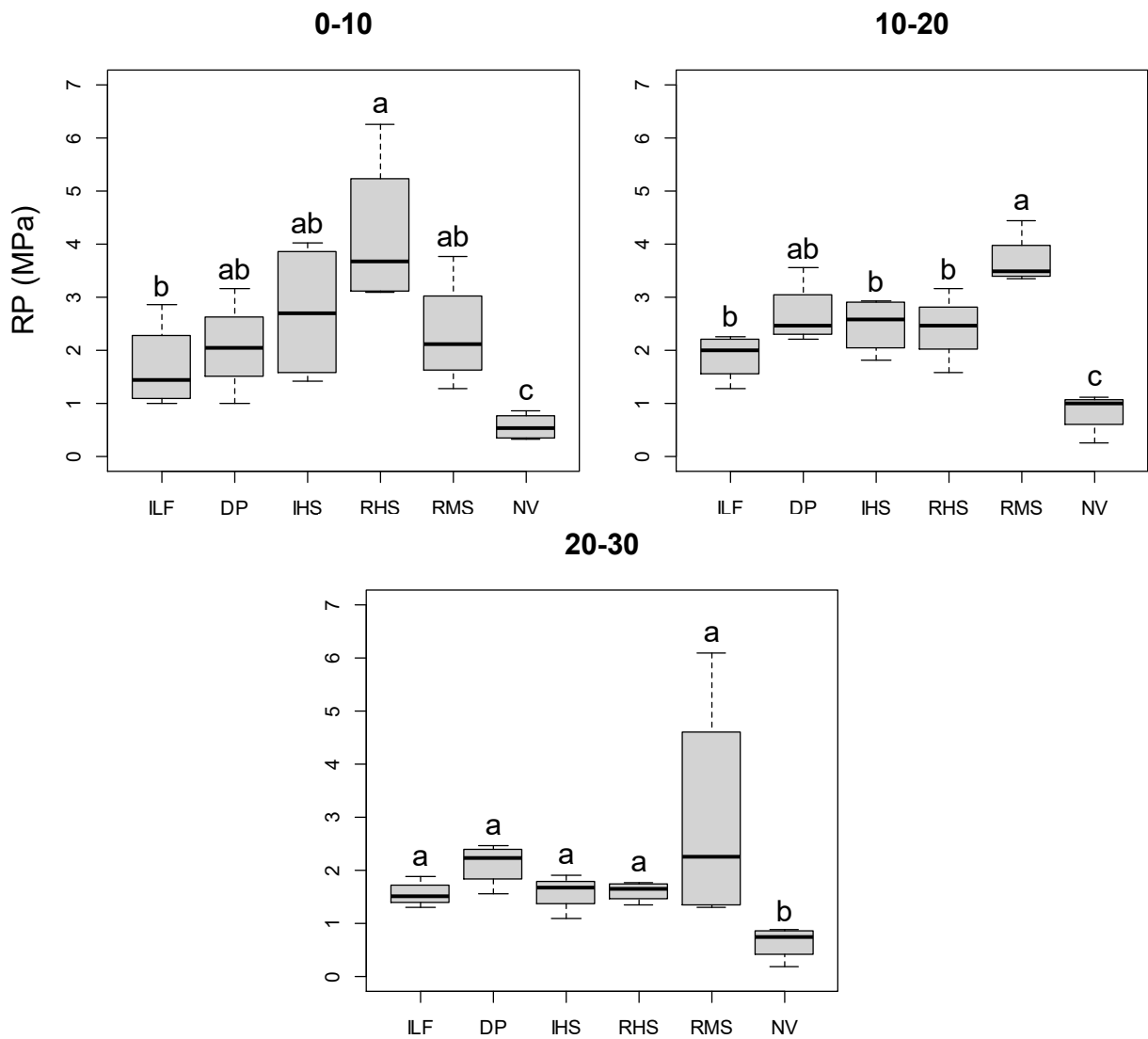


Figura 5. Boxplots dos resultados da resistência do solo à penetração nas três profundidades dos sistemas avaliados. Letras iguais na mesma profundidade indicam que não há diferença significativa pelo teste de Mann-Whitney ($p < 0,05$). ILF: sistema de integração pecuária-floresta com árvores nativas; DP: pastagem degradada; IHS: pastagem irrigada com alta taxa de lotação; RHS: pastagem em sequeiro com alta taxa de lotação; RMS: pastagem em sequeiro com moderada taxa de lotação; NV: vegetação nativa.

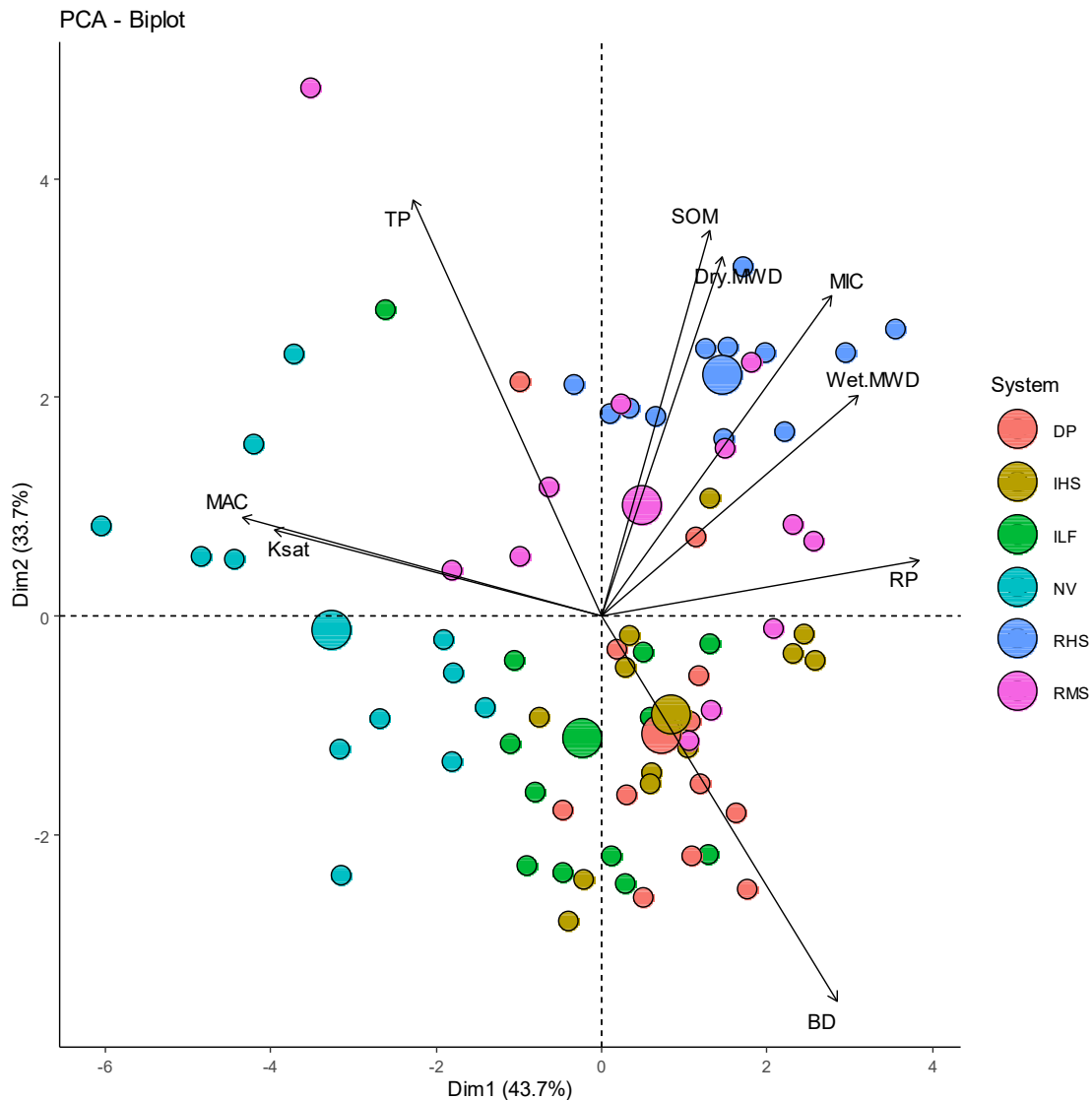


Figura 6. Análise de componentes principais (PCA) com indicadores de qualidade do solo (setas) e *scores* da PCA (pontos) para cada local amostrado no estudo. Os círculos maiores representam a média dos 12 pontos de cada sistema avaliado. Cada círculo pequeno representa uma repetição. ILF: sistema de integração pecuária-floresta com árvores nativas; DP: pastagem degradada; IHS: pastagem irrigada com alta taxa de lotação; RHS: pastagem em sequeiro com alta taxa de lotação; RMS: pastagem em sequeiro com moderada taxa de lotação; NV: vegetação nativa.

Os resultados encontrados para as funções do solo e o índice de qualidade física do solo (SPQI) apontaram uma redução da qualidade física para todos os sistemas de pastagem em relação à área de referência, NV (Tabela 2). Tais resultados eram esperados, considerando as análises isoladas de cada um dos indicadores. O sistema IHS foi o que apresentou o pior resultado para a $f(i)$, indicando que nesse sistema há um maior prejuízo para o desenvolvimento radicular. Para o RHS e RMS, embora tenha apresentado scores mais baixos para RP, os resultados de BD compensaram e conferiram um melhor resultado para essa função. Para a $f(ii)$, os sistemas DP, IHS e RMS não apresentaram diferenças estatísticas em

relação à referência, demonstrando uma boa capacidade do solo de fornecer água para as plantas e fauna edáfica nessas áreas. Por outro lado, o RHS apresentou os piores resultados, devido principalmente aos baixos valores de Ksat. Para a $f(\text{iii})$, novamente, todas as pastagens apresentaram redução significativa em relação à NV e o RHS foi o que apresentou os piores resultados, com baixos valores de SAC e MAC. Ao integrar todos os valores em um SPQI, temos que os sistemas ILF, DP, IHS e RMS apresentaram valores estatisticamente semelhantes, superiores ao do RHS e inferiores ao da referência. Semelhantemente à análise do componente 1 da PCA, o ILF foi o que apresentou o resultado mais próximo ao da NV e o RHS foi o que apresentou os piores resultados.

Tabela 2. Mediana seguida do intervalo interquartil das funções do solo. $f(\text{i})$: suporte ao crescimento radicular; $f(\text{ii})$: disponibilização de água para plantas e fauna edáfica; $f(\text{iii})$: troca de gases entre solo e atmosfera) e do índice de qualidade física do solo (SPQI) dos sistemas avaliados. Letras iguais na mesma profundidade indicam que não há diferença significativa pelo teste de Mann-Whitney ($p < 0,05$). ILF: sistema de integração pecuária-floresta com árvores nativas; DP: pastagem degradada; IHS: pastagem irrigada com alta taxa de lotação; RHS: pastagem em sequeiro com alta taxa de lotação; RMS: pastagem em sequeiro com moderada taxa de lotação; NV: vegetação nativa.

| | $f(\text{i})$ | $f(\text{ii})$ | $f(\text{iii})$ | SPQI |
|-----|--------------------|--------------------|--------------------|-------------------|
| ILF | 0.45 ± 0.04 bc | 0.45 ± 0.01 b | 0.55 ± 0.01 b | 0.48 ± 0.02 b |
| DP | 0.41 ± 0.01 bc | 0.46 ± 0.06 a | 0.55 ± 0.01 bc | 0.47 ± 0.02 b |
| IHS | 0.42 ± 0.02 c | 0.45 ± 0.04 ab | 0.55 ± 0.02 bc | 0.47 ± 0.01 b |
| RHS | 0.46 ± 0.03 b | 0.34 ± 0.01 c | 0.46 ± 0.01 d | 0.42 ± 0.01 c |
| RMS | 0.45 ± 0.01 bc | 0.40 ± 0.04 ab | 0.53 ± 0.01 c | 0.46 ± 0.02 b |
| NV | 0.60 ± 0.14 a | 0.48 ± 0.08 ab | 0.68 ± 0.04 a | 0.59 ± 0.09 a |

5 DISCUSSÃO

Todos os sistemas de pastejo apresentaram uma tendência de aumento da BD em relação à referência (Figura 1), o que é frequentemente reportado na literatura como consequência do pisoteio do gado e associado à redução da macroporosidade (Byrnes et al., 2018; de Sousa Neto et al., 2014; Patiño et al., 2021). Por outro lado, como mencionado anteriormente, é possível notar que o comportamento da BD entre os tratamentos é divergente de outros indicadores físicos de qualidade do solo, como Ksat e MAC. O RHS, por exemplo, apresentou os menores valores de BD entre os sistemas de pastagem nas profundidades de 10-20 e 20-30 cm ao passo que apresentou os menores valores de MAC e Ksat. Nesse sistema é possível notar que os macroporos foram transformados em microporos, provavelmente em maior quantidade, e resultou na manutenção da porosidade total em relação à referência. A BD, embora seja um dos principais indicadores avaliados em estudos de qualidade do solo (Bünemann et al., 2018; Valani et al., 2020), pode mascarar atributos relacionados ao armazenamento e transporte de água, já que a continuidade, formato e tamanho dos poros pode variar sem necessariamente afetar a porosidade total e a densidade do solo (Alaoui et al., 2011; Rab et al., 2014; Rabot et al., 2018).

É importante destacar que foi observada uma diferença no conteúdo de argila entre os sistemas (Tabela 1). O RHS e a NV apresentaram aproximadamente 26 % a mais de argila que os demais sistemas. Essa é uma característica de grande influência na estruturação do solo e pode estar relacionada aos resultados encontrados (Bronick e Lal, 2005). Por exemplo, a redução da macroporosidade e o aumento da microporosidade observados no sistema RHS em relação às demais pastagens podem estar relacionados ao teor elevado de argila nesse sistema. Por outro lado, esse fenômeno não se repetiu na área de referência, onde o teor de argila é praticamente igual ao do RHS. Dessa forma, embora tenha um efeito da textura sobre a estruturação do solo, ainda é possível inferir que está ocorrendo um processo de compactação nessa área causado pelo manejo.

A redução da MAC em pastagens já é relatada na literatura e está associada ao processo de compactação causado pelo pisoteio do gado. Reduções de até 83 % da MAC em áreas onde o gado tinha acesso livre (Kurz et al., 2006) e valores inferiores ao limite crítico de 10 % (Cherubin et al., 2016) já foram relatados. Em nosso estudo, somente os sistemas IHS e RHS apresentaram, em superfície, valores de MAC inferiores ao limite crítico de 10 % (Figura 3), relacionado à aeração do solo, difusão de gases e desenvolvimento vegetal (Drewry et al., 2008; Xu et al., 1992). A MAC corresponde ao volume de poros que possuem

diâmetro maior que 50 μm (Almeida et al., 2017) e, por ser mais suscetível à compactação, é considerado um ótimo indicador da condição física do solo (Ball et al., 2007; Drewry et al., 2008).

É importante destacar que os sistemas que apresentaram redução significativa da MAC em superfície foram IHS e RHS, ambos cultivados com *Megathyrus maximum* e com taxas de lotação mais elevadas. Semelhantemente, Leão et al. (2004) observaram que pastagens cultivadas com essa espécie apresentaram qualidade física inferior a pastagens com *Urochloa brizantha*, mesmo a última sendo manejada sob pastejo contínuo. Isso que pode estar associado ao hábito de crescimento cespitoso do *M. maximum*, que forma áreas entre as touceiras que ficam descobertas e são mais suscetíveis ao pisoteio. Além disso, a intensificação do pastejo associada ao aumento da carga animal pode trazer prejuízos para a qualidade física do solo, com aumento da BD, redução da MAC, TP e infiltração (de Andrade Bonetti et al., 2019).

A razão entre a umidade volumétrica do solo e a porosidade total corresponde ao atributo físico chamado espaço poroso preenchido por água (WFPS, na sigla em inglês), que está associado a produção vegetal e funções ambientais do solo pois afeta a respiração das raízes e processos microbiológicos (Wienhold et al., 2009). No presente estudo, todos os sistemas de pastejo apresentaram valores de WFPS superiores a 0.70 a uma tensão de -6 kPa, assim como observado por Cherubin et al. (2016) em áreas de pastagem, o que indica uma tendência à ocorrência de excesso de água no solo, devido à maior retenção de água, levando a uma redução da respiração das raízes e aumento da desnitrificação. Os valores de WFPS no sistema RHS foram os maiores entre os tratamentos, superando 0.80 nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm.

O método de cálculo da TP leva em consideração a densidade do solo e de partículas. Portanto, os valores encontrados para TP não retratam fielmente o funcionamento hídrico do solo, pois não dá informações a respeito de formato, tamanho, continuidade e conectividade dos poros (Rab et al., 2014; Rabot et al., 2018). Além disso a TP é menos sensível à compactação do que a MAC. Isso porque, até certo nível de compactação, os agregados permanecem intactos, e somente a porosidade entre agregados é afetada pelo processo, onde os macroporos são transformados em meso e microporos, de menor tamanho e em maior quantidade, não afetando assim o volume total de poros (Alaoui et al., 2011).

A redução do tamanho dos poros e de sua continuidade afeta diretamente a K_{sat} do solo (Alaoui et al., 2011). Por isso, como esperado, os sistemas RHS e IHS, que apresentaram simultaneamente menores valores de MAC e maiores de MIC em superfície, foram os que

apresentaram piores valores de Ksat (Figuras 2 e 3). Em 10-20 cm não houve diferença estatística entre os tratamentos e em 20-30 cm não houve diferença entre as pastagens (Figura 2). Se considerarmos o menor valor entre as três profundidades para classificação dos sistemas quanto às classes de condutividade hidráulica saturada (Soil Science Division Staff, 2017), considerando que estes serão os maiores limitantes para a percolação de água no solo, temos que IHS e RHS podem ser classificados como “*moderately high*” (entre 3.60 e 36.0 mm h⁻¹) e ILF, DP, RMS e NV podem ser classificados como “*high*” (de 36.0 a 360.0 mm h⁻¹).

Os valores de infiltração medidos em campo e da Ksat em superfície estão de acordo com os resultados da MAC (Figuras 2 e 3), corroborando a discussão apresentada a respeito do tamanho e continuidade de poros afetando a Ksat do solo. A redução da infiltração em pastagens pode variar de 25 a 50 % a depender da taxa de lotação, o que se reflete em maior escoamento superficial e erosão, perda de nutrientes e redução da água disponível para as plantas (Greenwood e McKenzie, 2001). Novamente os sistemas mais intensivos apresentam valores mais preocupantes para este atributo. Por outro lado, a taxa de infiltração encontrada para DP surpreende por não se diferenciar da NV e ser um sistema extensivo, sem receber manejo adequado. Porém, embora seja manejado sob pastejo contínuo, a taxa de lotação é baixa (1.1 a 1.4 AU ha⁻¹), o que pode explicar o menor impacto à taxa de infiltração e à macroporosidade na superfície do solo sob esse sistema (de Andrade Bonetti et al., 2019).

O aumento da estabilidade de agregados em áreas de pastagem já foi observado em outros estudos (Cherubin et al., 2016; Polanía-Hincapié et al., 2021), e pode ser associado à liberação de exsudatos pelas raízes, estímulo da atividade microbiológica (Vial A. e Sandoval Estrada, 2015) e aumento do teor de matéria orgânica (Polanía-Hincapié et al., 2021). Porém, entre os tratamentos do nosso estudo, é importante destacar que o RHS apresenta sinais de compactação, como valores elevados de RP e MIC, e valores reduzidos de MAC e Ksat (Figuras 2, 3 e 5). O aumento do MWD dos agregados nesse sistema pode ser então explicado pelo processo de coalescência de agregados, causado por forças compressivas (tráfego de animais ou máquinas), que geram agregados maiores, mais resistentes e coesos, o que pode conferir ao solo maior resistência à erosão, porém prejudica o desenvolvimento radicular (Blanco-Canqui et al., 2010; Liebigh et al., 1993). Dessa forma, é importante destacar que o sistema ILF foi o único a manter os valores de MWD (WET e DRY) próximos aos da área de referência nas três profundidades analisadas.

A resistência do solo à penetração é um atributo altamente sensível ao pisoteio animal e está associada ao processo de compactação. É um indicador de fácil medição a

campo e que, juntamente com dados de umidade, permite uma predição confiável da compactação e capacidade de carga do solo, o que auxilia na tomada de decisão no manejo de áreas de pastagem (Benevenuto et al., 2020; Hamza e Anderson, 2005). No presente estudo, todos os sistemas de pastejo apresentaram elevação significativa da RP em relação à referência (Figura 5), porém, se considerarmos o valor de 2.0 MPa como valor crítico para o desenvolvimento radicular (Merotto Junior e Mundstock, 1999; Taylor et al., 1966), somente o ILF manteve o solo em condições adequadas. Semelhantemente, Mayerfeld et al. (2021) observaram que a presença de gado em áreas arborizadas e de integração pecuária-floresta causaram aumento da RP e redução da infiltração em relação à área sem pastejo. Porém, os valores encontrados também não atingiram limites críticos, demonstrando que a presença de árvores em áreas de pastagem pode auxiliar na manutenção da qualidade do solo, mantendo os valores de RP abaixo do nível crítico. É importante destacar que a presença de animais na área não traz exclusivamente prejuízos. Existem também efeitos positivos, como aumento da produção de raízes, estabilização de agregados, formação de macroporos e estímulo de atividade biológica, que são associados ao pastejo e deposição de fezes e urina. Porém, esses efeitos podem ser superados quando as taxas de lotação estão acima da capacidade de suporte do solo e da forrageira (Rauber et al., 2021).

Pelo gráfico da PCA é possível observar que houve uma separação mais clara dos sistemas RHS e RMS dos demais pelo componente 2 (Figura 6). Pode-se observar que esse componente é principalmente afetado positivamente pela TP e negativamente pela BD, atributos esses com alta correlação negativa, o que pode ser constatado pela posição oposta das flechas no gráfico, e é explicado pela forma de cálculo do TP, como mencionado anteriormente. Além disso, há uma forte correlação do PC2 com a SOM. Já o PC1 tem forte correlação com MAC, Ksat e RP. Considerando que MAC e Ksat tem uma maior relação com o funcionamento hídrico do solo e que a BD, embora seja um importante indicador de compactação, não seja capaz de indicar mudanças na conectividade e distribuição dos poros (Alaoui et al., 2011), acreditamos que a análise do PC1 pode ser mais representativa do funcionamento físico-hídrico do solo. Dessa forma, pela localização dos pontos médios (círculos maiores) de cada tratamento no gráfico da PCA (Figura 6), é possível traçar uma linha de qualidade física do solo associada às funções $f(i)$ e $f(ii)$ (disponibilizar água para plantas e fauna edáfica e permitir troca de gases entre o solo e a atmosfera), que seria: $NV > ILF > RMS > PD > IHS > RHS$. Como o PC1 é positivamente afetado por RP e negativamente afetado por MAC e Ksat, podemos inferir que os escores menores estão associados a solos com melhor qualidade física.

É importante destacar que os valores encontrados na área de referência para as três funções do solo e o SPQI não foram necessariamente altos, o que se deve à grande variedade dos dados nessa área, que pode ser notada nos boxplots. Essa variabilidade encontrada principalmente na área de mata nativa reflete a heterogeneidade da cobertura vegetal que exerce grande influência nas variações temporais e espaciais dos atributos do solo, o que é menos pronunciado nas áreas de pastagem (Blackburn et al., 1992).

O sistema IHS apresentou os piores resultados para $f(i)$ e o RHS apresentou as piores performances para $f(ii)$, $f(iii)$ e o SPQI. Tais sistemas são os mais intensivos, com maior taxa de lotação (aprox. 6.3 e 4.5 AU ha⁻¹, respectivamente) e cultivados com uma espécie de crescimento cespitoso (*Megathyrus maximum*). Sistemas mais intensivos e com maior taxa de lotação já demonstraram serem mais danosos à qualidade física do solo e à produção vegetal, o que é explicado pelo maior pastejo e pisoteio do gado (Byrnes et al., 2018; Drewry et al., 2008). Ademais, espécies de crescimento cespitoso formam áreas descobertas entre as touceiras, que são mais suscetíveis ao pisoteio do gado (Costa et al., 2012). Imhoff et al. (2000) encontraram valores mais elevados de BD e RP nas áreas entre touceiras em relação às áreas abaixo das touceiras, o que é associado às diferenças de exposição ao pisoteio do gado e quantidade de raízes entre essas áreas. É importante destacar que, embora o IHS seja mais intensivo, com maior taxa de lotação, não parece apresentar uma maior deterioração dos atributos físicos analisados, o que pode estar relacionado ao consórcio com aveia e azevém realizado no outono. O consórcio de *Megathyrus maximum* com *Stylosanthes* spp. já se mostrou uma boa alternativa para manutenção da condição física do solo em relação ao cultivo de *M. maximum* sozinho (Ferreira et al., 2018).

Outro sistema que merece destaque é o ILF, que demonstrou maior proximidade da NV pelo PC1 da análise de componentes principais e pelo SPQI. Tal sistema se diferencia do RMS pela presença de árvores nativas de cinco espécies, cultivadas em renques de três linhas (2.5 x 2.5 m), distanciados entre si em 17 m. A presença das árvores parece estar contribuindo para a manutenção da qualidade física do solo nessa área, o que pode ser explicado pelo maior aporte de serrapilheira à superfície e pelas raízes vivas e em decomposição, que formam fluxos preferenciais verticais de água no solo (Freitas et al., 2020; Noguchi et al., 1999, 1997). Além disso, em áreas de vegetação nativa e, em certo nível, no sistema ILF, a variabilidade de espécies e, conseqüentemente, de sistemas radiculares (diâmetro, formato e profundidade de raízes) contribui para uma melhoria da estruturação do solo (da Andrade et al., 2009; Nicodemo et al., 2018). Por outro lado, o sombreamento causado pelas árvores pode prejudicar o desenvolvimento da forrageira, principalmente em espaçamentos menores,

afetando negativamente a qualidade física do solo, como relatado por Nascimento et al. (2019).

É importante destacar que há uma variedade de espécies e arranjos possíveis para se estabelecer um sistema de integração e que a presença das árvores afeta heterogeneamente o solo. Magalhães et al. (2018) observaram que o sistema de integração com Eucalyptus (*Eucalyptus urograndis*) promoveu um aumento na porosidade e redução da densidade do solo em relação aos sistemas com Teca (*Tectona grandis*) e Pau-balsa (*Ochruma pyramidale*) e que sistemas com linhas triplas de árvores promoveram uma maior degradação da qualidade física do solo. Borges et al. (2019) observaram que há um aumento da compactação do solo e redução da estabilidade de agregados na superfície do solo mais próxima das linhas de árvores, o que pode ser associado à busca do gado pela sombra, aumentando a compactação dessa área. Dessa forma, é importante a realização de estudos com diferentes espécies e arranjos de forma a permitir uma tomada de decisão mais adequada para cada condição edafo-climática.

Como destacado por Lemaire et al. (2014), *“our challenge in agricultural sciences is to replace the old paradigm based on simplification and standardization of production systems for optimizing productivity per unit of human labor with a new paradigm based on emphasis of diversity at field, farm and landscape scale to optimize productivity per unit of natural resource utilization through spatial and temporal interactions among landscape ecosystem components”*. Considerando isso, o sistema ILF se destaca como uma alternativa potencial de produção mais diversa que, além da manutenção da qualidade física do solo descrita neste trabalho, pode promover melhorias em atributos químicos e biológicos, através da ciclagem de nutrientes, sequestro de carbono e promoção da atividade biológica (Lemaire et al., 2014).

6 CONCLUSÕES

O sistema de integração pecuária-floresta com árvores nativas demonstrou potencial em mitigar os danos à qualidade física do solo causados pela conversão de vegetação nativa em pastagens, o que foi observado nos atributos testados, assim como no SPQI e na PCA. A presença de árvores no sistema ILF demonstrou afetar positivamente a qualidade do solo pois se aproximou mais da área de referência (NV) do que o sistema RMS, com o qual compartilha semelhantes taxas de lotação, tempo de pastejo e descanso, espécie de forrageira e adubação nitrogenada.

Os sistemas RMS e PD apresentaram resultados medianos entre os sistemas, variando a tendência observada nas análises gerais (PCA e SPQI) e isoladas dos indicadores. Por outro lado, o sistema RHS demonstrou uma maior degradação física do solo entre todos os sistemas, principalmente para as funções de disponibilização de água e aeração do solo. Isso parece demonstrar que o consórcio de *M. maximum* com aveia e azevém no sistema IHS auxilia na manutenção da estrutura do solo em comparação com o cultivo de *M. maximum* sozinho (RHS), que expõe parte do solo ao pisoteio animal, intensificando o processo de compactação.

É importante a realização de novos estudos em áreas de integração em que se testem diferentes sistemas, arranjos e espécies afim de se entender melhor as limitações e potenciais dessa prática e permitir uma melhor tomada de decisão em cada situação. Além disso, novos estudos podem ser realizados para se testar o potencial do consórcio de espécies com crescimento cespitoso com forrageiras para se reduzir os danos à qualidade física do solo em áreas de pastagem com manejo intensivo e elevadas taxas de lotação.

REFERÊNCIAS

- Acosta-Martínez, V., Zobeck, T.M., Allen, V., 2004. Soil Microbial, Chemical and Physical Properties in Continuous Cotton and Integrated Crop-Livestock Systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 1875–1884. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1875>
- Alaoui, A., Lipiec, J., Gerke, H.H., 2011. A review of the changes in the soil pore system due to soil deformation: A hydrodynamic perspective. *Soil Tillage Res.* 115–116, 1–15. <https://doi.org/10.1016/J.STILL.2011.06.002>
- Almeida, B.G. de, Freitas, P.L. de, Teixeira, Wenceslau Guiraldes, Viana, J.H.M., Donagemma, Guilherme Kangussu, 2017. Porosidade, in: Teixeira, P.C., Donagemma, G. K., Fontana, A., Teixeira, W. G. (Eds.), *Manual de Métodos de Análise de Solo*. Embrapa, Brasília, pp. 82–94.
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., De Moraes Gonçalves, J.L., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Zeitschrift* 22, 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Alves, B.J.R., Madari, B.E., Boddey, R.M., 2017. Integrated crop–livestock–forestry systems: prospects for a sustainable agricultural intensification. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 108, 1–4. <https://doi.org/10.1007/s10705-017-9851-0>
- Andrews, S.S., Karlen, D.L., Cambardella, C.A., 2004. The Soil Management Assessment Framework. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 1945–1962. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1945>
- Andrews, S.S., Karlen, D.L., Mitchell, J.P., 2002. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. *Agric. Ecosyst. Environ.* 90, 25–45. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00174-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00174-8)
- Assis, P.C.R., Stone, L.F., Medeiros, J.C., Madari, B.E., Oliveira, J.D.M., Wruck, F.J., 2015. Atributos físicos do solo em sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta. *Rev. Bras. Eng. Agrícola e Ambient.* 309–316.
- Bagarello, V., Prima, S. Di, Iovino, M., 2014. Comparing Alternative Algorithms to Analyze the Beerkan Infiltration Experiment. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 78, 724–736. <https://doi.org/10.2136/SSSAJ2013.06.0231>
- Balbino, L.C., Barcellos, A. de O., Stone, L.F., 2011. *Marco referencial : integração lavoura-pecuária-floresta*, Embrapa.
- Ball, B.C., Watson, C.A., Baddeley, J.A., 2007. Soil physical fertility, soil structure and rooting conditions after ploughing organically managed grass/clover swards. *Soil Use Manag.* 23, 20–27. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2006.00059.x>
- Baronti, S., Ungaro, F., Maienza, A., Ugolini, F., Lagomarsino, A., Agnelli, A.E., Calzolari, C., Pisseri, F., Robbiati, G., Vaccari, F.P., 2022. Rotational pasture management to increase the sustainability of mountain livestock farms in the Alpine region. *Reg. Environ. Chang.* 22, 1–12. <https://doi.org/10.1007/s10113-022-01896-1>
- Benevenuto, P.A.N., de Moraes, E.G., Souza, A.A., Vasques, I.C.F., Cardoso, D.P., Sales, F.R., Severiano, E.C., Homem, B.G.C., Casagrande, D.R., Silva, B.M., 2020. Penetration resistance: An effective indicator for monitoring soil compaction in pastures. *Ecol. Indic.* 117, 106647. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2020.106647>
- Blackburn, W.H., Pierson, F.B., Hanson, C.L., Thurow, T.L., Hanson, A.L., 1992. Spatial and temporal influence of vegetation on surface soil factors in semiarid rangelands. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.* 35, 479–486. <https://doi.org/10.13031/2013.28624>

- Blanco-Canqui, H., Claassen, M.M., Stone, L.R., 2010. Controlled Traffic Impacts on Physical and Hydraulic Properties in an Intensively Cropped No-Till Soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74, 2142–2150. <https://doi.org/10.2136/SSSAJ2010.0061>
- Borges, W.L.B., Calonego, J.C., Rosolem, C.A., 2019. Impact of crop-livestock-forest integration on soil quality. *Agrofor. Syst.* 93, 2111–2119. <https://doi.org/10.1007/S10457-018-0329-0/TABLES/5>
- BRASIL, da Agricultura, P. e A., 2021. Plano setorial para adaptação à mudança do clima e baixa emissão de carbono na agropecuária 2020-2030: plano operacional.
- Bronick, C.J., Lal, R., 2005. Soil structure and management: A review. *Geoderma*. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>
- Bünemann, E.K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R.E., De Deyn, G., de Goede, R., Fleskens, L., Geissen, V., Kuyper, T.W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., van Groenigen, J.W., Brussaard, L., 2018. Soil quality – A critical review. *Soil Biol. Biochem.* <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Byrnes, R.C., Eastburn, D.J., Tate, K.W., Roche, L.M., 2018. A Global Meta-Analysis of Grazing Impacts on Soil Health Indicators. *J. Environ. Qual.* 47, 758–765. <https://doi.org/10.2134/JEQ2017.08.0313>
- Calderano Filho, B., Santos, H.G., Fonseca, O.O.M., Santos, R.D., Primavesi, O., Primavesi, A.C., 1998. Os solos da Fazenda Canchim, Centro de Pesquisa de Pecuária do Sudeste, São Carlos, SP: Levantamento semidetalhado, propriedades e potenciais. Embrapa-CNPS, São Carlos.
- Cherubin, M.R., Karlen, D.L., Franco, A.L.C., Tormena, C.A., Cerri, C.E.P., Davies, C.A., Cerri, C.C., 2016. Soil physical quality response to sugarcane expansion in Brazil. *Geoderma* 267, 156–168. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2016.01.004>
- Costa, M.A.T., Tormena, C.A., Lugão, S.M.B., Fidalski, J., do Nascimento, W.G., de Medeiros, F.M., 2012. Resistência do solo à penetração e produção de raízes e de forragem em diferentes níveis de intensificação do pastejo. *Rev. Bras. Ciência do Solo* 36, 993–1004. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000300029>
- Costa, M.P., Schoeneboom, J.C., Oliveira, S.A., Viñas, R.S., de Medeiros, G.A., 2018a. A socio-eco-efficiency analysis of integrated and non-integrated crop-livestock-forestry systems in the Brazilian Cerrado based on LCA. *J. Clean. Prod.* 171, 1460–1471. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.063>
- Costa, M.P., Schoeneboom, J.C., Oliveira, S.A., Viñas, R.S., de Medeiros, G.A., 2018b. A socio-eco-efficiency analysis of integrated and non-integrated crop-livestock-forestry systems in the Brazilian Cerrado based on LCA. *J. Clean. Prod.* 171, 1460–1471. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2017.10.063>
- Cubbage, Frederick, Balmelli, Gustavo, Bussoni, Adriana, Noellemeyer, E., Pachas, A.N., Fassola, H., Colcombet, L., Rossner, Belén, Frey, Gregory, Dube, Francis, Lopes De Silva, M., Stevenson, H., Hamilton, James, Hubbard, William, Cubbage, F, Stevenson, Á.H., Balmelli, G, Bussoni, A, Nacional, U., Pampa, L., Rosa, S., Pachas, A.A.N., Fassola, Á.H., Colcombet, Á.L., Rossner, B, Frey, G, Dube, F, Hamilton, J, Hubbard, W, 2012. Comparing silvopastoral systems and prospects in eight regions of the world 86, 303–314. <https://doi.org/10.1007/s10457-012-9482-z>
- D’Haene, K., 2012. An indicator for soil physical quality in integrated sustainability assessment models. <https://doi.org/10.1080/03650340.2012.693602> 58. <https://doi.org/10.1080/03650340.2012.693602>

- da Andrade, R.S., Stone, L.F., da Silveira, P.M., 2009. Culturas de cobertura e qualidade física de um Latossolo em plantio direto. *Rev. Bras. Eng. Agrícola e Ambient.* 13, 411–418. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662009000400007>
- da Silva, R.F., de Fátima Guimarães, M., de Aquino, A.M., Mercante, F.M., 2011. Análise conjunta de atributos físicos e biológicos do solo sob sistema de integração lavoura-pecuária. *Pesqui. Agropecu. Bras.* 46, 1277–1283. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2011001000023>
- de Andrade Bonetti, J., Anghinoni, I., Ivonir Gubiani, P., Cecagno, D., de Moraes, M.T., 2019. Impact of a long-term crop-livestock system on the physical and hydraulic properties of an Oxisol. *Soil Tillage Res.* 186, 280–291. <https://doi.org/10.1016/J.STILL.2018.11.003>
- de Sousa Neto, E.L., Andrioli, I., de Almeida, R.G., Macedo, M.C.M., Lal, R., 2014. Physical quality of an Oxisol under an integrated crop-livestock-forest system in the Brazilian Cerrado. *Rev. Bras. Ciência do Solo* 38, 608–618. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000200025>
- Derner, J.D., Hunt, L., Filho, K.E., Ritten, J., Capper, J., Han, G., 2017. Livestock Production Systems, in: Briske, D. (Ed.), *Rangeland Systems*. Springer, New York, pp. 347–372. https://doi.org/10.1007/978-3-319-46709-2_10
- Dias-Filho, M.B., 2014. *Diagnóstico das Pastagens no Brasil*, 21st ed. Embrapa Amazônia Oriental, Belem, PA.
- Doran, J.W., Parkin, T.B., 1994. Defining and Assessing Soil Quality, in: *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. pp. 1–21. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub35.c1>
- Drewry, J.J., Cameron, K.C., Buchan, G.D., 2008. Pasture yield and soil physical property responses to soil compaction from treading and grazing - A review. *Aust. J. Soil Res.* 46, 237–256. <https://doi.org/10.1071/SR07125>
- Elrick, W.D., Reynolds, D.W., 2002. Pressure Infiltrometer, in: Dane, J.H., Clarke Topp, G. (Eds.), *Methods of Soil Analysis: Part 4 Physical Methods*, SSSA Book Series. Soil Science Society of America, Madison, WI, USA, pp. 826–836. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.4>
- Emmet-Booth, J.P., Forristal, P.D., Fenton, O., Ball, B.C., Holden, N.M., 2016. A review of visual soil evaluation techniques for soil structure. *Soil Use Manag.* 32, 623–634. <https://doi.org/10.1111/sum.12300>
- Ferreira, C.J.B., Tormena, C.A., Cecato, U., Franco, H.H.S., Moreira, W.H., Galbeiro, S., Ribeiro, O.L., 2018. Soil physical properties under a “Tanzânia” grass pasture fertilized with mineral nitrogen or intercropped with stylosanthes. *Pesqui. Agropecuária Bras.* 53, 478–486. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2018000400009>
- Flint, A.L., Flint, L.E., 2002. Particle density, in: Dane, J.H., Clarke Topp, G. (Eds.), *Methods of Soil Analysis: Part 4 Physical Methods*, SSSA Book Series. Soil Science Society of America, Madison, WI, USA, pp. 229–240. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.4>
- Flint, L.E., Flint, A.L., 2002. Porosity, in: Dane, J.H., Clarke Topp, G. (Eds.), *Methods of Soil Analysis: Part 4 Physical Methods*, SSSA Book Series. Soil Science Society of America, Madison, WI, USA, pp. 241–254. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.4>

- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science* (80-.). 309, 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Freitas, I.C. de, Ribeiro, J.M., Araújo, N.C.A., Santos, M.V., Sampaio, R.A., Fernandes, L.A., Azevedo, A.M., Feigl, B.J., Cerri, C.E.P., Frazão, L.A., 2020. Agrosilvopastoral Systems and Well-Managed Pastures Increase Soil Carbon Stocks in the Brazilian Cerrado. *Rangel. Ecol. Manag.* 73, 776–785. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2020.08.001>
- Greenwood, K.L., McKenzie, B.M., 2001. Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: a review. *Aust. J. Exp. Agric.* 41, 1231. <https://doi.org/10.1071/EA00102>
- Grossman, R.B., Reinsch, T.G., 2002. Bulk density, in: Dane, J.H., Clarke Topp, G. (Eds.), *Methods of Soil Analysis: Part 4 Physical Methods*, SSSA Book Series. Soil Science Society of America, Madison, WI, USA, pp. 201–228. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.4>
- Hamza, M.A., Anderson, W.K., 2005. Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil Tillage Res.* 82, 121–145. <https://doi.org/10.1016/J.STILL.2004.08.009>
- Haverkamp, R., Ross, P.J., Smettem, K.R.J., Parlange, J.Y., 1994. Three-dimensional analysis of infiltration from the disc infiltrometer: 2. Physically based infiltration equation. *Water Resour. Res.* 30, 2931–2935. <https://doi.org/10.1029/94WR01788>
- Houlbrooke, D.J., Paton, R.J., Littlejohn, R.P., Morton, J.D., 2011. Land-use intensification in New Zealand: effects on soil properties and pasture production. *J. Agric. Sci.* 149, 337–349. <https://doi.org/10.1017/S0021859610000821>
- Imhoff, S., Pires Da Silva, A., Tormena, C.A., 2000. Spatial heterogeneity of soil properties in areas under elephant-grass short-duration grazing system. *Plant Soil* 219, 161–168. <https://doi.org/10.1023/a:1004770911906>
- IUSS Working Group WRB, 2015. World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps, World Soil Resources Reports No. 106. Fao Rome, Rome.
- J. T. Ritchie, A. Gerakis, A. Suleiman, 1999. Simple model to estimate field-measured soil water limits. *Trans. ASAE* 42, 1609–1614. <https://doi.org/10.13031/2013.13326>
- Joyce, L.A., Briske, D.D., Brown, J.R., Polley, H.W., McCarl, B.A., Bailey, D.W., 2013. Climate Change and North American Rangelands: Assessment of Mitigation and Adaptation Strategies. *Rangel. Ecol. Manag.* 66, 512–528. <https://doi.org/10.2111/REM-D-12-00142.1>
- Karlen, D.L., Ditzler, C.A., Andrews, S.S., 2003. Soil quality: why and how? *Geoderma* 114, 145–156. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00039-9](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00039-9)
- Kotzé, E., Sandhage-Hofmann, A., Meinel, J.A., du Preez, C.C., Amelung, W., 2013. Rangeland management impacts on the properties of clayey soils along grazing gradients in the semi-arid grassland biome of South Africa. *J. Arid Environ.* 97, 220–229. <https://doi.org/10.1016/J.JARIDENV.2013.07.004>
- Kurz, I., O'Reilly, C.D., Tunney, H., 2006. Impact of cattle on soil physical properties and nutrient concentrations in overland flow from pasture in Ireland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 113, 378–390. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2005.10.004>

- Lassabatère, L., Angulo-Jaramillo, R., Soria Ugalde, J.M., Cuenca, R., Braud, I., Haverkamp, R., 2006. Beerkan Estimation of Soil Transfer Parameters through Infiltration Experiments-BEST. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 521–532. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0026>
- Leão, T.P., Silva, A.P., Macedo, M.C.M., Imhoff, S., Euclides, V.P.B., 2004. Intervalo hídrico ótimo na avaliação de sistemas de pastejo contínuo e rotacionado. *Rev. Bras. Ciência do Solo* 28, 415–422. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832004000300002>
- Lehmann, J., Bossio, D.A., Kögel-Knabner, I., Rillig, M.C., 2020. The concept and future prospects of soil health. *Nat. Rev. Earth Environ.* 1, 544–553. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8>
- Lemaire, G., Franzluebbers, A., Carvalho, P.C. de F., Dedieu, B., 2014. Integrated crop-livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. *Agric. Ecosyst. Environ.* 190, 4–8. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.08.009>
- Liebig, M.A., Jones, A.J., Mielke, L.N., Doran, J.W., 1993. Controlled Wheel Traffic Effects on Soil Properties in Ridge Tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 1061–1066. <https://doi.org/10.2136/sssaj1993.03615995005700040030x>
- Macedo, M.C.M., 2009. Integração lavoura e pecuária: o estado da arte e inovações tecnológicas. *Rev. Bras. Zootec.* 38, 133–146.
- Magalhães, W.A., Freddi, O.S., Amorim, R.S.S., Marchioro, V., Raimo, L.A.D.L. Di, Wruck, F.J., 2018. Integrated systems of agricultural production in the north of Mato Grosso and the physical properties of soil. *Nativa* 6, 722. <https://doi.org/10.31413/nativa.v6i0.6103>
- Mann, H.B., Whitney, D.R., 1947. On a Test of Whether one of Two Random Variables is Stochastically Larger than the Other. <https://doi.org/10.1214/aoms/1177730491> 18, 50–60. <https://doi.org/10.1214/AOMS/1177730491>
- Marchão, R.L., Balbino, L.C., Silva, E.M. da, Santos Junior, J. de D.G. dos, Sá, M.A.C. de, Vilela, L., Becquer, T., 2007. Qualidade física de um Latossolo Vermelho sob sistemas de integração lavoura-pecuária no Cerrado. *Pesqui. Agropecuária Bras.* 42, 873–882. <https://doi.org/10.1590/s0100-204x2007000600015>
- Maughan, M.W., Flores, J.P.C., Anghinoni, I., Bollero, G., Fernández, F.G., Tracy, B.F., 2009. Soil quality and corn yield under crop-livestock integration in Illinois. *Agron. J.* 101, 1503–1510. <https://doi.org/10.2134/agronj2009.0068>
- Mayerfeld, D., Kruger, E., Gildersleeve, R., Rickenbach, M., 2021. Impacts of different grazing approaches on woodland ecosystem properties. *Agrofor. Syst.* 1–14. <https://doi.org/10.1007/s10457-021-00707-6>
- Merotto Junior, A., Mundstock, C.M., 1999. Wheat root growth as affected by soil strength.
- Moebius-Clune, B.N., Moebius-Clune, D.J., Gugino, B.K., Idowu, O.J., Schindelbeck, R.R., Ristow, A.J., van Es, H.M., Thies, J.E., Shayler, H.A., McBride, M.B., Wolfe, D.W., Abawi, G.S., 2016. Comprehensive Assessment of Soil Health – The Cornell Framework Manual, Edition 3.1, Cornell University, Geneva, NY.
- Murgueitio, E., Calle, Z., Uribe, F., Calle, A., Solorio, B., 2011. Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle ranching lands. *For. Ecol. Manage.* 261, 1654–1663. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2010.09.027>

- Nascimento, D.M. do, Cavalieri-Polizeli, K.M.V., Silva, A.H. da, Favaretto, N., Parron, L.M., 2019. Soil physical quality under long-term integrated agricultural production systems. *Soil Tillage Res.* 186, 292–299. <https://doi.org/10.1016/J.STILL.2018.08.016>
- Nicodemo, M.L.F., Borges, W.L.B., De Souza, I.M.D., 2018. Physical soil attributes in four land use systems at São Carlos County, São Paulo State, Brazil. *Rev. Bras. Ciências Agrar.* 13, 1–7. <https://doi.org/10.5039/agraria.v13i2a5524>
- Nimmo, J.R., Perkins, K.S., 2002. Aggregate Stability and Size Distribution, in: Dane, J.H., Clarke Topp, G. (Eds.), *Methods of Soil Analysis: Part 4 Physical Methods*, SSSA Book Series. Soil Science Society of America, Madison, WI, USA, pp. 317–328. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.4>
- Noguchi, S., Nik, A.R., Kasran, B., Tani, M., Sammori, T., Morisada, K., 1997. Soil Physical Properties and Preferential Flow Pathways in Tropical Rain Forest, Bukit Tarek, Peninsular Malaysia. *J. For. Res.* 2, 115–120. <https://doi.org/10.1007/BF02348479>
- Noguchi, S., Tsuboyama, Y., Sidle, R.C., Hosoda, I., 1999. Morphological Characteristics of Macropores and the Distribution of Preferential Flow Pathways in a Forested Slope Segment. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 1413–1423. <https://doi.org/10.2136/sssaj1999.6351413x>
- Oliveira, P.P.A., Penati, M.A., Corsi, M., 2008. Correção do solo e fertilização de pastagens em sistemas intensivos de produção de leite. *Embrapa Pecuária Sudeste* 57.
- Otoni Filho, T.B., Otoni, M.V., Oliveira, M.B. de, Macedo, J.R. de, Reichardt, K., 2014. Revisiting Field Capacity (FC): variation of definition of FC and its estimation from pedotransfer functions. *Rev. Bras. Ciência do Solo* 38, 1750–1764. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000600010>
- Özcan, M., 2016. Effect of rotational grazing on some soil properties in Düzce of Turkey. *J. Fac. For. Istanbul Univ.* 67, 29–36. <https://doi.org/10.17099/jffiu.79331>
- Patiño, S., Hernández, Y., Plata, C., Domínguez, I., Daza, M., Oviedo-Ocaña, R., Buytaert, W., Ochoa-Tocachi, B.F., 2021. Influence of land use on hydro-physical soil properties of Andean páramos and its effect on streamflow buffering. *Catena* 202. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2021.105227>
- PlanoABC, 2012. Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura. Ministério da Agric. Pecuária e Abast.
- Polanía-Hincapié, K.L., Olaya-Montes, A., Cherubin, M.R., Herrera-Valencia, W., Ortiz-Morea, F.A., Silva-Olaya, A.M., 2021. Soil physical quality responses to silvopastoral implementation in Colombian Amazon. *Geoderma* 386, 114900. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2020.114900>
- Pulido, M., Schnabel, S., Francisco, J., Contador, L., Lozano-parra, J., González, F., 2016. The impact of heavy grazing on soil quality and pasture production in rangelands of SW Spain. *L. Degredation Dev.*
- Rab, M.A., Haling, R.E., Aarons, S.R., Hannah, M., Young, I.M., Gibson, D., 2014. Evaluation of X-ray computed tomography for quantifying macroporosity of loamy pasture soils. *Geoderma* 213, 460–470. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2013.08.037>
- Rabot, E., Wiesmeier, M., Schlüter, S., Vogel, H.J., 2018. Soil structure as an indicator of soil functions: A review. *Geoderma* 314, 122–137. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2017.11.009>

- Rauber, L.R., Sequinatto, L., Kaiser, D.R., Bertol, I., Baldissera, T.C., Garagorry, F.C., Sbrissia, A.F., Pereira, G.E., Pinto, C.E., 2021. Soil physical properties in a natural highland grassland in southern Brazil subjected to a range of grazing heights. *Agric. Ecosyst. Environ.* 319. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2021.107515>
- Reynolds, W., Bowman, B., Drury, C., Tan, C., Lu, X., 2002. Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters. *Geoderma* 110, 131–146. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00228-8](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00228-8)
- Reynolds, W.D., Elrick, D.E., Youngs, E.G., 2002a. Ring or Cylinder Infiltrimeters (Vadose Zone), in: Dane, J.H., Clarke Topp, G. (Eds.), *Methods of Soil Analysis: Part 4 Physical Methods*, SSSA Book Series. Soil Science Society of America, Madison, WI, USA, pp. 818–820. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.4>
- Reynolds, W.D., Elrick, D.E., Youngs, E.G., Amoozegar, A., 2002b. Saturated and Field-Saturated Water Flow Parameters, in: Dane, J.H., Clarke Topp, G. (Eds.), *Methods of Soil Analysis: Part 4 Physical Methods*, SSSA Book Series. Soil Science Society of America, Madison, WI, USA, pp. 797–878. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.4>
- Rutgers, M., van Wijnen, H.J., Schouten, A.J., Mulder, C., Kuiten, A.M.P., Brussaard, L., Breure, A.M., 2012. A method to assess ecosystem services developed from soil attributes with stakeholders and data of four arable farms. *Sci. Total Environ.* 415, 39–48. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2011.04.041>
- SANTOS, H.G. dos, JACOMINE, P.K.T., ANJOS, L.H.C. dos, OLIVEIRA, V.A. de, LUMBRERAS, J.F., COELHO, M.R., ALMEIDA, J.A. de, ARAUJO FILHO, J.C. de, OLIVEIRA, J.B. de, CUNHA, T.J.F., 2018. *Brazilian Soil Classification System*, 5th ed. re. ed. Embrapa, Brasilia, DF.
- Santos, R.S., Wiesmeier, M., Cherubin, M.R., Oliveira, D.M.S., Locatelli, J.L., Holzschuh, M., Cerri, C.E.P., 2021. Consequences of land-use change in Brazil's new agricultural frontier: A soil physical health assessment. *Geoderma* 400, 115149. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2021.115149>
- Silva, L.Á. da, Soares, J.J., 2003. Composição florística de um fragmento de floresta estacional semidecídua no município de São Carlos-SP. *Rev. Árvore* 27, 647–656. <https://doi.org/10.1590/s0100-67622003000500007>
- Soil Science Division Staff, 2017. *Soil Survey Manual*. Government Printing Office, Washington DC.
- Spera, S.T., Santos, H.P., Fontaneli, R.S., Tomm, G.O., 2004. Efeitos de sistemas de produção de grãos envolvendo pastagens sob plantio direto nos atributos físicos de solo e na produtividade. *Rev. Bras. Ciência do Solo* 28, 533–542.
- Sulc, R.M., Franzluebbbers, A.J., 2014. Exploring integrated crop–livestock systems in different ecoregions of the United States. *Eur. J. Agron.* 57, 21–30. <https://doi.org/10.1016/J.EJA.2013.10.007>
- Taylor, H.M., Roberson, G.M., Parker, J.J., 1966. Soil strength-root penetration relations to coarse textured materials. *Soil Sci.*
- Teixeira, W.G., Viana, J.H.M., Donagemma, G.K., 2017. Condutividade hidráulica, in: Teixeira, P.C., Donagemma, G.K., Fontana, A., Teixeira, W.G. (Eds.), *Manual de Métodos de Análise de Solo*. Embrapa, Brasilia, pp. 125–128.

- Teutscherová, N., Vázquez, E., Sotelo, M., Villegas, D., Velásquez, N., Baquero, D., Pulleman, M., Arango, J., 2021. Intensive short-duration rotational grazing is associated with improved soil quality within one year after establishment in Colombia. *Appl. Soil Ecol.* 159, 103835. <https://doi.org/10.1016/J.APSOIL.2020.103835>
- Valani, G.P., Martíni, A.F., da Silva, L.F.S., Bovi, R.C., Cooper, M., 2021. Soil quality assessments in integrated crop–livestock–forest systems: A review. *Soil Use Manag.* 37, 22–36. <https://doi.org/10.1111/SUM.12667>
- Valani, G.P., Martíni, A.F., da Silva, L.F.S., Bovi, R.C., Cooper, M., 2020. Soil quality assessments in integrated crop-livestock-forest systems: a review. *Soil Use Manag.* 1–15. <https://doi.org/10.1111/sum.12667>
- Vial A., M., Sandoval Estrada, M., 2015. Soil structural condition and its relationship with pastures under different conditions in the Simpson Valley (Humid western Patagonia, Chile). *Idesia*, ISSN 0073-4675, Vol. 33, N°. 4, 2015, págs. 31-40 33, 31–40.
- Wienhold, B.J., Karlen, D.L., Andrews, S.S., Stott, D.E., 2009. Protocol for indicator scoring in the soil management assessment framework (SMAF). *Renew. Agric. Food Syst.* 24, 260–266. <https://doi.org/10.1017/S1742170509990093>
- Xu, X., Nieber, J.L., Gupta, S.C., 1992. Compaction Effect on the Gas Diffusion Coefficient in Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, 1743–1750. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600060014x>
- Yoder, R.E., 1936. A Direct Method of Aggregate Analysis of Soils and a Study of the Physical Nature of Erosion Losses1. *Agron. J.* 28, 337–351. <https://doi.org/10.2134/AGRONJ1936.00021962002800050001X>

APÊNDICE

Resultados dos indicadores de qualidade do solo

Mediana seguida do intervalo interquartil dos indicadores físicos de qualidade do solo para os sistemas avaliados nas profundidades de 0 a 10, 10 a 20 e 20 a 30 cm. ILF: sistema de integração pecuária-floresta com árvores nativas; DP: pastagem degradada; IHS: pastagem irrigada com alta taxa de lotação; RHS: pastagem em sequeiro com alta taxa de lotação; RMS: pastagem em sequeiro com moderada taxa de lotação; NV: vegetação nativa (Teste de Mann-Whitney, $p < 0,05$).

| 0-10 | | | | | | | | | | |
|-------|-----|-----------------|------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------|-------------------------|
| | | DRY DMP | WET DMP | BD | Ksat | MAC | MIC | TP | RP | SOM |
| | | (mm) | (mm) | (g cm ⁻³) | (mm h ⁻¹) | (m ³ m ⁻³) | (m ³ m ⁻³) | (m ³ m ⁻³) | (MPa) | (dag kg ⁻¹) |
| 1 | ILF | 4,83 ± 0,25 b | 5,16 ± 0,37 b | 1,34 ± 0,18 abc | 46,4 ± 121 a | 0,143 ± 0,061 ab | 0,356 ± 0,006 bc | 0,50 ± 0,056 ab | 1,43 ± 0,837 b | 3,22 ± 0,42 bcd |
| 2 | DP | 5,03 ± 0,42 ab | 5,30 ± 0,18 b | 1,42 ± 0,11 abc | 136 ± 243 a | 0,117 ± 0,045 ab | 0,351 ± 0,013 c | 0,48 ± 0,037 ab | 2,03 ± 0,602 ab | 3,21 ± 0,83 abcd |
| 3 | IHS | 4,80 ± 0,12 b | 5,37 ± 0,09 b | 1,44 ± 0,04 a | 5,25 ± 31,2 ab | 0,092 ± 0,054 b | 0,39 ± 0,021 bc | 0,47 ± 0,018 b | 2,70 ± 2,13 ab | 3,01 ± 0,32 c |
| 4 | RHS | 5,44 ± 0,08 a | 5,57 ± 0,05 a | 1,30 ± 0,07 b | 5,46 ± 1,20 b | 0,095 ± 0,021 b | 0,453 ± 0,016 a | 0,55 ± 0,031 a | 3,67 ± 1,61 a | 3,63 ± 0,31 ab |
| 5 | RMS | 5,09 ± 0,54 ab | 5,33 ± 0,26 b | 1,24 ± 0,13 bc | 116 ± 143 a | 0,16 ± 0,065 ab | 0,386 ± 0,022 b | 0,55 ± 0,036 a | 2,11 ± 0,83 ab | 3,94 ± 0,52 a |
| 6 | NV | 4,9 ± 0,29 ab | 5,05 ± 0,20 b | 1,11 ± 0,09 c | 367 ± 294 a | 0,325 ± 0,034 a | 0,271 ± 0,019 d | 0,58 ± 0,037 a | 0,524 ± 0,347 c | 2,28 ± 0,52 d |
| 10-20 | | | | | | | | | | |
| 1 | ILF | 4,58 ± 0,197 b | 5,14 ± 0,261 bc | 1,51 ± 0,075 a | 66,8 ± 64,6 a | 0,13 ± 0,016 b | 0,321 ± 0,028 c | 0,45 ± 0,026 c | 1,98 ± 0,474 b | 1,45 ± 0,11 b |
| 2 | DP | 4,84 ± 0,124 b | 5,44 ± 0,321 abc | 1,50 ± 0,038 a | 72,7 ± 40,4 a | 0,118 ± 0,028 b | 0,321 ± 0,009 c | 0,452 ± 0,014 c | 2,47 ± 0,458 ab | 1,87 ± 0,21 b |
| 3 | IHS | 4,9 ± 0,319 ab | 5,52 ± 0,147 ab | 1,52 ± 0,015 a | 76,2 ± 75,9 a | 0,126 ± 0,03 b | 0,326 ± 0,023 bc | 0,453 ± 0,006 c | 2,57 ± 0,734 b | 1,56 ± 0,21 b |
| 4 | RHS | 5,14 ± 0,09 a | 5,53 ± 0,025 a | 1,27 ± 0,055 c | 14,5 ± 17,6 a | 0,092 ± 0,023 b | 0,462 ± 0,009 a | 0,569 ± 0,015 a | 2,45 ± 0,41 b | 2,80 ± 0,31 a |
| 5 | RMS | 4,98 ± 0,552 ab | 5,37 ± 0,058 b | 1,43 ± 0,04 b | 40,9 ± 26,2 a | 0,112 ± 0,02 b | 0,395 ± 0,019 b | 0,487 ± 0,028 b | 3,48 ± 0,326 a | 2,80 ± 0,21 a |
| 6 | NV | 4,60 ± 0,204 b | 4,90 ± 0,345 c | 1,32 ± 0,09 c | 186 ± 163 a | 0,21 ± 0,035 a | 0,308 ± 0,01 c | 0,511 ± 0,032 ab | 0,999 ± 0,274 c | 1,66 ± 0,11 b |
| 20-30 | | | | | | | | | | |
| 1 | ILF | 4,63 ± 0,029 b | 4,85 ± 0,355 bc | 1,46 ± 0,055 a | 100 ± 74,4 b | 0,153 ± 0,046 b | 0,334 ± 0,018 bc | 0,477 ± 0,019 c | 1,51 ± 0,18 a | 1,35 ± 0,37 bc |
| 2 | DP | 4,44 ± 0,216 b | 5,36 ± 0,108 ab | 1,54 ± 0,065 a | 46,2 ± 18,9 b | 0,12 ± 0,023 b | 0,315 ± 0,013 bc | 0,443 ± 0,023 c | 2,22 ± 0,404 a | 1,56 ± 0,21 b |
| 3 | IHS | 4,56 ± 0,488 ab | 5,20 ± 0,253 abc | 1,44 ± 0,088 a | 80,5 ± 31,1 b | 0,147 ± 0,02 b | 0,316 ± 0,016 bc | 0,478 ± 0,039 c | 1,66 ± 0,235 a | 1,24 ± 0,05 c |
| 4 | RHS | 4,95 ± 0,049 a | 5,37 ± 0,112 a | 1,23 ± 0,02 b | 60,1 ± 54,2 b | 0,143 ± 0,011 b | 0,444 ± 0,007 a | 0,587 ± 0,007 a | 1,65 ± 0,226 a | 2,49 ± 0,05 a |
| 5 | RMS | 4,85 ± 0,426 ab | 5,36 ± 0,321 ab | 1,32 ± 0,162 ab | 46,9 ± 38 ab | 0,162 ± 0,07 ab | 0,367 ± 0,04 b | 0,534 ± 0,056 bc | 2,26 ± 2,49 a | 2,18 ± 0,31 a |
| 6 | NV | 4,43 ± 0,477 b | 4,53 ± 0,229 c | 1,25 ± 0,087 b | 204 ± 105 a | 0,234 ± 0,041 a | 0,315 ± 0,016 c | 0,54 ± 0,034 ab | 0,73 ± 0,322 b | 1,14 ± 0,25 bc |