

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

REGIANE KAZMIERCZAK BECKER

**USO DO PROTOCOLO SMAF NO ESTUDO DA SAÚDE DO SOLO EM SISTEMAS
DE USO E MANEJO NO ESTADO DO PARANÁ**

PONTA GROSSA

2023

REGIANE KAZMIERCZAK BECKER

**USO DO PROTOCOLO SMAF NO ESTUDO DA SAÚDE DO SOLO EM SISTEMAS
DE USO E MANEJO NO ESTADO DO PARANÁ**

Tese de doutorado apresentada à
Universidade Estadual de Ponta Grossa - Área
de Concentração: Ciência do Solo e Recursos
Ambientais. Linha de Pesquisa: Uso e Manejo
dos Recursos Naturais.

Orientadora: Prof^ª Dra. Neyde Fabíola
Balarezo Giarola

PONTA GROSSA

2023

B394 Becker, Regiane Kazmierczak
Uso do protocolo SMAF no estudo da saúde do solo em sistemas de uso e manejo no estado do Paraná / Regiane Kazmierczak Becker. Ponta Grossa, 2023. 100 f.

Tese (Doutorado em Agronomia - Área de Concentração: Ciência do Solo e Recursos Ambientais), Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Orientadora: Profa. Dra. Neyde Fabíola Balarezo Giarola.

1. Qualidade do solo. 2. Indicadores de saúde do solo. 3. Plantio direto. 4. Conservação do solo. I. Giarola, Neyde Fabíola Balarezo. II. Universidade Estadual de Ponta Grossa. Ciência do Solo e Recursos Ambientais. III.T.

CDD: 631

**CERTIFICADO DE APROVAÇÃO**

Título da Tese: "Uso do protocolo SMAF no estudo da saúde do solo em sistemas de uso e manejo no estado do Paraná".

Nome: Regiane Kazmierczak Becker

Orientador: Prof. Dr. Neyde Fabíola Balarezo Giarola

Aprovado pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. Neyde Fabíola Balarezo Giarola (Orientadora)

Prof. Dr. Carolina Weigert Galvão

Prof. Dr. Eduardo Augusto Agnellos Barbosa

Prof. Dr. Renato Paiva de Lima

Prof. Dr. Cássio Antonio Tormena

Ponta Grossa 27 de junho de 2023.



Documento assinado eletronicamente por Neyde Fabíola Balarezo Giarola, Professor(a), em 03/07/2023, às 16:38, conforme Resolução UEPG CA 114/2018 e art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por Carolina Weigert Galvão, Professor(a), em 04/07/2023, às 08:30, conforme Resolução UEPG CA 114/2018 e art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por Renato Paiva de Lima, Usuário Externo, em 04/07/2023, às 08:42, conforme Resolução UEPG CA 114/2018 e art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por Eduardo Augusto Agnellos Barbosa, Professor(a), em 05/07/2023, às 10:07, conforme Resolução UEPG CA 114/2018 e art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por Cássio Antonio Tormena, Usuário Externo, em 20/07/2023, às 08:06, conforme Resolução UEPG CA 114/2018 e art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



A autenticidade do documento pode ser conferida no site <https://sei.uspg.br/autenticidade> informando o código verificador 1518264 e o código CRC BEB1AF02.

Às nossas crianças, pois “não herdamos o mundo de nossos pais; nós o pegamos emprestado de nossos filhos” (BERRY, Wendell Erdman; 1971). Em especial, ao meu filho Murilo Arthur Becker, ao meu afilhado Renan Gabriel Kazmierczak, a minha sobrinha Liliane Kazmierczak de Matos e ao Antônio Miguel Schuver.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Todo suporte que recebi ao longo desta caminhada vêm do sentimento mais belo que existe. O amor. Se fazemos com amor, coisas belas se concretizam. Assim, meu primeiro agradecimento é a quem é a mais pura fonte de amor: Deus. Ser guiada por Deus e a Nossa Senhora permite que todas as dificuldades sejam superadas.

Agradeço a todos que, de alguma forma, colaboraram com este trabalho e com as pesquisas realizadas ao longo destes anos de doutorado. Primeiramente às instituições que permitiram a realização desta pesquisa: a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES – Código de Financiamento 001); a Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG), com toda sua estrutura física e seus professores, que contribuíram com a minha formação e; a Fundação Agrisus, a qual financiou o projeto "Atributos microbiológicos como indicadores de qualidade do solo em áreas sob sistema de plantio direto no estado do Paraná". Esta tese é uma pequena parte dos resultados obtidos com este projeto.

Agradeço a Professora Neyde Fabíola Balarezo Giarola, pelo acolhimento, confiança, orientação, paciência e amizade ao longo destes anos. Agradeço também a todo o grupo de pesquisa do Laboratório de Física do Solo, aos professores Eduardo Augusto Agnellos Barbosa e Fabrício Tondello Barbosa, aos alunos de graduação e pós-graduação e aos técnicos que me auxiliaram nesta pesquisa. Um agradecimento especial a grande colega e amiga Ariane Lentice de Paula, por tanto suporte e ajuda ao longo destes anos.

A Professora Carolina Weigert Galvão e ao professor Rafael Mazer Etto por abrirem as portas para realizar esta pesquisa com o grupo de pesquisa do Laboratório de Microbiologia do Solo, permitindo realizar as avaliações de saúde do solo. Agradeço a parceria da colega e amiga Daiane Hyeda, que esteve ao meu lado no desenvolvimento deste projeto de pesquisa. Agradeço também aos demais alunos pelo auxílio nas avaliações biológicas: Ana Kelly de Sousa Julião, Ronaldo Sperandio Ortiz, Marcia Manfron Alberti e André Oliveira de Francisco.

Agradeço ao Professor Adriel Ferreira da Fonseca e à sua equipe do Laboratório de Nutrição de Plantas por disponibilizarem seu laboratório para a realização das análises químicas do solo. Ao Professor Maurício Roberto Cherubin e a Bruna Emanuele Schiebelbein por estarem sempre dispostos em colaborar conosco na pesquisa no tema de saúde do solo e ao Professor Luis Miguel Schiebelbein, pelas contribuições nas análises estatísticas.

Agradeço ainda aos produtores rurais e as instituições públicas e privadas que disponibilizaram suas áreas para esta pesquisa, e a todos que nos auxiliaram nas coletas de solo, nos diversos locais avaliados.

Agradeço a minha família, que é meu suporte diário. Família é amor incondicional, é certeza que naqueles momentos difíceis, teremos alguém que nos ajuda a levantar e continuar nosso caminho. Em especial ao meu marido Alisson, aos meus pais Renato e Anísia, à minha sogra Ana e aos meus irmãos e cunhados.

Aos amigos que a pós-graduação me presenteou, e que estiveram ao meu lado sendo mais um suporte nesta caminhada: Fernanda de Goes Furman, Vanderson Modolon Duart e Gislaine Gabardo.

E a todos que me auxiliaram de alguma forma ao longo desta jornada, gratidão!

RESUMO

A manutenção do solo saudável é fundamental para aumentar a produção de alimentos de maneira sustentável. Avaliar se o solo é capaz de desempenhar suas funções tem sido foco de pesquisa na ciência do solo, integrando indicadores físicos, químicos e biológicos para gerar índices de saúde do solo. Uma ferramenta que vêm sendo utilizada para interpretar e possibilitar a integração de indicadores é a “*Soil Management Assessment Framework*” (SMAF). O objetivo desta tese foi verificar se a ferramenta SMAF é adequada para avaliar a saúde de Latossolos em diferentes usos e manejos no estado do Paraná. Os escores do SMAF foram obtidos utilizando nove indicadores de saúde do solo, sendo três indicadores físicos (densidade do solo, macroagregados e o espaço poroso ocupado pela água), três indicadores químicos (pH em água, fósforo e potássio) e três indicadores biológicos (carbono orgânico total, carbono da biomassa microbiana e a atividade da enzima beta-glucosidase). Estes indicadores foram avaliados em diferentes usos e manejos do solo em oito localidades no estado do Paraná. Cada local apresenta uma área sob plantio direto, uma área sob floresta secundária e um terceiro uso. Este terceiro uso foi diferente entre os locais (pastagem, preparo mínimo, preparo convencional, área com maior tráfego de máquinas no plantio direto e tempo de adoção do plantio direto). A avaliação ocorreu na camada superficial do solo (0-0,10 m). Foram observadas diferenças para a maioria dos indicadores de saúde do solo utilizados pela ferramenta SMAF, porém nem todos os escores obtidos mostraram diferenças, elucidando que devem ser realizadas melhorias para a interpretação dos indicadores macroagregados e carbono orgânico total. Apesar da floresta secundária ser considerada uma referência em saúde do solo, os índices de saúde do solo neste ambiente em alguns locais foram inferiores aos das áreas agrícolas. O solo sob plantio direto apresentou capacidade de desempenhar suas funções entre 80% a 93% na camada 0-0,10 m, e o solo sob floresta secundária apresentou capacidade de desempenhar suas funções entre 75% a 91%. A saúde do solo em plantio direto foi similar ao preparo mínimo e ao preparo convencional. Nas áreas de pastagem os índices de saúde do solo foram similares ou superiores ao plantio direto, sendo que a pastagem em sistema silvipastoril parece ser promissora para melhorar a saúde do solo. Em última análise, concluímos que a ferramenta SMAF pode ser útil nas avaliações de saúde do solo, mas que esforços devem ser realizados para melhorar a interpretação de alguns indicadores.

Palavras-chave: Qualidade do solo. Indicadores de saúde do solo. Plantio direto. Conservação do solo.

ABSTRACT

Healthy soil is key to increasing food production sustainably. Evaluating the capacity of the soil to function is the focus of research in soil science, making an interaction of physical, chemical, and biological indicators and their integration into a comprehensive approach to soil health. A tool that has been used to interpret and integrate indicators is the Soil Management Assessment Framework (SMAF). The objective was to verify if the SMAF is sensitive to evaluate the health of Oxisols in different uses and managements in the state of Paraná, Brazil. The sensitivity of the scores obtained by the SMAF algorithms was evaluated using nine soil health indicators: bulk density, macroaggregate stability, water-filled pore space, pH, phosphorus, potassium, soil organic carbon, microbial biomass carbon and the β -glucosidase activity. These indicators were evaluated in different land uses and managements in eight sites in the state of Paraná. At the sites there is an area under no-tillage, secondary forest and a third use. This third use was different between sites (pasture, minimum tillage, conventional tillage, area with higher machine traffic in no-tillage and time of adoption of no-tillage). The surface layer of the soil was evaluated (0-0.10 m). Differences were observed for most soil health indicators used by the SMAF tool, but not all scores obtained showed differences. It is suggested that improvements should be made to the interpretation of macroaggregate stability and soil organic carbon. Despite the secondary forest being considered a reference in soil health, soil health indices in this environment in some sites were lower than in agricultural areas. Soil under no-tillage has capacity to perform its functions between 80% and 93% in near surface, and the soil under secondary forest showed a capacity to perform its functions between 75% and 91%. Soil health under no-tillage was similar to minimum tillage and conventional tillage. In pasture areas, soil health indices were similar or superior to no-tillage, and agroforestry systems seem to be promising in improving soil health. We conclude that the SMAF can be useful in soil health assessments in the state of Paraná, but that efforts must be made to improve the interpretation of some indicators.

Keywords: Soil quality. Soil health indicators. No-till. Soil conservation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Etapas para a avaliação da saúde do solo.....	24
Figura 2: Diagrama que representa o procedimento utilizado para selecionar indicadores de saúde do solo na metodologia SMAF.....	38
Figura 3: Curva de padronização utilizada para determinar a pontuação do fósforo..	39
Figura 4: Figura indicando os locais de estudo no estado do Paraná, os usos e manejos em cada local e a estação de coleta.	43
Figura 5: Ilustração da metodologia de amostragem no LVd-TES.....	45
Figura 6: Curvas de valor ótimo para a padronização do pH em água nas áreas de floresta secundária, culturas anuais e pastagem.	50
Figura 7: Índice de saúde do solo no LBw-CAS.....	62
Figura 8: Índice de saúde do solo no LVdf-DOV	62
Figura 9: Índice de saúde do solo no LVef-ERO.	63
Figura 10: Índice de saúde do solo no LVd-TES.....	64
Figura 11: Índice de saúde do solo no LBd-GUA.....	64
Figura 12: Índice de saúde do solo no LVef-PAL.....	65
Figura 13: Índice de saúde do solo no LVd-POG.	66
Figura 14: Índice de saúde do solo no LVdf-MAS..	67
Figura 15: Índice de saúde do solo no plantio direto no estado do Paraná.....	68
Figura 16: Análise de componentes principais para as áreas de plantio direto.	69
Figura 17: Índice de saúde do solo para as áreas de floresta secundária nas diferentes regiões do estado do Paraná.	70
Figura 18: Análise de componentes principais para as áreas de floresta secundária.	71
Figura 19: Índice de saúde do solo no preparo mínimo e preparo convencional no estado do Paraná.	72
Figura 20: Análise de componentes principais para as áreas de preparo convencional e mínimo.....	72
Figura 21: Índice de saúde do solo na pastagem no estado do Paraná.....	73
Figura 22: Análise de componentes principais para as áreas de pastagem.	74

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Descrição dos locais de estudo.	40
Tabela 2: Sistemas de uso e manejo do solo dos diferentes locais de estudo no estado do Paraná e Granulometria do solo dos respectivos locais (camada de 0,00-0,10 m).....	41
Tabela 3: Sequência de culturas agrícolas utilizadas no plantio direto e floresta primária.	42
Tabela 4: Algoritmos utilizados para a interpretação dos indicadores de saúde do solo.	49
Tabela 5: Valores médios e escores (SMAF) dos indicadores físicos de saúde do solo.	53
Tabela 6: Valores médios e escores (SMAF) dos indicadores químicos de saúde do solo.	56
Tabela 7: Valores médios e escores (SMAF) dos indicadores biológicos de saúde do solo.	59

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 HIPÓTESE E OBJETIVOS	14
2.1 HIPÓTESE	14
2.2 OBJETIVO GERAL.....	14
2.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
3 REVISÃO DE LITERATURA	15
3.1 ORIGEM DO CONCEITO SAÚDE DO SOLO E SUAS MÚLTIPLAS DEFINIÇÕES .	15
3.2 INTERFACE ENTRE SAÚDE DO SOLO E A SEGURANÇA ALIMENTAR	16
3.3 IMPACTO DO USO E MANEJO SOBRE A SAÚDE DOS SOLOS	17
3.4 RELAÇÕES ENTRE A SAÚDE DO SOLO E AS FUNÇÕES DO SOLO NO ECOSSISTEMA.....	22
3.5 AVALIAÇÃO DA SAÚDE DOS SOLOS.....	23
3.5.1 Indicadores de saúde do solo	25
3.5.2 Seleção e interpretação de indicadores de saúde do solo	34
3.5.3 Índice de saúde do solo.....	36
3.5.4 O SMAF como ferramenta de avaliação da saúde do solo.....	37
4 MATERIAL E MÉTODOS	40
4.1 CARACTERIZAÇÃO DOS LOCAIS DE ESTUDO	40
4.2 USO E MANEJO DOS SOLOS SELECIONADOS PARA O ESTUDO	41
4.3 PROCEDIMENTOS DE COLETA DE AMOSTRAS E DETERMINAÇÃO DOS INDICADORES DE SAÚDE DO SOLO	45
4.3.1 Coleta de amostras de solo	45
4.3.2 Determinação dos indicadores físicos	46
4.3.3 Determinação dos indicadores químicos	47
4.3.4 Determinação dos indicadores biológicos	47
4.4 AVALIAÇÃO DA SAÚDE DO SOLO PELA FERRAMENTA SMAF	47
4.5 ANÁLISES DOS DADOS	51
5 RESULTADOS	52
5.1 INDICADORES E SUA CONTRIBUIÇÃO NOS ESCORES DE SAÚDE DOS SOLOS	52
5.1.1 Indicadores físicos	52
5.1.2 Indicadores químicos.....	55
5.1.3 Indicadores biológicos.....	58
5.2 ÍNDICES DE SAÚDE DOS SOLOS OBTIDOS PELO SMAF.....	61

5.2.1 Índice de saúde do solo para os diferentes locais de estudo.....	61
5.2.2 Índice de saúde do solo para os sistemas de uso e manejo.....	67
5.2.2.1 Plantio direto	67
5.2.2.2 Floresta secundária	69
5.2.2.3 Preparo convencional e preparo mínimo	71
5.2.2.4 Pastagem.....	73
6 DISCUSSÃO	75
6.1 CONTRIBUIÇÃO DOS INDICADORES NA AVALIAÇÃO DA SAÚDE DO SOLO ..	75
6.2 EFEITO DOS USOS E MANEJOS NA SAÚDE DO SOLO	79
6.2.1 Saúde do solo no plantio direto	79
6.2.2 Saúde do solo na floresta secundária.....	81
6.2.3 Saúde do solo no preparo convencional e mínimo	83
6.2.4 Saúde do solo na pastagem.....	84
7 CONCLUSÕES	86
REFERÊNCIAS	87

1 INTRODUÇÃO

O Paraná é um dos principais estados do agronegócio no Brasil. Segundo levantamento do Departamento de Economia Rural (DERAL, 2021), da Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento, a produção agropecuária paranaense fechou 2021 com um valor bruto da produção (VBP) de R\$ 180,6 bilhões. A agricultura foi responsável pelo maior faturamento dentre os segmentos (49% do total), atingindo R\$ 88 bilhões, apesar da produção de grãos ser severamente impactada pelas condições climáticas neste ano. Com um total de 34,6 milhões de toneladas, a safra paranaense de grãos na safra 2021/2022 foi a segunda maior do Brasil, responsável por cerca de 12,8% da produção nacional, colaborando com cerca de 1,1% da produção mundial de grãos (CONAB, 2023).

Manter e aumentar a produção agrícola no estado do Paraná depende do manejo adequado do solo. Mesmo com grande parte das áreas utilizadas para produção de grãos ser manejada em plantio direto, o uso intensivo dos solos no estado do Paraná, com até 3 safras no mesmo ano agrícola e ausência de outras práticas conservacionistas, acarreta problemas de compactação e erosão (POSSAMAI et al., 2022). À medida que se intensifica o uso das terras, os atributos do solo sofrem alterações, geralmente adversas ao crescimento vegetal, que ficam mais nítidas quando os sistemas de uso são comparados com o estado do solo ainda sob vegetação natural (CHERUBIN 2016a).

A sustentabilidade da produção agropecuária paranaense depende do uso racional dos solos. O uso racional permite que o solo desempenhe adequadamente suas funções, de modo que os serviços ecossistêmicos sejam efetivamente mantidos (KEESSTRA et al, 2016). Essa funcionalidade dos solos pode ser diagnosticada por meio de atributos indicadores de qualidade.

Indicadores de qualidade do solo são propriedades mensuráveis do solo que se referem a algum processo e que permitem caracterizar, avaliar e acompanhar as alterações ocorridas no ecossistema (KARLEN et al., 1997). Comumente são subdivididos em indicadores que representam os processos físicos, químicos e biológicos, e podem ser utilizados de maneira isolada ou integrada. Quando utilizados de forma integrada, compõem os índices de qualidade do solo ou saúde do solo.

Os índices de qualidade ou saúde do solo integram as informações de diversos indicadores e fornecem, de forma sintetizada, a capacidade do solo em desempenhar suas funções, ou seja, se o solo está saudável. O SMAF (*Soil Management Assessment Framework*) é uma ferramenta de avaliação da saúde do solo desenvolvida pela USDA que integra indicadores físicos, químicos e biológicos que representam as funções que os solos devem

desempenhar. Se destaca pela adaptabilidade a diversas condições, ajustando a interpretação dos indicadores a diversos fatores, como a textura do solo, o clima, a declividade, entre outros (ANDREWS; KARLEN; CAMBARDELLA, 2004).

O SMAF foi testado no Brasil e os primeiros resultados indicam que este pode auxiliar no monitoramento da saúde do solo em condições brasileiras (CHERUBIN et al., 2016a; LUZ et al, 2019). Apesar disso, esta ferramenta pode necessitar de ajustes (NUNES et al., 2020c) que podem ser identificados a partir de estudos que apliquem os algoritmos do SMAF para a interpretação dos indicadores. Este trabalho justifica-se pela possibilidade de contribuir em avanços no uso de ferramentas para a avaliação da saúde de solos subtropicais. Além disso, fornecerá informações acerca da saúde do solo em diferentes sistemas de uso e manejo no estado do Paraná.

2 HIPÓTESE E OBJETIVOS

2.1 HIPÓTESE

A ferramenta SMAF é capaz de diagnosticar mudanças na saúde de Latossolos em diferentes sistemas de uso e manejo no estado do Paraná.

O solo da floresta secundária é mais saudável quando comparado aos demais usos.

Nas áreas sob pastagem há uma redução dos índices de saúde do solo quando comparado ao plantio direto.

O preparo convencional e preparo mínimo do solo proporcionam melhorias físicas no solo quando comparados ao plantio direto, mas não afetam o índice geral de saúde do solo.

2.2 OBJETIVO GERAL

Verificar se a ferramenta SMAF (*Soil Management Assessment Framework*) permite avaliar a saúde de Latossolos em diferentes usos e manejos no estado do Paraná.

2.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Verificar o efeito do manejo do solo nos indicadores físicos, químicos e biológicos do solo;
- Verificar o efeito do manejo do solo nos escores obtidos pelos algoritmos do SMAF para os indicadores físicos, químicos e biológicos do solo;
- Investigar se os tipos de uso e manejo do solo apresentam diferentes condições de saúde do solo;
- Comparar a saúde de Latossolos manejados sob agricultura em plantio direto no estado do Paraná;
- Comparar a saúde de Latossolos manejados sob agricultura em preparo convencional e mínimo no estado do Paraná;
- Comparar a saúde de Latossolos manejados sob pastagem no estado do Paraná;
- Avaliar a saúde de Latossolos sob vegetação secundária no estado do Paraná.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 ORIGEM DO CONCEITO SAÚDE DO SOLO E SUAS MÚLTIPLAS DEFINIÇÕES

O tema qualidade do solo ou saúde do solo é emergente na ciência do solo (TOOR et al., 2021), mas seu uso na literatura data desde o início dos anos 1970. Neste período, Mausel (1971) definiu a qualidade do solo como a capacidade do solo produzir grãos sob boas condições de manejo, ou seja, relacionada apenas à produtividade agrícola (TOOR et al., 2021). Com a crescente necessidade de conscientizar globalmente as pessoas sobre a importância do solo para a sustentabilidade e qualidade ambiental, o conceito de qualidade do solo ganhou força a partir do início da década de 1990. Nesta época, observou-se a necessidade de estudar o solo a partir de vários processos para obter melhores decisões dos manejos a serem adotados (KARLEN et al., 2019).

O termo qualidade do solo foi conceituado como a capacidade de um solo funcionar dentro dos limites de um ecossistema natural ou manejado, para sustentar a produtividade de plantas e animais, manter ou aumentar a qualidade do ar e da água e promover a saúde das plantas, dos animais e dos homens (DORAN; PARKIN, 1994; KARLEN et al., 1997). A partir desta época, compreendendo que a qualidade do solo influencia a saúde dos animais e dos seres humanos, o termo saúde do solo se originou, considerando o solo como um sistema vivo. Este termo ganhou força a partir da inclusão de indicadores biológicos nas avaliações de saúde do solo (BUNEMANN et al., 2018). Saúde do solo pode ser definida como a capacidade contínua de um solo funcionar como um ecossistema vivo vital que sustenta plantas, animais e humanos (UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE, 2022).

Algumas outras definições para estes termos são encontradas na literatura. Toor et al. (2021) ressaltam que para melhorar a saúde do solo, é preciso aumentar o armazenamento de carbono no solo, e assim apresentam a definição de saúde do solo como a capacidade do solo em armazenar carbono, para mitigar as mudanças climáticas e armazenar nutrientes para a produtividade do ecossistema.

De maneira geral, outros autores que analisaram as múltiplas definições de qualidade do solo ou saúde do solo, constataram que a maioria se refere à capacidade do solo de desempenhar suas funções e serviços ecossistêmicos de forma sustentável (YANG; SIDDIQUE; LIU, 2020). As definições de qualidade do solo e saúde do solo se mantêm interligadas e estes termos serão considerados sinônimos neste trabalho, assim como Simon et al. (2022).

3.2 INTERFACE ENTRE SAÚDE DO SOLO E A SEGURANÇA ALIMENTAR

Manter o solo saudável é primordial para a segurança alimentar. O solo desempenha papel vital para a produção de alimentos, bem como para a redução dos efeitos das mudanças climáticas e promoção da saúde humana, área em que este recurso natural tem dado vastas contribuições como fonte de antibióticos (QIAO et al., 2022; ADHIKARI; HARTEMINK, 2016; KEESSTRA et al, 2016; KARLEN et al., 2019).

Com uma população humana em constante crescimento, chegando a 8 bilhões de pessoas no ano de 2022, aumentar a produção de alimentos é indispensável e é um dos maiores desafios da atualidade (ALEXANDRATOS; BRUINSMA, 2012). Entre os desafios da agricultura, está a intensificação dos sistemas de produção agrícola, aumentando a produção de alimentos e a redução dos impactos ambientais, sendo que manter o solo saudável é indispensável para superá-los (QIAO et al.,2022).

Acabar com a fome é um dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) formulados em 2015 pela Organização das Nações Unidas (ONU). Atingir este objetivo só é possível produzindo alimentos de forma sustentável (ADHIKARI; HARTEMINK, 2016; KEESSTRA et al, 2016). A extinção da fome não pode ser alcançada com a contínua degradação dos solos, sendo que a forma como os seres humanos protegem os solos para as gerações atuais e futuras é de extrema importância (JÓNSSON et al., 2016).

A ciência do solo tem ligações importantes com vários dos ODS da ONU: (i) os solos fornecem nutrientes para o crescimento de plantas, alimentando a população humana e fornecendo matérias primas (ODS 1, 2 e 3); (ii) os solos reciclam contaminantes, o que possibilita melhorar a saúde das pessoas (ODS 3); (iii) os solos auxiliam na filtragem de água, além de armazenar e fornecer água para plantas e cursos hídricos (ODS 3 e 6); (iv) os solos armazenam carbono, reduzindo a emissão de CO₂ para a atmosfera (ODS 13); (v) os solos mantêm a biodiversidade, sendo que os micro, meso e macrorganismos presentes no solo contribuem para a ciclagem de nutrientes entre outras funções, e são essenciais para manter toda a dinâmica dos ecossistemas (ODS 15); e finalmente (vi) o uso e manejo adequado do solo possibilita a melhoria na vida das pessoas (ODS 2, 13 e 15) (KEESSTRA et al, 2016).

Na agricultura, para manter um processo de produção ambientalmente seguro, economicamente viável e socialmente aceito, o solo deve ser capaz de cumprir suas funções, além das que se referem a produção agrícola (VEZZANI; MIELNICZUK, 2009). Se o solo não é saudável, o empobrecimento econômico de uma região pode ocorrer, ocasionando problemas sociais e reduzindo a saúde da população (BREVIK et al, 2015b; BREVIK; SAUER, 2015b).

Dentre os passos a serem tomados pelos cientistas da ciência do solo, a conscientização e transmissão do valor da ciência do solo são cruciais para melhorar aspectos importantes dos ODS como a segurança alimentar, escassez de água, mudanças climáticas, perda de biodiversidade e ameaças à saúde das pessoas (KEESSTRA et al, 2016; BREVIK et al, 2015a).

3.3 IMPACTO DO USO E MANEJO SOBRE A SAÚDE DOS SOLOS

O uso das terras no Brasil se modificou devido à expansão agrícola, com a conversão de áreas nativas para áreas utilizadas para a produção agrícola. No estado do Paraná não foi diferente. Originalmente, o estado apresentava 83% de sua superfície coberta por florestas e 17% ocupada por formações não-florestais (RODERJAN et al., 2002). A ocupação antrópica modificou este cenário, com a intensa atividade madeireira iniciada por volta da década de 1870, no Planalto de Curitiba e a exploração de espécies nativas, como o pinheiro-do-paraná (*Araucaria angustifolia*) (SOARES et al., 2021).

A utilização de extensas áreas para a agricultura levou o Brasil e o estado do Paraná a alcançarem representatividade na produção agrícola. Na safra 2020/2021 foram produzidas 271 milhões de toneladas de grãos no Brasil, o que corresponde a cerca de 8,5% do total produzido no mundo (CONAB, 2023). Porém hoje, o país está chegando ao seu limite em expansão em área para a agricultura (SAATH; FACHINELLO, 2018), o que exige manejos mais eficientes para aumentar a produção agrícola. Dentre os estados brasileiros produtores de grãos, o Paraná se destaca. Na safra 2021/2022, o Paraná se manteve como segundo estado do Brasil com maior produção de grãos (CONAB, 2023) com área cultivada de 6,25 milhões de hectares (PARANÁ, 2022a), na qual, a cultura da soja contribuiu com 28% do Valor Bruto da Produção (VBP) no ano de 2021 (DERAL, 2021).

Além da grande extensão de área para produção de grãos, no estado do Paraná há o desenvolvimento de até três safras no mesmo ano agrícola (até duas safras em uma mesma área), com predomínio da cultura da soja na primeira safra, do milho na segunda safra e do trigo na terceira safra (PARANÁ, 2022a). Assim podemos fazer uma classificação em 3 safras no estado: primeira safra (safra verão), segunda safra (safrinha) e terceira safra (safra de inverno). Ainda, nos últimos quatro a cinco anos agrícolas, houve uma intensificação das sucessões anuais “soja+milho” na região de clima Cfa e “soja+trigo” na região de clima Cfb (POSSAMAI et al., 2022). Os Latossolos são a ordem de solo mais representativa no estado, correspondendo a 30,76% dos solos do estado (BHERING et al., 2009). Devido às suas características de ocuparem os topos das paisagens, em relevo plano a suave ondulado, sendo geralmente muito

profundos e bastante intemperizados, são muito utilizados para a agricultura (PAVINATO et al., 2017). Apesar de suas propriedades adequadas para a agricultura, a intensificação da atividade agrícola altera as condições do solo, e conseqüentemente, sua saúde. Em função disso, buscaram-se estratégias de manejo que reduzissem a degradação do solo. Uma destas estratégias é o plantio direto.

- Produção agrícola sob plantio direto

O plantio direto foi introduzido no Brasil por iniciativa de produtores rurais, os quais, preocupados com a degradação do solo por erosão, substituíram o preparo convencional, prática de preparo do solo predominante até a década de 1970, pelo plantio direto (SALTON; HERNANI; FONTES, 1998). Em 2017, o Brasil tinha 33 milhões de hectares sob plantio direto, correspondendo a 61% da área sob cultivos anuais, segundo Fuentes-Llanillo et al. (2021).

Conceitualmente, o plantio direto preconiza o não revolvimento do solo. Porém, quando este sistema foi implantado no Brasil, verificou-se a necessidade de manutenção do solo coberto por resíduos de culturas. Além disso, foi preconizada a necessidade da rotação de culturas, para que este sistema funcione adequadamente (FUENTES-LLANILLO et al., 2021). Com isso, se definiu no Brasil o sistema plantio direto (SPD), com 3 pilares: cobertura permanente do solo, ausência de revolvimento e rotação de culturas (ITAIPU BINACIONAL; FEBRAPDP, 2011). O termo SPD adotado no Brasil pode ser considerado similar ao termo “agricultura de conservação”, utilizado em escala mundial. Porém no Brasil, o SPD e o plantio direto (PD) são, frequentemente, adotados como sinônimos, apesar de seus conceitos serem diferentes (POSSAMAI et al., 2022).

Através do índice de qualidade participativo (IQP) Possamai et al. (2022) verificaram que as áreas de produção agrícola estudadas apresentaram pouca diversificação de espécies cultivadas, pouco uso de gramíneas para formação de palha, uso incorreto de terraços, presença de compactação do solo e erosão e dificuldade em estabelecer um sistema de rotação de culturas com o uso de espécies com potencial para promover uma boa cobertura do solo. Assim, estes são provavelmente os maiores desafios nestas áreas. Apenas 5,4% das áreas estudadas foram classificadas como SPD, enquanto o restante não atendeu a um ou mais princípios, sendo classificadas como PD. Seguindo esta mesma interpretação, no trabalho de Nunes et al. (2020a), houve apenas 10,3% de SPD entre as propriedades avaliadas pela metodologia IQP no Oeste do Paraná.

Fazendo uma análise da área cultivada com grãos nos últimos 21 anos agrícolas no Estado do Paraná, Possamai et al. (2022) verificaram que na safra de verão, houve predomínio

da cultura da soja, seguido da cultura do milho e do feijão, sendo que a cultura da soja ocupou 91% da área da safra de verão nos últimos quatro anos agrícolas. Este cenário de alta preferência e porcentagem de safras de soja, muitas vezes cultivadas em sistemas de cultivo pouco diversificados nas demais safras (FUENTES-LLANILLO et al., 2021), ilustra que a maioria das áreas agrícolas no estado do Paraná não realizam o SPD, mas são manejadas em PD (POSSAMAI et al., 2022).

A intensificação de práticas conservacionistas proporciona melhoras na saúde do solo (NUNES et al., 2020c), sendo o PD apenas uma de tantas estratégias que podem ser utilizadas. É necessário adotar outras práticas conservacionistas associadas ao não revolvimento do solo, visando por exemplo, aumentar a matéria orgânica do solo, o que é considerado como um dos maiores benefícios do SPD (SÁ et al., 2014; COSTA et al., 2008). A diversificação e rotação de culturas, mantendo o solo sempre coberto, e a utilização de insumos orgânicos, podem ser estratégias eficientes para aumentar a saúde do solo (PEARSONS et al., 2023).

A intensificação da produção agrícola no estado do Paraná, com poucas práticas conservacionistas nas áreas sob PD, leva a preocupações quanto à degradação do solo. Dentre as principais formas de degradação do solo no estado, está a compactação do solo e a erosão. Esta última afeta a qualidade do solo e da água, o que levou as entidades governamentais do estado a criar o “Programa Integrado de Conservação de Solo e Água do Paraná” (Prosolo). Este tem como objetivo estabelecer ações entre órgãos públicos e privados voltadas à conservação do solo agrícola e da água (PARANÁ, 2022b). A compactação do solo reduz a infiltração de água e conseqüentemente aumenta a erosão. No PD, a compactação do solo é consequência da redução de práticas conservacionistas (NUNES et al., 2020d) em uma agricultura que vêm demandando mecanização mais intensiva, com utilização de máquinas maiores e mais pesadas (KELLER et al., 2019; LIMA et al., 2018). Torna-se necessário adotar estratégias de manejo que evitem a compactação do solo (LUZ et al., 2019), como o tráfego controlado (ZHAI et al., 2020), o que raramente ocorre. A compactação do solo no PD induz o produtor a realizar o preparo do solo (CHERUBIN; TORMENA; KARLEN, 2017).

- Produção agrícola sob preparo convencional e preparo mínimo

A intervenção mecânica tem sido vista como uma alternativa para quebrar camadas compactadas do solo (FERNÁNDEZ-UGALDE et al., 2009). Além da compactação do solo, a resistência de ervas daninhas a herbicidas tem sido o motivo pelo qual alguns produtores realizam um preparo ocasional do solo em áreas sob PD (PEIXOTO et al., 2020). Outro problema observado é concentração de carbono orgânico e de nutrientes na camada superficial

do solo (NUNES et al., 2019; BLANCO-CANQUI; WORTMANN, 2020), principalmente o P, que é um elemento pouco móvel no solo. Assim, camadas mais profundas em PD apresentam quantidades relativamente baixas de nutrientes (CHERUBIN; TORMENA; KARLEN, 2017), o que pode ser modificado quando há preparo do solo.

O preparo ocasional em PD é uma prática que leva a diferentes resultados, pois o impacto de uma intervenção mecânica vai depender do equipamento que é utilizado, bem como sua profundidade de ação, a frequência com que é realizada a intervenção mecânica, além de características do solo (BLANCO-CANQUI; WORTMANN, 2020). A mobilização do solo pode ser realizada mantendo pelo menos 30% da superfície do solo coberta por restos culturais. Para isso, pode-se utilizar a escarificação ou subsolagem do solo (PEIXOTO et al., 2020), o que caracteriza o preparo mínimo do solo. O efeito destas operações ocorre principalmente em camadas subsuperficiais do solo, nas quais, em PD, é a camada que geralmente necessita de estratégias para reduzir a compactação (BECKER et al., 2022). A gradagem é outra estratégia que algumas vezes acaba sendo utilizada, juntamente com as operações de escarificação e subsolagem, ou no preparo convencional, combinada com a aração. Atualmente o preparo convencional do solo é pouco comum, mas ainda é realizado em algumas condições específicas (CHERUBIN; TORMENA; KARLEN, 2017). Este combina as operações de preparo primário (aração do solo) e secundário (gradagem do solo), e é observado que em algumas condições, melhora a saúde física do solo (Experimento III do artigo de CHERUBIN; TORMENA; KARLEN, 2017).

Em um índice geral de saúde do solo, o preparo convencional, preparo mínimo e plantio direto apresentaram saúde do solo similar na camada de 0-15 cm, sendo sugerido buscar meios de sempre aumentar o carbono orgânico no solo (CHERUBIN; TORMENA; KARLEN, 2017). Blanco-Canqui e Wortmann (2020) mostram que o preparo ocasional em PD não tem muitos efeitos negativos sobre os serviços ecossistêmicos do solo, mas os efeitos positivos também são pequenos e de curta duração. De maneira geral, práticas agrícolas conservacionistas, associadas ao plantio direto, devem ser utilizadas para atenuar o impacto negativo na saúde do solo, mantendo assim o sistema mais equilibrado e sustentável (CARDOSO et al., 2013).

- Forragens para o pastejo de bovinos

Áreas sob pastagens no Brasil são mantidas por serem uma forma de manter os custos reduzidos na pecuária, principalmente comparando a sistemas de confinamento. Apesar da manutenção de plantas neste sistema promovendo o aumento do carbono e melhorando a agregação do solo, estima-se que no Brasil, em torno de 70% das áreas de pastagem sejam

pastagens degradadas ou em degradação (DIAS-FILHO, 2014; OLIVEIRA et al., 2022). Se a pastagem não é bem manejada, com lotação inadequada dos animais por área, e redução significativa da vegetação, podem ocorrer alguns problemas (ASHWORTH et al., 2022), como a redução da saúde do solo, especialmente a saúde física do solo. O pisoteio contínuo do gado, associado a ausência de controle da taxa de lotação animal, sem um manejo rotacional, podem ocasionar a compactação do solo (MATOS et al., 2022; CHERUBIN et al., 2016a).

No Brasil, alguns trabalhos que avaliaram a saúde do solo em áreas de pastagens encontraram menores índices nesta em relação a vegetação nativa e a áreas de produção de cana-de-açúcar (CHERUBIN et al., 2016a). Dias-Filho (2014) destaca que na região Sul do Brasil, a degradação de pastagens é menor do que a verificada em outras regiões. O estado do Paraná possui uma área de 2,4 milhões de hectares manejadas sob pastagens, a qual vêm reduzindo nos últimos anos (PROJETO MAPBIOMAS, 2022). Luz et al. (2019), estudando áreas de pastagem no estado, concluíram que se as pastagens são bem manejadas, a saúde química e biológica do solo é mantida, reduzindo assim sua degradação. Estes autores verificaram que em solo argiloso, houve similaridade na saúde do solo em áreas de pastagem, vegetação nativa, plantio direto e preparo convencional. Porém em solos de textura arenosa, a saúde do solo em áreas de pastagem foi inferior a áreas de vegetação nativa (LUZ et al., 2019).

As áreas de pastagens muitas vezes estão integradas a áreas de lavoura e florestas, o que pode ser uma estratégia promissora para melhorar a saúde do solo (VALANI et al., 2021). No Brasil ainda são escassos os estudos sobre a eficácia dos sistemas de integração de espécies na restauração da saúde do solo (MATOS et al., 2022). Os sistemas de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF) integram diferentes sistemas produtivos, agrícolas, pecuários e florestais dentro de uma mesma área, com 4 combinações de componentes possíveis: Integração Lavoura-Pecuária (agropastoril); integração Pecuária-Floresta (silvipastoril); integração Lavoura-Floresta (agroflorestal); e integração Lavoura-Pecuária-Floresta (agrosilvipastoril) (ALVES et al., 2015; VALANI et al., 2021). Valani et al. (2021) destacam que nas avaliações de saúde de solo nestes sistemas é necessária maior ênfase em indicadores biológicos, bem como avaliações integrando indicadores biológicos, físicos e químicos do solo.

- Florestas secundárias

Atualmente restam poucas áreas com formação vegetal nativa, as quais, muitas vezes, estão bastante modificadas de sua condição original (GALVÃO; AUGUSTIN, 2011). Alguns autores ressaltam que estas áreas são de florestas secundárias (RODERJAN et al., 2002) mas que apresentam cobertura vegetal diversificada, com espécies nativas locais. Estes ambientes

são, muitas vezes, considerados referência em saúde do solo, por ser um ecossistema que funciona corretamente, desempenhando seu papel ambiental, e sustentando as culturas nativas locais (CARDOSO et al., 2013).

Apesar das áreas de florestas nativas ou secundárias serem consideradas como referência em saúde do solo, a interpretação de indicadores nestes ambientes é complexa. A diversidade de espécies que as compõem e suas interações (RODRIGUES et al., 2016) dificultam a interpretação dos indicadores nos índices de saúde do solo. Alguns indicadores, como pH e o fósforo (P) comumente apresentam valores baixos em condições de solos sob vegetação nativa (MATOS et al., 2022), o que leva a necessidade de interpretação diferenciada destes, quando comparada a interpretação nas áreas de produção agrícola. Kuwano et al. (2014) retiraram os indicadores P e pH do índice de saúde do solo em função destes serem afetados pela adubação e calagem em áreas de produção agrícola. Estudos avaliando a saúde do solo em áreas sob vegetação preservada e outros usos e manejos do solo mostram que a saúde do solo foi superior nestas (CHERUBIN et al., 2016^a; CHERUBIN; TORMENA; KARLEN, 2017). Porém, em alguns estudos, a saúde do solo foi inferior na vegetação preservada quando comparada a áreas sob sistemas agroflorestais (MATOS et al., 2022) afetada pela qualidade química do solo.

3.4 RELAÇÕES ENTRE A SAÚDE DO SOLO E AS FUNÇÕES DO SOLO NO ECOSISTEMA

O solo desempenha diversas funções no ecossistema, dentre as quais podemos citar a produção da biomassa; a ciclagem e armazenamento de nutrientes; a filtragem, armazenamento e fornecimento de água; ser suporte para a habitação humana e suas atividades; ser suporte e habitat para a biodiversidade; ser fonte de matéria-prima e estoque carbono; e a preservação do patrimônio geológico e arqueológico. Estas funções relacionam-se com os serviços ecossistêmicos, que são os benefícios fornecidos pela natureza para toda a sociedade, como o fornecimento de alimentos, madeira e fibra; fornecimento de matérias-primas; mitigação de inundações; filtragem de nutrientes e contaminantes; armazenamento de carbono e regulação de gases de efeito estufa, entre outros (KEESSTRA et al, 2016).

Quando são realizadas as avaliações de saúde do solo, se avalia quão bem o solo desempenha suas funções. Em função das diversas funções que o solo desempenha, é importante que sejam consideradas quais as funções do solo que se pretende avaliar (KEESSTRA et al, 2016). Até a década de 1990, o objetivo principal era avaliar o funcionamento do solo para a produtividade das culturas, o que foi se modificando quando se

passou a considerar o papel do solo em funções relacionadas aos serviços ecossistêmicos (KEESSTRA et al, 2016). Adhikari e Hartemink (2016) orientam que em pesquisas futuras deve ser dada maior atenção às funções do solo considerando os objetivos de desenvolvimento sustentável da ONU. Para Lehmann et al. (2020) a formulação dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Organização das Nações Unidas (ONU), formulados em 2015, trouxeram a necessidade de alinhar as funções do solo com a sustentabilidade.

As funções do solo são avaliadas a partir de indicadores que representam os processos químicos, físicos e biológicos do solo (VEZZANI; MIELNICZUK, 2009). Para avaliar uma função do solo, pode ser necessário utilizar indicadores dos diversos processos que ocorrem no solo. Por exemplo, para a função de produção de biomassa, indicadores químicos (pH), biológicos (carbono orgânico) e físicos (densidade do solo) precisam ser considerados (VOGEL et al., 2019). As avaliações de saúde do solo permitem representar o funcionamento do solo.

3.5 AVALIAÇÃO DA SAÚDE DOS SOLOS

Nos últimos anos, muitos estudos vêm sendo realizados avaliando a saúde do solo (TOOR et al., 2021). Apesar disso, não existe uma metodologia geral para esta avaliação, ou uma única ferramenta (ZORNOZA et al., 2015). Poucos autores integraram os indicadores em índices (BRICHI et al., 2023), sendo que alguns avaliam a saúde do solo integrando os indicadores a partir de análises estatísticas específicas, que permitem uma discussão integrada (SIMON et al., 2022). De maneira geral, utilizar um índice que integra os diversos indicadores facilita a interpretação da saúde do solo (YANG; SIDDIQUE; LIU, 2020).

Vários esforços vêm sendo somados buscando realizar avaliações de saúde do solo eficazes e aplicáveis para diferentes condições, formando um índice de saúde do solo. Karlen e Stott (1994) ilustraram um procedimento que poderia ser adaptado para situações específicas e usado para avaliações quantitativas da qualidade do solo. Eles apresentam funções de pontuação padrão para a avaliação de qualidade do solo buscando normalizar as medições do solo para valores de índice que variam de 0 a 1. A evolução destes estudos possibilitou o desenvolvimento da ferramenta SMAF (*Soil Management Assessment Framework*) (CHANG et al., 2022), sendo esta apresentada por Andrews, Karlen e Cambardella (2004).

As avaliações de qualidade do solo/saúde do solo seguem em evolução. Nunes et al. (2021) desenvolveram uma nova ferramenta de avaliação, a “*Soil Health Assessment Protocol and Evaluation* (SHAPE)”. Esses autores utilizaram um conjunto de dados dos EUA para o desenvolvimento de curvas para a pontuação para o carbono orgânico, buscando validar estas

curvas em escala nacional. Esta ferramenta evoluiu do SMAF e do CASH (*Comprehensive Assessment of Soil Health*).

De maneira geral, para as avaliações de saúde do solo, deve-se avaliar um grupo de indicadores e integrá-los. Quando se obtém um índice de saúde do solo, geralmente estas avaliações se dividem em 3 etapas: seleção do indicador, interpretação do indicador e integração dos indicadores em um índice de saúde do solo (Figura 1) (ANDREWS; KARLEN; MITCHELL, 2002; ANDREWS; KARLEN; CAMBARDELLA, 2004).

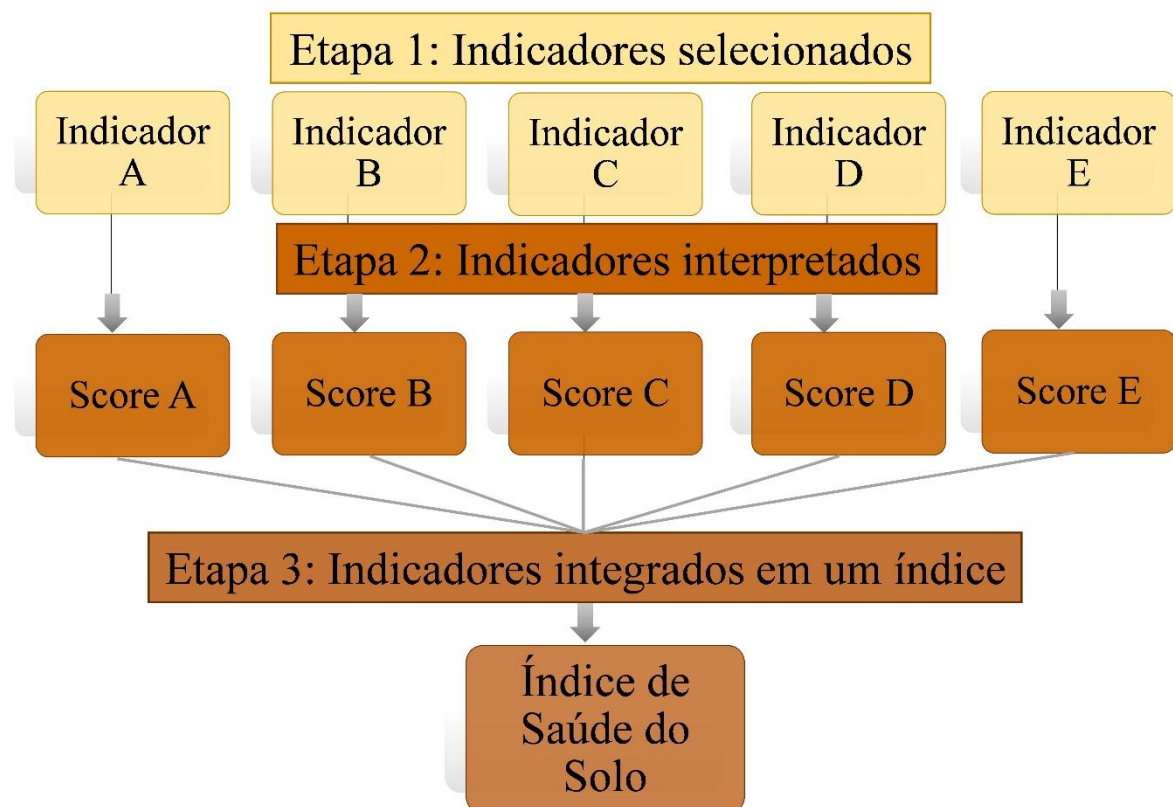


Figura 1: Etapas para a avaliação da saúde do solo. Fonte: Adaptada de Andrews, Karlen e Cambardella (2004).

Veum et al. (2021) destacaram que os avanços na avaliação em saúde do solo dependem de melhorias na interpretação dos indicadores, incluindo informações de solo e clima, sendo necessário avanços que permitam desenvolver medições dos indicadores em campo, como por exemplo, com o uso de sensores. Esses autores destacam a importância de desenvolver protocolos nacionais para a avaliação da saúde do solo.

No Brasil, os estudos sobre qualidade do solo ou saúde do solo têm ganhado destaque nas últimas décadas. Apesar disso e de muitos esforços para estas avaliações, ainda há muitas confusões sobre este tema. Em um levantamento recente no Brasil, Simon et al. (2022) mostraram que 2% dos trabalhos sobre o tema qualidade/saúde do solo apresentaram os três

grupos de indicadores de solo (químicos, físicos e biológicos) integrados em uma discussão específica sobre a saúde do solo. Ou seja, apenas 2% dos trabalhos que diziam avaliar a saúde do solo, realmente a realizaram. Devido à complexidade em avaliar todo o ambiente do solo, a qualidade do solo é muitas vezes segmentada em “qualidade física do solo”, “qualidade química do solo” e “qualidade biológica do solo” (REYNOLDS et al., 2007; DEXTER, 2004). No entanto, para uma avaliação de “qualidade do solo/saúde do solo” é necessário avaliar indicadores de saúde do solo dos três grupos (químicos, físicos e biológicos) e integrar esta avaliação (ANDREWS; KARLEN; CAMBARDELLA, 2004; VEUM et al., 2021; SIMON et al., 2022).

Dos 30 artigos que estudaram os três grupos de indicadores de saúde do solo integrados (avaliando a saúde do solo) entre os anos de 2014 a 2021 no Brasil (SIMON et al., 2022), 18 fizeram um índice de saúde do solo. Destes, 6 utilizaram a ferramenta SMAF (33%) (CHERUBIN et al., 2016a; CHERUBIN; TORMENA; KARLEN, 2017; LUZ et al., 2019; LISBOA et al., 2019; RUIZ et al., 2020; CHERUBIN et al., 2021) e 5 fizeram a avaliação de saúde do solo seguindo o modelo de Karlen e Stott (1994) utilizando padronizações não lineares com as funções de pontuação padrão (GONZAGA et al., 2016; STEFANOSKI et al., 2016; ARAÚJO et al., 2018; BARBOSA et al., 2018; FREITAS et al., 2018).

Outros 6 artigos trabalharam com a formação do índice de saúde do solo a partir de padronizações lineares, seguindo diferentes metodologias (KUWANO et al., 2014; LIMA et al., 2016; CHAVES et al., 2017; FARHATE et al., 2020; NUNES et al., 2020b; SANTOS et al., 2021), dos quais dois utilizaram a mata nativa como referência (KUWANO et al., 2014; LIMA et al., 2016). Isto reflete a dificuldade em entrar em um consenso para as avaliações de saúde do solo no Brasil.

Apenas 1 dentre estes artigos, apresentados na revisão de Simon et al. (2022), comparou diferentes metodologias de avaliação de saúde do solo (CHERUBIN et al., 2016c). Recentemente, Marion et al. (2022) compararam diferentes metodologias de avaliação de saúde do solo no Sul do Brasil. Alguns artigos não foram selecionados no segundo filtro do artigo de Simon et al. (2022), provavelmente por não apresentarem na avaliação de saúde do solo, algum grupo de indicadores, como a avaliação da saúde física do solo (MENDES et al., 2021), ou por que a data de publicação foi anterior ou posterior a data de 2014 a 2021 (JIMENEZ et al., 2022; MARION et al., 2022; JOSÉ et al., 2022; MATOS et al., 2022).

3.5.1 Indicadores de saúde do solo

Os indicadores de saúde do solo são atributos mensuráveis capazes de fornecer informações sobre as funções do solo (ANDREWS; KARLEN; CAMBARDELLA, 2004) e devem representar processos químicos, físicos e biológicos que ocorrem no solo (DORAN; PARKIN, 1994; SIMON et al., 2022). Por exemplo, indicadores químicos, como o pH do solo, os níveis de fósforo e potássio e indicadores biológicos, como o carbono orgânico total, o carbono da biomassa microbiana e a enzima beta-glucosidase representam a função de ciclagem e armazenamento de nutrientes no solo. Outras funções do solo, como ser suporte para o crescimento de plantas, fornecendo e armazenando água, podem ser representadas por indicadores físicos do solo, como a densidade do solo, os macroagregados e o espaço poroso ocupado pela água (ANDREWS; KARLEN; CAMBARDELLA, 2004). Indicadores físicos, químicos e biológicos devem ser integrados nas avaliações de saúde e do solo, sendo que um solo é considerado saudável quando possui todos os indicadores em condições de promover e sustentar uma boa produtividade agrícola com degradação ambiental mínima (REYNOLDS et al., 2007).

- Indicadores físicos

Um solo agrícola com qualidade física é um solo com uma boa estrutura que permita suportar o crescimento das plantas e não restrinja o crescimento das raízes, resistindo a erosão e a compactação (DEXTER, 1988). A produção intensiva de culturas agrícolas pode fazer com que a saúde física dos solos diminua, o que afeta tanto a produtividade das culturas, bem como impacta negativamente o ambiente, causando perda de solo e de agroquímicos (REYNOLDS et al., 2002).

Cherubin et al. (2016b), avaliando a qualidade física do solo, verificaram que a conversão da vegetação nativa para pastagem aumentou a compactação do solo e reduziu a condutividade hidráulica e aeração do solo. Dexter (2004) destaca consequências da redução da qualidade física do solo: aumento da incidência de inundações e erosão do solo, redução do rendimento das culturas e dificuldade no manejo do solo, além das consequências para a condição química e biológica dos solos.

Os indicadores físicos de saúde do solo geralmente possuem metodologias de avaliação de baixo custo (CARDOSO et al., 2013). Entre os atributos físicos geralmente analisados, a textura pode ser elencada como um atributo permanente, inerente às propriedades de cada solo e que serve para classificá-lo pedologicamente, influenciando em outros fatores. Porém não é um atributo físico importante a ser utilizado como indicador de saúde do solo para diferenciar

sistemas de manejo, visto que não é alterado pelo manejo (STEFANOSKI et al., 2013; CARDOSO et al., 2013).

Atributos do solo governados por processos de formação do solo na maioria das vezes não respondem às práticas de manejo (CHERUBIN et al., 2016a), porém influenciam outros atributos, como a textura influenciando a densidade do solo e a porosidade do solo. Solos mais argilosos tendem a ter uma porosidade total maior, e com isso menor densidade do solo, com seu espaço poroso constituído de grande quantidade de microporos (REICHARDT; TIMM, 2012).

A densidade do solo é um importante indicador físico da degradação estrutural e sensível às práticas de manejo (VIANA et al., 2014), que pode estimar a compactação do solo. O aumento nos valores de densidade do solo indica aumento da compactação do solo (RABOT et al., 2018; BLANCO-CANQUI; WORTMANN, 2020). A densidade do solo, entre os indicadores físicos de saúde do solo, é o mais utilizado em estudos sobre saúde do solo no Brasil (SIMON et al., 2022), e o segundo mais frequente em diferentes regiões do mundo (BÜNEMANN et al., 2018).

Os fatores que favorecem o uso da Ds como um importante indicador é que esta é uma medida relativamente rápida e simples, com baixo custo e ausência de equipamentos laboratoriais sofisticados (LIBARDI, 2012; EMBRAPA, 2017), além de estar diretamente ligada a muitos processos do solo, como compactação do solo e infiltração de água (SIMON et al., 2022). A interpretação deste importante indicador depende do tipo de solo, especialmente da textura do solo e do teor de matéria orgânica do solo (RABOT et al., 2018).

A densidade do solo relaciona-se diretamente com a porosidade do solo, que mede o espaço poroso do solo. Quando há maior porosidade no solo, a massa do solo é menor, e desse modo, há menor densidade do solo (REICHARDT; TIMM, 2012). A porosidade do solo pode ser considerada como um indicador relevante para várias funções do solo (RABOT et al., 2018) e tem sido bastante utilizada como um indicador físico de saúde do solo nos estudos do Brasil, sendo menos frequente que a densidade do solo (SIMON et al., 2022). No caso da porosidade total, que é o espaço poroso total do solo (REICHARDT; TIMM, 2012), é o segundo indicador físico mais utilizado, seguida da microporosidade e macroporosidade (SIMON et al., 2022).

Os poros com diâmetro maior são representados pela macroporosidade, sendo importantes na aeração do solo e nos fluxos mais rápidos de água (REICHARDT; TIMM, 2012). A macroporosidade é um indicador físico geralmente sensível pelo manejo, mas que pode apresentar maior variabilidade (KAZMIERCZAK et al., 2020). A microporosidade é representada pelos poros com diâmetros menores, sendo os que elevam a capacidade de

retenção da água no solo, atuando no armazenamento de água do solo (REICHARDT; TIMM, 2012), podendo ser um indicador sensível e com baixa variabilidade (KAZMIERCZAK et al., 2020).

Entre os indicadores relacionados a água no solo, o conteúdo de água disponível indica a capacidade do solo de armazenar e fornecer água para as raízes das plantas, sendo determinado pela diferença entre a umidade na capacidade de campo e no ponto de murcha permanente (REYNOLDS et al., 2009). Baseia-se na energia (potencial) da água do solo, ignorando outros fatores que interferem na absorção de água pelas plantas (WIECHETECK et al., 2020).

Os indicadores relacionados à água no solo estão entre os indicadores físicos mais utilizados nos trabalhos de saúde do solo no Brasil, estando presentes em 24% dos trabalhos (segundo filtro) (SIMON et al., 2022). Já nos trabalhos de saúde do solo realizados em escala mundial, Bünemann et al. (2018) verificaram que os indicadores relacionados à categoria de armazenamento de água foram os mais frequentes entre os indicadores físicos de saúde do solo. Outros indicadores relacionados à água no solo também são utilizados, como a condutividade hidráulica saturada e o espaço poroso ocupado por água.

O espaço poroso ocupado pela água é um indicador que avalia a capacidade do solo armazenar água em razão do seu volume de poros, calculado a partir da relação entre a capacidade de campo e a porosidade total, com um valor “ideal” de 0,66 (REYNOLDS et al., 2002). Valores acima de 0,66 sugerem uma redução da aeração, como verificado por Vizioli et al. (2021). Este indicador físico afeta as trocas gasosas do solo, e os processos mediados por microrganismos do solo, estando relacionado, portanto, com a produção agrícola e com as funções ambientais dos solos (WIENHOLD et al., 2009).

O espaço poroso ocupado pelo ar também é um indicador físico utilizado em avaliações de saúde física do solo (CHERUBIN et al., 2016b; CAVALCANTI et al., 2020; SANTOS et al., 2021). Este indicador representa a aeração do solo, sendo um valor “ideal” de 0,34 para que um solo apresente o mínimo de aeração para as demandas biológicas (REYNOLDS et al., 2002). Assim como a disponibilidade de água, a disponibilidade de ar no solo afeta diretamente a vida no solo. Estes indicadores físicos podem relacionar-se aos indicadores biológicos de saúde do solo, como a respiração basal do solo (SKOPP et al., 1990).

Simon et al. (2022) verificaram que os trabalhos sobre saúde do solo vêm utilizando a resistência do solo como um indicador físico de saúde do solo. Esta é uma medida que estima o impedimento mecânico que o solo oferece ao crescimento das raízes, e pode ser utilizada para estimar a compactação do solo diretamente no campo (BECKER et al., 2022), o que a torna um indicador promissor para ser utilizado nas avaliações de saúde do solo (BÜNEMANN et al.,

2018). O aumento nos valores de resistência à compactação indica aumento da compactação do solo. Porém, como a umidade do solo afeta este atributo, a informação do conteúdo de água no solo deve ser levada em consideração no momento da medição da resistência do solo (BLANCO-CANQUI; WORTMANN, 2020).

A estrutura do solo, formada pela organização das partículas sólidas do solo, pode ser classificada de acordo com seu tamanho, podendo ser subdividida em microagregados (53–250 μm) e macroagregados ($> 250 \mu\text{m}$) (RABOT et al., 2018). Os macroagregados são mais sensíveis ao uso e manejo do solo comparados aos microagregados (CARDOSO et al., 2013). Parâmetros de agregação do solo (estabilidade de agregados, diâmetro médio ponderado, entre outros) aparecem em 41% dos trabalhos sobre saúde de solo no Brasil (segundo filtro) (SIMON et al., 2022), e em quarto lugar entre os indicadores físicos mais utilizados em escala mundial (BÜNEMANN et al., 2018).

A estrutura do solo controla muitos processos nos solos: regula a retenção e infiltração da água, as trocas gasosas, a matéria orgânica do solo, a dinâmica dos nutrientes, o crescimento das raízes e a suscetibilidade à erosão (RABOT et al., 2018), estando ligada a diversas funções do solo. A avaliação da estrutura do solo pode ser realizada por diferentes meios, desde métodos de campo (BALL; BATEY; MUNKHOLM, 2007; GUIMARÃES; BALL; TORMENA, 2011) a métodos de laboratórios. Os métodos de laboratório permitem determinar a distribuição de tamanho dos agregados e calcular índices, como o diâmetro médio ponderado, mas possuem a desvantagem de que, devido às diferentes metodologias que podem ser aplicadas, podem ser observados diferentes resultados (RABOT et al., 2018; SCHIEBELBEIN, 2022). Com relação a métodos de campo, estes possibilitam monitorar a qualidade da estrutura do solo no campo de maneira prática e com baixo custo, porém necessitam de avaliadores treinados. Um exemplo é o método VESS (Avaliação Visual da Estrutura do Solo) (BALL et al., 2017; CHERUBIN et al., 2016)

A agregação do solo regula a capacidade dos solos de armazenar carbono, pela proteção física da matéria orgânica contra a ação de microrganismos e enzimas (RABOT et al., 2018). Teores baixos de carbono podem ser indício de degradação estrutural do solo (REYNOLDS et al., 2007). A partir de informações do teor de carbono no solo e a granulometria do solo, pode ser calculado o índice de estabilidade estrutural do solo (REYNOLDS et al., 2009). Este é um indicador capaz de avaliar o risco de degradação estrutural do solo, sendo utilizado para a avaliação da sua qualidade física (CHERUBIN et al., 2016b; SANTOS et al., 2021). Outros índices físicos também vêm sendo utilizados na pesquisa, como o Intervalo Hídrico Ótimo, um

índice da qualidade estrutural do solo para o crescimento das plantas (TORMENA; SILVA; LIBARDI, 1998).

- Indicadores químicos

Os indicadores químicos de saúde do solo estão relacionados com a capacidade do solo de fornecer nutrientes para as plantas ou reter elementos químicos prejudiciais ao meio ambiente e ao desenvolvimento das culturas agrícolas. Estes são facilmente interpretados, pois são bem correlacionados ao crescimento e à produtividade das culturas (CARDOSO et al., 2013). Em solos tropicais e subtropicais, devido a precipitação elevada, há maiores perdas de bases trocáveis e acidificação do solo (FUJII; FUNAKAWA; KOSAKI, 2012). É importante monitorar os indicadores químicos do solo e, no caso de áreas agrícolas, realizar a correção da acidez do solo e adubação, prática que pode ser rápida e eficaz para aumentar a qualidade química do solo (PAVINATO et al., 2017).

O pH do solo é um indicador químico importante, pois correlaciona-se diretamente com a solubilidade e disponibilidade de nutrientes, além de afetar a atividade microbiana do solo (CARDOSO et al., 2013). Está entre os indicadores químicos mais utilizados nas avaliações de saúde do solo no Brasil, estando em 69% dos trabalhos de avaliação de saúde do solo segundo Simon et al. (2022) (segundo filtro). Em escala mundial, o pH do solo é o segundo indicador mais utilizado nas avaliações e saúde do solo (BÜNEMANN et al., 2018).

O fósforo é um nutriente indispensável para a produtividade agrícola e é essencial nas avaliações da saúde do solo (CARDOSO et al., 2013), sendo o indicador químico de saúde do solo mais utilizados nos trabalhos de avaliação de saúde do solo no Brasil (SIMON et al., 2022) e o terceiro no mundo (BÜNEMANN et al., 2018). O potássio é o segundo indicador químico de saúde do solo mais utilizado no Brasil (SIMON et al., 2022), estando presente em 75% dos trabalhos, e o quarto mais utilizado no mundo (BÜNEMANN et al., 2018). Este é um macronutriente essencial para as plantas (CARDOSO et al., 2013).

Outros indicadores químicos de saúde do solo também são utilizados, como cálcio, magnésio, alumínio, capacidade de troca de cátions, saturação de bases, saturação de alumínio, e condutividade elétrica (SIMON et al., 2022; BÜNEMANN et al., 2018). Porém, indicadores muito correlacionados entre si, como a saturação por bases, cálcio, alumínio e pH do solo, trazem uma redundância de informação, sendo mais adequado a seleção de apenas um destes indicadores nas avaliações de saúde do solo (BÜNEMANN et al., 2018). Neste contexto, o pH do solo é o mais utilizado (ANDREWS; KARLEN; CAMBARDELLA, 2004). Micronutrientes

e enxofre têm sido pouco utilizados nas avaliações de saúde do solo no Brasil (SIMON et al., 2022).

- Indicadores biológicos

Uma das conquistas mais importantes para a determinação de saúde do solo é a inclusão da avaliação da saúde biológica do solo (LEHMANN et al., 2020). Os processos biológicos são essenciais para manter a capacidade do solo mineralizar nutrientes, disponibilizando-os às plantas (CARDOSO et al., 2013). Enquanto as plantas, por meio da fotossíntese, fazem a conexão da atmosfera com o solo, os microrganismos são os responsáveis diretos pelo funcionamento do solo, participando de processos que vão desde a sua gênese até a decomposição de resíduos orgânicos, resultando na reciclagem dos nutrientes minerais utilizados pelas plantas e depositados em seus tecidos (MENDES et al., 2019a). Porém ainda há muito conhecimento a ser explorado na avaliação da saúde biológica do solo, como por exemplo, a definição dos melhores indicadores biológicos para utilizar nas avaliações de saúde do solo, bem como padronizar o método de amostragem e a análise de dados, construindo curvas de interpretação destes indicadores (SIMON et al., 2022; LOPES et al., 2013).

O carbono orgânico é um indicador importante nas avaliações de saúde do solo, ficando no grupo de indicadores mais utilizado nas avaliações de saúde do solo no mundo (BÜNEMANN et al., 2018). Este interage com as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, afetando também, a atividade microbiana (CARDOSO et al., 2013). Muitas vezes este indicador é considerado no grupo de indicadores biológicos de saúde do solo (CHERUBIN et al. 2016a; LISBOA et al., 2019; NUNES et al., 2020c; SIMON et al., 2022; BRICHI et al., 2023) ou no grupo de indicadores químicos de saúde do solo (BÜNEMANN et al., 2018). Parâmetros relacionados ao carbono orgânico do solo foram os indicadores mais frequentes utilizados nas avaliações de saúde do solo no Brasil (SIMON et al., 2022).

A matéria orgânica é adicionada ao solo por meio das plantas. Quanto maior a entrada de compostos vegetais, mais carbono pode ser adicionado ao solo. Aumentando a entrada de compostos vegetais, é fornecida energia para os microrganismos do solo, melhorando a ciclagem de nutrientes e favorecendo a formação da estrutura do solo. Isto pode ser alcançado pelo cultivo contínuo e diversificado de plantas (VEZZANI; MIELNICZUK, 2009). Porém, é necessário que o manejo favoreça não somente a entrada de carbono no solo, mas também sua manutenção, o que favorece a saúde do solo e reduz a emissão de CO₂ para a atmosfera,

contribuindo para o sequestro de carbono no solo (TOOR et al., 2021; VEZZANI; MIELNICZUK, 2009).

Dentre os indicadores biológicos potenciais para serem utilizados nas avaliações de saúde do solo, as enzimas extracelulares do solo estão sendo amplamente estudadas e já estão sendo utilizadas no Brasil (MENDES et al., 2019b). Estas estão em 24% dos trabalhos de avaliação de saúde do solo no Brasil (SIMON et al., 2022). As enzimas são fundamentais para o funcionamento dos ecossistemas, pois estas afetam vários processos no solo, como a decomposição dos resíduos e a ciclagem de nutrientes. Além disso, as enzimas são altamente sensíveis a fatores ambientais, o que torna promissor seu uso para monitorar a saúde do solo (SOBUCKI et al., 2021).

Os principais grupos de enzimas do solo investigados para avaliar a saúde do solo estão aquelas relacionadas ao ciclo do carbono, do nitrogênio, do fósforo e do enxofre, pois estes elementos fazem parte da estrutura das moléculas que formam os compostos orgânicos, que depende da atividade biológica para sua decomposição (SOBUCKI et al., 2021). Porém alguns questionamentos são feitos quanto a utilização da atividade enzimática para avaliar as funções do solo. Entre eles estão a questão da análise, que pode determinar a atividade enzimática potencial, e não real; utilizar uma única enzima sem considerar as demais enzimas envolvidas em um processo de ciclagem de um nutriente; e os efeitos, diretos e indiretos, que dificultam a interpretação da resposta da atividade enzimática (NANNIPIERI et al., 2012).

Entre as enzimas comumente utilizadas em avaliações da saúde do solo, a beta-glucosidase está relacionada ao ciclo do carbono, e é a última enzima no processo de despolimerização da celulose, sendo que sua atividade pode ser considerada um parâmetro adequado para avaliar a atividade microbiana e a saúde do solo (SOBUCKI et al., 2021). Esta enzima desempenha um papel importante na degradação da matéria orgânica do solo e resíduos vegetais (STOTT et al., 2010), atuando na etapa final de decomposição da celulose, convertendo a celobiose em moléculas de glicose (MENDES et al., 2019a).

A urease é uma enzima importante no ciclo do nitrogênio, pois atua na hidrólise da ureia (SOBUCKI et al., 2021), sendo seus produtos, o ácido carbônico e a amônia. Esta enzima é amplamente encontrada na natureza, sintetizada por numerosos organismos, incluindo plantas, bactérias, algas, fungos e invertebrados, e ocorre em solos como uma enzima do solo (KRAJEWSKA, 2009). Porém, segundo Nannipieri et al., (2012), esta é uma enzima pouco utilizada nas avaliações, possivelmente em função de que a ureia não é um componente importante do nitrogênio orgânico do solo, particularmente quando fertilizantes de ureia não são usados.

A enzima fosfatase transforma o P orgânico em fosfato, que é a forma de P que pode ser absorvida pelas plantas, pois o P orgânico é imóvel e estruturalmente indisponível para absorção pelas raízes das plantas (MENDES et al., 2019a; SOBUCKI et al., 2021). Esta enzima vem sendo pouco utilizada como um indicador de saúde do solo (EMBRAPA, 2021) em função da influência da adubação neste indicador e da aplicação de calcário, o qual altera o pH do solo e, conseqüentemente, altera a atividade desta enzima (HALSTEAD, 1964).

A arilsulfatase é uma importante enzima que controla a mineralização de enxofre (S) de fontes orgânicas, sendo que é observado maior atividade desta enzima em áreas de maior aporte de carbono (LISBOA et al., 2012). Esta enzima é utilizada como um indicador biológico de saúde do solo no Brasil (EMBRAPA, 2021). O S está presente na metionina e cisteína, dois aminoácidos presentes nas plantas, e assim a matéria orgânica se torna um importante reservatório de S do solo. O substrato é o principal fator limitante da atividade enzimática (SOBUCKI et al., 2021).

A biomassa microbiana do solo é o compartimento vivo da matéria orgânica do solo (CARDOSO et al., 2013). A atividade microbiana do solo está como o segundo grupo de indicadores biológicos mais utilizados nos trabalhos de avaliação de saúde do solo no Brasil, representada por indicadores como o carbono da biomassa microbiana, nitrogênio da biomassa microbiana, respiração basal do solo e quociente metabólico (SIMON et al., 2022). A atividade microbiana no solo depende da aeração e do teor de água do solo, assim, pode ser afetada por práticas de manejo do solo, como o preparo do solo (SKOPP et al., 1990). Práticas que contribuem para o aumento da matéria orgânica do solo proporcionam a manutenção de maior biomassa microbiana (LISBOA et al., 2012). Desse modo, a avaliação de indicadores biológicos auxilia na avaliação dos efeitos do manejo do solo.

A respiração basal do solo, definida como o total de todas as funções metabólicas do solo nas quais o CO₂ é produzido, é comumente utilizada nas avaliações biológicas do solo. As bactérias e os fungos são os principais responsáveis pela liberação de CO₂, via degradação da matéria orgânica (SILVA; AZEVEDO; DE-POLLI, 2007). A respiração basal do solo depende do estado fisiológico das células e é influenciada por diferentes fatores tais como a umidade, a temperatura e a disponibilidade de nutrientes (MENDES et al., 2019a). A partir das informações da respiração basal do solo e do carbono da biomassa microbiana, é possível calcular o quociente metabólico (qCO₂). Este, que é a razão entre a respiração basal do solo por unidade de carbono da biomassa microbiana do solo, tem sido usado para estimar a eficiência do uso de substrato pelos microrganismos do solo (SILVA; AZEVEDO; DE-POLLI, 2007).

Atualmente, dos trabalhos que avaliaram a saúde do solo no Brasil, muitos utilizam o carbono orgânico total ou a matéria orgânica para representar o grupo de indicadores biológicos. Isso foi verificado em 15 dos 30 artigos sobre saúde do solo publicados entre os anos de 2014 a 2021 (SIMON et al., 2022).

Esforços têm se somado buscando incluir e interpretar novos indicadores biológicos nas avaliações de saúde do solo (LOPES et al., 2013). Mendes et al. (2019b) realizaram experimentos no cerrado brasileiro para definir limites críticos para indicadores biológicos de saúde do solo, bem como ajustaram a época de coleta de solo para facilitar o uso de enzimas como indicadores de saúde do solo, associados a indicadores químicos, para formar o BioAS (Tecnologia de Bioanálise de Solo). Apesar desta tecnologia ser promissora nas avaliações da saúde química e biológica do solo, ainda não foi adicionado o componente físico para a formação do índice de saúde do solo (EMBRAPA, 2021).

3.5.2 Seleção e interpretação de indicadores de saúde do solo

A primeira etapa de avaliação de saúde do solo é a seleção de indicadores. A seleção visa identificar um conjunto relevante de indicadores que representam as funções do solo e sejam sensíveis às mudanças de manejo (KIANI et al., 2017; VALLE; CARRASCO, 2018). Atributos do solo que apresentem rápida resposta a ações antropogênicas ou mesmo naturais são considerados bons indicadores de saúde do solo (CARDOSO et al., 2013). Além dos critérios já mencionados, outros critérios devem ser atendidos: serem obtidos com facilidade; apresentarem confiabilidade; serem obtidos a custo baixo; apresentarem mínimas variabilidade espacial e temporal; não apresentarem redundância; e, apresentarem facilidade de interpretação (BÜNEMANN et al., 2018).

A seleção pode ser feita por métodos estatísticos, que levam em consideração a sensibilidade e não redundância dos indicadores (ANDREWS; KARLEN; MITCHELL, 2002; RAIESI, 2017; THOUMAZEAU et al., 2019; ZUBER et al., 2017; VALLE; CARRASCO, 2018; CHERUBIN et al., 2016c; STEFANOSKI et al., 2016), ou a partir da opinião de especialistas (LIMA et al. 2016; CHERUBIN et al., 2016c; STEFANOSKI et al., 2016). As análises estatísticas possibilitam verificar a correlação entre os indicadores e, assim, selecionar aqueles que não são correlacionados. Esse critério evita a multicolinearidade dos índices (MUKHERJEE; LAL, 2014) e torna as avaliações subsequentes menos trabalhosas e mais baratas (CHERUBIN et al., 2016c). Já a seleção de indicadores a partir da opinião de especialistas pode ser apoiada em pesquisas já realizadas, e leva em consideração as funções

do solo, a facilidade, praticidade e custo de amostragem, análise e interpretação do indicador (CHERUBIN et al., 2016c; STEFANOSKI et al., 2016; ANDREWS; KARLEN; CAMBARDELLA, 2004). As duas formas de seleção são eficientes (CHERUBIN et al., 2016c) e podem ser unidas para tornar a seleção de indicadores mais adequada (BÜNEMANN et al., 2018).

Andrews, Karlen e Mitchell (2002) observaram que um pequeno número de indicadores pode fornecer adequadamente as informações necessárias para a seleção das melhores práticas de manejo. Em áreas de produção de cana-de-açúcar, Cherubin et al. (2016c) verificaram que um pequeno número de indicadores pode ser utilizado para as avaliações de saúde do solo, o que também foi constatado por Marion et al. (2022), na região sul do Brasil, no estado do Rio Grande do Sul. Bünemann et al. (2018) verificaram um número médio de onze indicadores utilizados nas avaliações de saúde do solo.

Outra etapa do processo de avaliação da qualidade do solo é a interpretação dos indicadores. Nessa etapa, os valores dos indicadores são transformados para uma escala que varia entre 0 e 1, a partir de curvas “mais é melhor”, “menos é melhor” e “valor ótimo”. A transformação “mais é melhor” é utilizada quando os maiores valores do indicador representam a melhor saúde do solo; e a “menos é melhor” é utilizada quando ocorre o contrário. Há casos em que o valor do indicador representa efeito positivo na saúde do solo até um determinado valor e, a partir daí, passa a representar um efeito negativo. Exemplos dessa condição são o espaço poroso ocupado pela água e o pH do solo, para os quais se utilizam curvas de “valor ótimo” (ANDREWS; KARLEN; MITCHELL, 2002; REYNOLDS et al., 2002).

A transformação dos valores dos indicadores pode ser linear ou não linear. A transformação linear é mais simples e requer pouco conhecimento prévio do sistema (ANDREWS; KARLEN; MITCHELL, 2002). Nesse caso, se o indicador for classificado como “mais é melhor”, deve-se determinar a pontuação mais alta deste conjunto de dados observado, e cada valor do conjunto de dados é dividido pelo maior valor observado. O trabalho realizado por Cherubin et al. (2016b) exemplifica a transformação linear dos valores dos indicadores para a formação de um índice físico de qualidade do solo.

A transformação não linear requer conhecimento prévio e avançado do comportamento de cada indicador dentro do sistema (ANDREWS; KARLEN; MITCHELL, 2002), sendo considerada mais adequada do que a linear. Para esta transformação são utilizados valores limites, definidos conforme as condições locais. Chang et al. (2022) orientam 4 maneiras de definição destes valores: a busca por informações na literatura, o uso de áreas de referência, o cálculo dos valores de inclinação da curva de interpretação e a atribuição de valores limites com

base na opinião de especialistas. Definir corretamente os parâmetros para a interpretação de cada indicador é fundamental para gerar índices robustos de saúde do solo. Segundo Karlen et al. (2019), a interpretação dos indicadores é a etapa chave para que a pesquisa sobre a saúde do solo siga avançando. Essa etapa é considerada um grande desafio para as avaliações futuras sobre a saúde dos solos no mundo (BÜNEMANN et al., 2018).

3.5.3 Índice de saúde do solo

A última etapa da avaliação da saúde do solo consiste em obter o índice de saúde do solo (ISS). O ISS integra as pontuações dos indicadores selecionados na etapa de interpretação, em um único valor que varia de 0 a 1, sendo 0 o pior (limite inferior) e 1 o melhor (limite superior). Essa integração pode ser feita pelo ISS aditivo ou pelo ISS aditivo ponderado (DORAN; PARKIN, 1994; ANDREWS; KARLEN; MITCHELL, 2002).

No ISS aditivo realiza-se apenas a soma das pontuações e o resultado é dividido pelo número total de indicadores. Dessa maneira, todos os indicadores contribuem igualmente no índice final. Já no ISS aditivo ponderado realiza-se uma ponderação no cálculo do ISS, ou seja, são utilizados pesos diferentes para os indicadores, de acordo com algum agrupamento destes (ANDREWS; KARLEN; MITCHELL, 2002). Como resultado, alguns indicadores têm maior influência do que outros no índice final.

O agrupamento destes indicadores pode ser realizado a partir de funções do solo, com todas as funções recebendo o mesmo peso, porém estas são representadas por um número diferente de indicadores. Os trabalhos de Melo Filho, Souza e Silva Souza (2007) e Barbosa et al. (2018) utilizaram esse procedimento, ponderando os indicadores em diferentes funções do solo, por meio do modelo proposto por Karlen e Stott (1994). Os processos químicos, físicos e biológicos do solo também podem ser utilizados para ponderar o cálculo do ISS. Por exemplo, se houver apenas um indicador representando o processo biológico, e um número maior de indicadores nos demais processos, o indicador biológico poderá contribuir mais no cálculo do ISS. A ponderação também pode ser feita a partir de resultados obtidos em análises estatísticas. Quando se utiliza a análise de componentes principais para a seleção de indicadores, os autovalores e autovetores gerados podem ser utilizados como ponderadores. Exemplos destas ponderações podem ser verificadas no trabalho de Marion et al. (2022). Yu et al. (2018) verificaram que a abordagem aditiva ponderada foi melhor do que a abordagem aditiva pois permitiu verificar diferenças entre os tratamentos avaliados.

3.5.4 O SMAF como ferramenta de avaliação da saúde do solo

O *Soil Management Assessment Framework* (SMAF) é um método quantitativo de avaliação da saúde do solo desenvolvido por Andrews, Karlen e Cambardella (2004) para solos dos Estados Unidos da América (EUA). Trata-se de um framework em que um conjunto de indicadores (físicos, químicos e biológicos) permite avaliar o desempenho das funções do solo. A proposta metodológica foi desenvolvida com o intuito de melhorar a avaliação do impacto das práticas de manejo do solo sobre o desempenho de suas funções.

A ferramenta SMAF consiste em selecionar indicadores, interpretar indicadores e integrar esses indicadores em um índice de qualidade. No caso do SMAF, a seleção de indicadores deve ser realizada visando atingir objetivos de manejo pré-definidos, com foco nas funções do solo que permitam alcançar esses objetivos (Figura 2). Porém a seleção de indicadores se limita aos indicadores que possuem as curvas de padronização não-lineares (ANDREWS; KARLEN; CAMBARDELLA, 2004) elaboradas previamente para cada indicador.

Em estudo pioneiro realizado para solos dos EUA, Andrews, Karlen e Cambardella (2004) desenvolveu curvas de padronização para dez indicadores de qualidade, sendo estes: estabilidade de agregados, capacidade de retenção e disponibilidade de água para a planta, densidade do solo, condutividade elétrica, pH, Na, P, carbono orgânico total, carbono da biomassa microbiana e potencial de mineralização de nitrogênio. Posteriormente, Wienhold et al. (2009) desenvolveram curvas para K em para o espaço poroso ocupado pela água; e, Stott et al. (2010), para a enzima beta-glucosidase.

O SMAF permite atualizações e refinamento contínuo das interpretações para diversos solos, climas e práticas de uso e manejo. As curvas de pontuação geradas podem ser aplicadas em diferentes condições, considerando fatores que variam conforme a região de estudo, como a textura, clima, declividade do terreno, mineralogia, classe de intemperismo e método analítico (ANDREWS; KARLEN; CAMBARDELLA, 2004).

A adaptação da padronização do indicador para diferentes condições ambientais é o principal diferencial das curvas não-lineares do SMAF. No caso do indicador fósforo (Figura 3), o ponto descendente da curva é relacionado ao potencial de contaminação ambiental e a declividade do relevo, o que leva ao desenvolvimento de curvas para cada faixa de declividade estabelecida (Figura 3). Para o P também se considera o método analítico de determinação do indicador, a textura do solo, o teor de carbono orgânico total, a cultura utilizada e o grau de

intemperismo do solo (ANDREWS; KARLEN; CAMBARDELLA, 2004; CHERUBIN et al., 2016a).

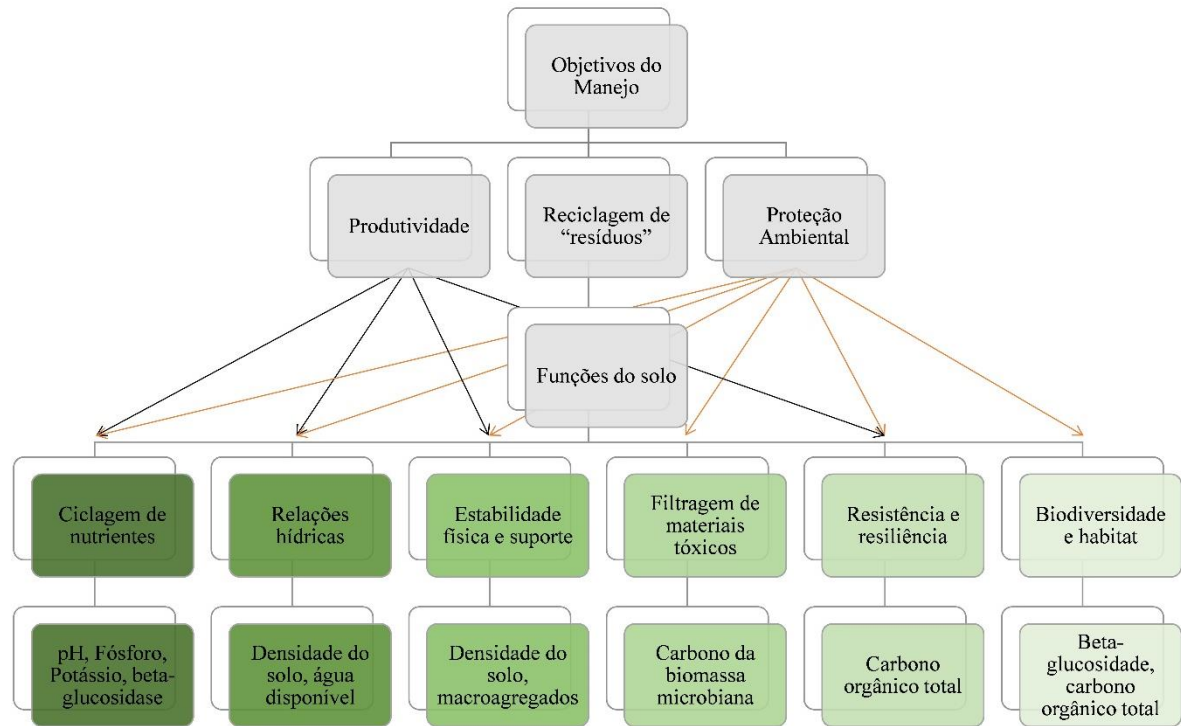


Figura 2: Diagrama que representa o procedimento utilizado para selecionar indicadores de saúde do solo na metodologia SMAF. Fonte: Adaptado de Andrews, Karlen e Cambardella (2004).

A metodologia SMAF exige, no mínimo, a inclusão de cinco indicadores, de modo que, pelo menos um, represente cada função do solo e os grupos de indicadores químicos, físicos e biológicos (KARLEN et al., 2008). Em estudos realizados no Brasil, Cherubin et al. (2016a) e Luz et al. (2019) selecionaram oito e cinco indicadores, respectivamente, para avaliação da saúde do solo. Lisboa et al. (2019) selecionaram seis indicadores para as camadas de 0,00 a 0,05 e 0,05 a 0,10 m, e cinco para as camadas de 0,10 a 0,20 e 0,20 a 0,30 m.

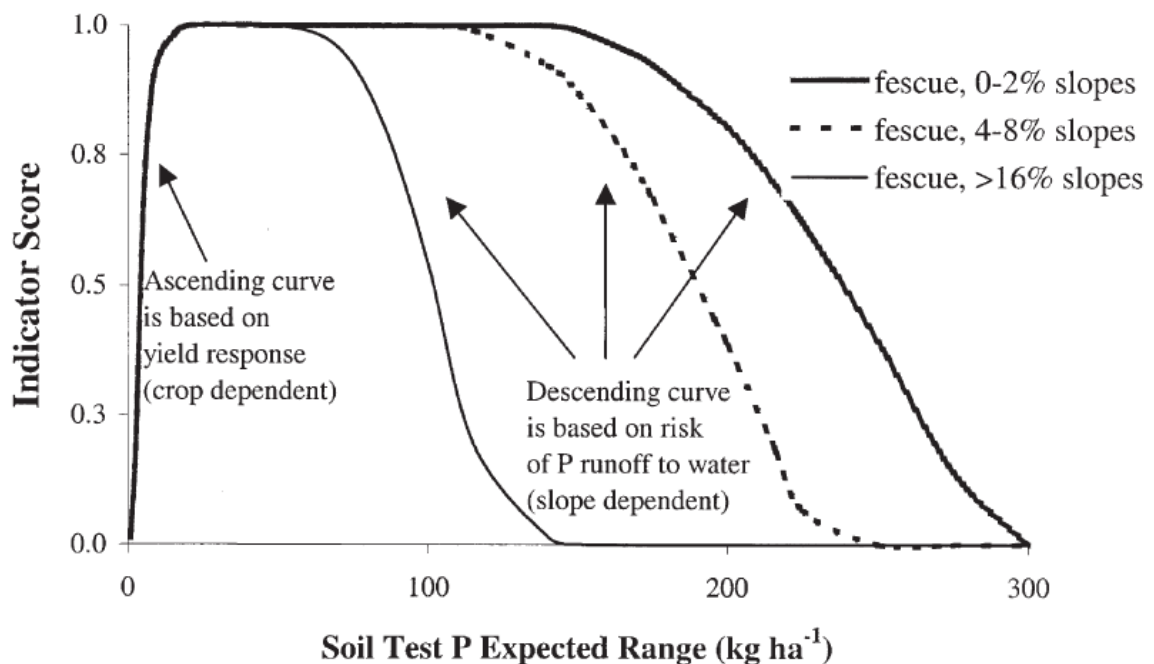


Figura 3: Curva de padronização utilizada para determinar a pontuação do fósforo. Fonte: Andrews, Karlen e Cambardella (2004).

No Brasil, o estudo de Cherubin et al. (2016a) foi o primeiro a utilizar a ferramenta SMAF. Os autores demonstraram que o SMAF foi eficaz na avaliação de alterações da saúde do solo pelas mudanças no uso das terras para a expansão da cana-de-açúcar. Posteriormente, outros estudos foram realizados, demonstrando a aplicabilidade do uso da ferramenta para a avaliação da saúde do solo nas condições tropicais e subtropicais brasileiras (CHERUBIN et al., 2016a; CHERUBIN; TORMENA; KARLEN, 2017; LUZ et al., 2019; LISBOA et al., 2019; RUIZ et al., 2020; CHERUBIN et al., 2021; JIMENEZ et al., 2022; MATOS et al., 2022).

Do total de estudos feitos no Brasil, apenas três utilizaram o SMAF para avaliar a saúde do solo em áreas cultivadas do estado do Paraná (CHERUBIN; TORMENA; KARLEN, 2017; LUZ et al., 2019; CHERUBIN et al., 2021). O número reduzido de trabalhos e a falta de definição de uma ferramenta mais robusta para as avaliações de saúde do solo nesse estado, demonstram a necessidade de realizar novas pesquisas sobre o tema.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DOS LOCAIS DE ESTUDO

Para este estudo foram selecionadas áreas agrícolas que representam regiões produtoras de grãos no estado do Paraná. As áreas estão localizadas em oito diferentes regiões do estado e representam diferentes condições climáticas, tipos de solos e formações geológicas (Tabela 1).

Tabela 1: Descrição dos locais de estudo.

Locais de estudo	Tipo de Solo ¹	Município	Coordenadas geográficas	Altitude	Clima ²	Formação geológica ³
LBw-CAS	Latossolo Bruno ácrico	Castro	24°49'26,3"S 49°58'01,0"W	1025	Cfb	Complexo Granítico Cunhaporanga
LVdf-DOV	Latossolo Vermelho distrófico	Dois Vizinhos	25°41'19,5"S, 53°05'29,7"W	504	Cfa	Serra Geral
LVEf-ERO	Latossolo Vermelho eutroférrico	Entre Rios do Oeste	24°40'32,54"S, 54°16'52,79"W	243	Cfa	Serra Geral
LVD-TES	Latossolo Vermelho distrófico	Teixeira Soares	25°24'27,39" S, 50°24'35,58"W	845	Cfb	Grupo Itararé Indiviso
LBd-GUA	Latossolo Bruno distrófico	Guarapuava	25°26'11,56"S, 51°45'44,54" W	938	Cfb	Serra Geral
LVEf-PAL	Latossolo Vermelho eutroférrico	Palotina	24°20'44,92"S, 53°45'17,03"W	363	Cfa	Serra Geral
LVD-POG	Latossolo Vermelho distrófico	Ponta Grossa	25°14'01,1"S, 50°09'10,0"W	854	Cfb	Ponta Grossa
LVdf-MAS	Latossolo Vermelho distrófico	Mauá da Serra	23°51'28,2"S, 51°15'00,7"W	946	Cfa	Serra Geral

¹Classificação do solo segundo EMBRAPA (2020). ²Clima Cfb: clima subtropical sem estação seca e verão fresco (temperatura média do mês mais quente inferior a 22°C). Clima Cfa: clima subtropical sem estação seca e verão quente (temperatura média do mês mais quente superior a 22°C), de acordo com a classificação de Koppen (ALVARES et al., 2013). ³Formação geológica segundo o Instituto Água e Terra (2020).

Em cada local de estudo foram selecionados três diferentes sistemas de uso e manejo do solo e realizada a determinação dos teores de argila, silte e areia, conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2: Sistemas de uso e manejo do solo dos diferentes locais de estudo no estado do Paraná e Granulometria do solo dos respectivos locais (camada de 0,00-0,10 m).

Locais de estudo	Uso e manejo do solo	Argila ¹ Areia Silte (g kg ⁻¹)		
LBw-CAS	Floresta Secundária (FS)	634,05	269,34	96,62
	Plantio direto (PD)	473,95	389,84	136,21
	Pastagem (PA)	466,04	394,14	139,82
LVdf-DOV	Floresta Secundária (FS)	593,23	122,31	284,46
	Plantio direto (PD)	795,52	58,93	145,55
	Pastagem Silvipastoril (PA)	836,03	31,89	132,08
LVef-ERO	Floresta Secundária (FS)	795,66	76,29	128,05
	Plantio direto (PD)	801,65	90,93	107,41
	Pastagem (PA)	722,13	134,28	143,58
LVd-TES	Floresta Secundária (FS)	511,14	412,55	76,31
	Plantio direto (PD)	530,70	320,39	148,91
	Preparo mínimo (PM)	528,45	322,50	149,05
LBd-GUA	Floresta Secundária (FS)	777,78	50,30	171,92
	Plantio direto (PD)	735,78	42,61	221,61
	Preparo mínimo (PM)	810,17	43,47	146,36
LVef-PAL	Floresta Secundária (FS)	723,20	105,64	171,17
	Plantio direto (PD)	686,54	108,42	205,04
	Preparo convencional (PC)	731,24	101,98	166,78
LVd-POG	Floresta Secundária (FS)	306,01	573,76	120,23
	Plantio direto (PD)	452,07	409,43	138,50
	Plantio direto - Bordadura (PD-B)	587,75	304,20	108,05
LVdf-MAS	Floresta Secundária (FS)	760,95	65,51	173,54
	Plantio direto 40 anos (PD-40A)	745,05	89,44	165,50
	Plantio direto 10 anos (PD-10A)	778,26	77,17	144,56

¹Os teores de argila, silte e areia foram determinados pelo método do densímetro de Boyoucos (GEE, 2002).

4.2 USO E MANEJO DOS SOLOS SELECIONADOS PARA O ESTUDO

Os sistemas de uso e manejo do solo foram selecionados mantendo uma área sob agricultura manejada em plantio direto; uma área preservada, que se caracterizou como floresta secundária em todos os locais; e um manejo contrastante, destinado à produção agropecuária. Este último foi selecionado visando minimizar as diferenças de clima, topografia e tipo de solo em relação aos demais usos, o que gerou variações entre os manejos dos locais: pastagem, preparo convencional, preparo mínimo, plantio direto com maior tráfego de máquinas e

diferentes períodos de adoção do plantio direto (Tabela 2). Na Figura 4 são destacados os locais de estudo alocados no estado do Paraná com seus respectivos usos e manejos do solo.

As áreas sob plantio direto (PD) não foram mobilizadas em um período de, no mínimo, 10 anos (Figura 4). Apesar disso, foram todas classificadas como PD e não sistema plantio direto (SPD), por não apresentarem rotação de culturas em todos os anos agrícolas. Na Tabela 3 são apresentadas as culturas predominantes no PD. As espécies predominantes nas áreas de Floresta Secundária (FS) eram espécies nativas representativas da sua vegetação original, conforme cada local de estudo.

Tabela 3: Sequência de culturas agrícolas utilizadas no plantio direto e floresta primária.

Locais de estudo	Sequência de culturas			Floresta primária ¹
	1° safra	2° safra	3° safra	
LBw-CAS	Milho (<i>Zea mays</i>)	-	Azevém (<i>Lolium multiflorum</i>)	Floresta Ombrófila Mista
LVdf-DOV	Milho (<i>Zea mays</i>) ou soja (<i>Glycine max</i>)	Feijão (<i>Phaseolus vulgaris</i>) ou milho (<i>Zea mays</i>)	Aveia (<i>Avena</i> spp) ou Mix de Aveia Preta (<i>Avena strigosa</i>) + Nabo (<i>Brassica</i> spp) + Ervilhaca (<i>Vicia</i> spp)	Floresta Estacional Semidecidual
LVef-ERO	Milho (<i>Zea mays</i>) ou soja (<i>Glycine max</i>)	-	Mix de culturas (Aveia (<i>Avena</i> spp) + Nabo (<i>Brassica</i> spp) + centeio (<i>Secale cereale</i>))	Floresta Estacional Semidecidual
LVd-TES	Milho (<i>Zea mays</i>) ou soja (<i>Glycine max</i>) ou feijão (<i>Phaseolus vulgaris</i>)	-	Aveia (<i>Avena</i> spp) ou trigo (<i>Triticum aestivum</i>)	Floresta Ombrófila Mista
LBd-GUA	Milho (<i>Zea mays</i>) ou soja (<i>Glycine max</i>)	-	Cevada (<i>Hordeum vulgare</i>) ou aveia (<i>Avena</i> spp)	Floresta Ombrófila Mista
LVef-PAL	Soja (<i>Glycine max</i>)	Milho (<i>Zea mays</i>)	-	Floresta Estacional Semidecidual
LVd-POG	Milho (<i>Zea mays</i>) ou soja (<i>Glycine max</i>)	-	Aveia preta (<i>Avena strigosa</i>) ou trigo (<i>Triticum aestivum</i>)	Floresta Ombrófila Mista
LVdf-MAS	Soja (<i>Glycine max</i>)	-	Aveia branca (<i>Avena sativa</i>) ou trigo (<i>Triticum aestivum</i>)	Floresta Ombrófila Mista

¹ Vegetação original segundo Galvão e Augustin (2011).

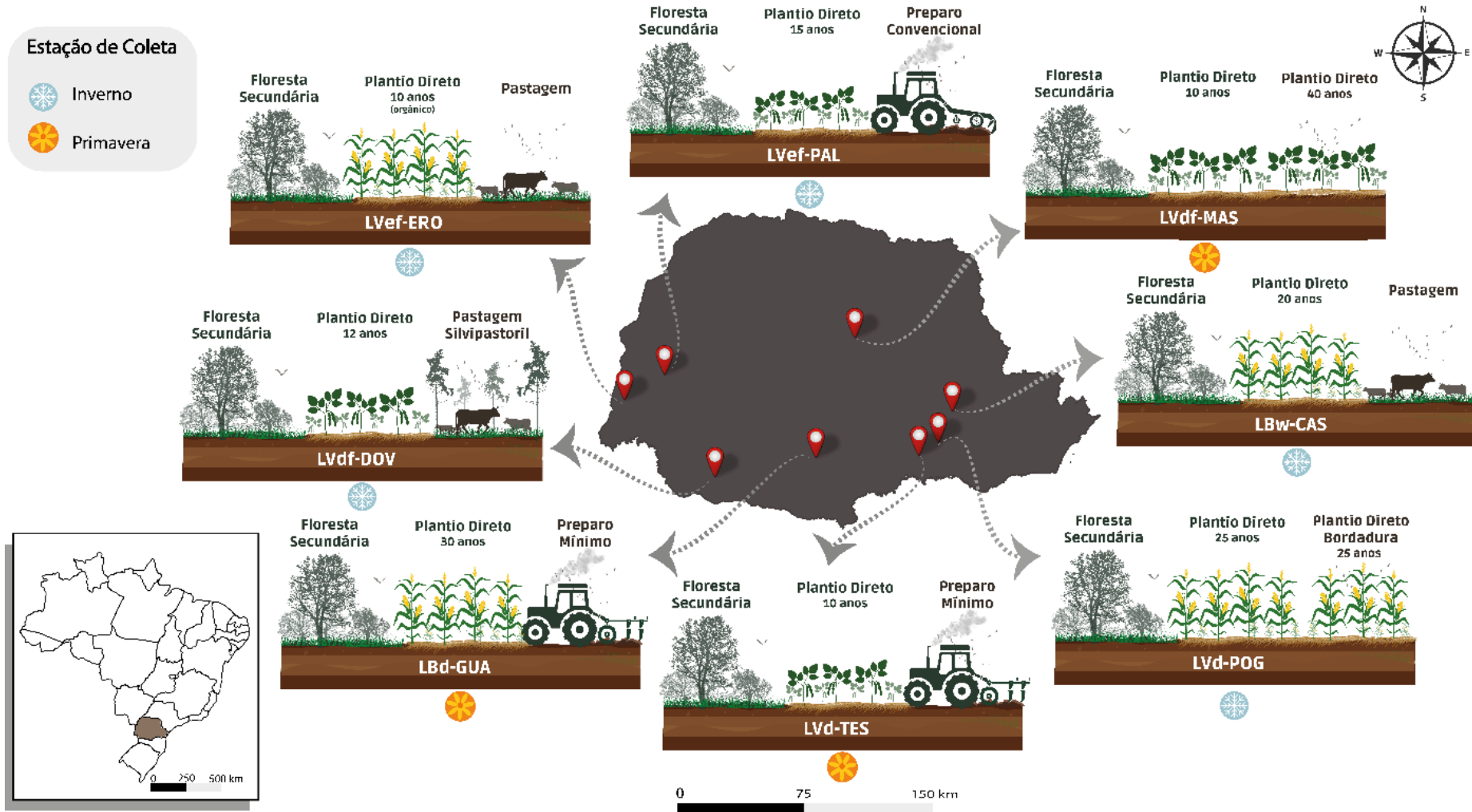


Figura 4: Figura indicando os locais de estudo no estado do Paraná, os usos e manejos em cada local e a estação de coleta.

No LBw-CAS a produção agrícola das culturas do milho e azevém eram destinados à confecção de silagem e de feno pré-secado, respectivamente. O cultivo realizado em plantio direto (PD) recebe calcário, adubação mineral (NPK) e orgânica (esterco animal), sendo a adubação orgânica constituída por resíduos sólidos e líquidos de gado confinado para a produção leiteira. A área de pastagem (PA) era utilizada para a produção de Tifton 85 (*Cynodon* spp) para a alimentação de novilhas de gado leiteiro, sendo calcariada e adubada com a adubação orgânica. No LVdf-DOV a área de pastagem (PA) é conduzida em sistema intensivo e silvipastoril desde 2015, o qual se caracteriza pela presença do componente arbóreo, que neste caso é o eucalipto (*Eucalyptus* spp), com plantio realizado no 2º semestre de 2013. Na pastagem se mantém a estrela africana (*Cynodon* spp) desde o ano de 2016, com sobressemeadura de aveia (*Avena* spp) + azevém (*Lolium multiflorum*) no inverno. Anteriormente esta área era cultivada com culturas para a produção de grãos. No LVef-ERO o plantio direto (PD) é realizado a cerca de 10 anos em sistema orgânico, sendo a adubação realizada com a aplicação de cama de aviário e pó de rocha. No ano agrícola de 2019/2020, após a cultura de verão foi cultivado Labe-labe cultivar Rongai (*Dolichos lablab*). A pastagem (PA) é manejada em sistema intensivo com Braquiária (*Brachiaria brizantha*).

No LVD-TES o manejo contrastante é o preparo mínimo (PM) realizado no mês de maio do ano de 2020, em uma área mantida em PD há 10 anos. Foi realizada uma escarificação (escarificador com haste de 30 cm de profundidade) seguido de gradagem (grade niveladora). No LBd-GUA o manejo contrastante é o preparo mínimo (PM), caracterizado pela escarificação (escarificador “Asa Laser”, com haste de 25 cm de profundidade) realizada após colheita da cultura da cebola (*Allium cepa*) no ano de 2019 e após colheita da beterraba (*Beta* spp) no mês de maio do ano de 2020. Nesta área, a adubação foi realizada seguindo as recomendações oficiais para as culturas, as quais possuem maior demanda por nutrientes (PAVINATO et al., 2017). No LVef-PAL a floresta secundária (FS) possui 5 anos de regeneração, sendo que anteriormente esta área era utilizada para agricultura. O manejo contrastante é o preparo convencional (PC), realizado em uma área que vinha sendo mantida em pousio por 2 anos. A aração e a gradagem foram realizadas no mês de maio do ano de 2020, devido ao excesso de plantas daninhas. Foi realizada a correção do solo com calcário e, em seguida, cultivou-se trigo (*Triticum aestivum*) na safra de inverno do ano de 2020.

No LVD-POG o manejo contrastante é a área de bordadura na mesma área que é realizado o PD, local em que ocorre maior tráfego de máquinas (PD-B). No LVdf-MAS foram avaliadas áreas com diferentes períodos de manutenção do plantio direto: 40 anos (PD-40A) e 10 anos (PD-10A).

4.3 PROCEDIMENTOS DE COLETA DE AMOSTRAS E DETERMINAÇÃO DOS INDICADORES DE SAÚDE DO SOLO

4.3.1 Coleta de amostras de solo

A coleta de amostras de solo foi realizada de agosto a outubro de 2020, segundo a metodologia probabilística sistemática. O primeiro ponto foi escolhido ao acaso e os demais seguiram uma malha regular de pontos de 9 X 9 metros, perfazendo um total de 9 pontos amostrais por área (Figura 5). A camada de solo avaliada foi de 0,00-0,10 m.

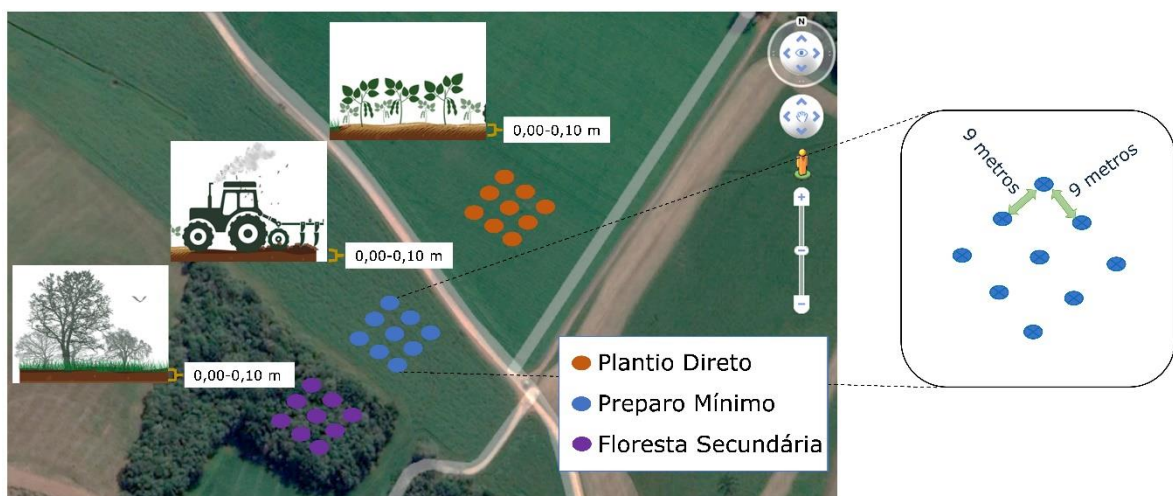


Figura 5: Ilustração da metodologia de amostragem no LVd-TES.

No total, foram amostrados 8 locais, com 3 usos e manejos em cada local totalizando 24 unidades de amostragens, o que resultou em 216 amostras (9 repetições). Amostras com estruturas preservadas, coletadas em cilindros de 5 x 5 cm, com amostrador Uhland foram utilizadas para determinar a densidade do solo (Ds), porosidade do solo e capacidade de campo. Amostras semi-deformadas (blocos de 10x10x10 cm) foram coletadas com auxílio de uma pá reta para a análise de estabilidade de agregados. Para as análises químicas e biológicas, foram realizadas coletas de amostras deformadas com trado calador. Foram realizadas amostragens simples, que formaram uma amostra composta. Nos locais com produção agrícola, as amostragens simples foram realizadas na linha e entrelinhas das culturas, sendo que as culturas presentes no momento da coleta era azevém no PD no LBw-CAS, aveia no PD no LVdf-DOV, mix de culturas no PD no LVef-ERO, trigo no PD e PM no LVd-TES, cevada no PD e PM no LBd-GUA, trigo no PC e pousio (após colheita do milho) no PD no LVef-PAL, aveia dessecada no PD e PD-B no LVd-POG e após a colheita do trigo no PD (10A e 40A) no LVdf-MAS. O solo coletado foi peneirado em peneira de malha 2 mm. Após a determinação do carbono da

biomassa microbiana, o solo foi seco ao ar para a realização das demais análises biológicas e químicas do solo.

4.3.2 Determinação dos indicadores físicos

As análises físicas foram realizadas no laboratório de Física do Solo da UEPG. As amostras de solo com estrutura preservada foram lentamente saturadas por capilaridade e submetidas ao potencial de -10 kPa em mesa de tensão automatizada (ecoTech, pF laboratory station), para a determinação da capacidade de campo (CC, $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$), calculando o conteúdo volumétrico de água na CC conforme a Equação 1:

$$\text{Equação 1: } CC = \frac{m_a}{V}$$

sendo: m_a : massa de água contida na amostra após ser submetida ao potencial de -10 kPa, em g; V: volume de solo, em cm^3 .

Após a obtenção do peso da amostra de solo seco a 105 °C, a porosidade total do solo foi calculada de acordo com a Equação 2 (EMBRAPA, 2017):

$$\text{Equação 2: } Pt = \frac{[(a-b)-(c-d)]}{e}$$

sendo: Pt: porosidade total, em $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$, a: massa do conjunto amostra-cilindro-tecido saturado, em g; b: massa do conjunto amostra-cilindro-tecido seco a 105 °C, em g; c: massa do conjunto cilindro-tecido saturado, em g; d: massa do conjunto cilindro-tecido seco a 105 °C, em g; e: volume total da amostra, em cm^3 .

Com base na porosidade do solo e na CC, o espaço poroso ocupado pela água (EPA) foi estimado pela Equação 3, de acordo com Reynolds et al. (2002):

$$\text{Equação 3: } EPA = \left(\frac{CC}{Pt} \right)$$

em que: CC = capacidade de campo; Pt: porosidade total.

A D_s foi determinada nas amostras de solo com estrutura preservada (EMBRAPA, 2017). As amostras foram secas em estufa a 105 °C até atingirem massa constante. A quantificação de D_s foi determinada de acordo com a Equação 4:

$$\text{Equação 4: } D_s (\text{g cm}^{-3}) = \frac{m_s}{V}$$

sendo: m_s : massa de solo seco, em g; V: volume de solo, em cm^3 .

Para calcular a distribuição das classes dos agregados em macroagregados (MAG) (>250 μm) e microagregados (MIG) (250-53 μm) foi realizada a análise de estabilidade de agregados via úmida pela metodologia proposta por Elliott (1986). Primeiramente foi realizado

o preparo da amostra, destorroando manualmente o solo, respeitando os pontos de fraqueza dos agregados, com o uso de peneira de malha de 8 mm. Após, estes agregados foram secos em estufa de circulação forçada de ar a 40 °C. Amostras de 50 g foram colocadas sobre uma folha de papel filtro e mantidas em contato com uma lâmina de água para o umedecimento por capilaridade, por um período de 16 hs. Esta amostra foi distribuída em um conjunto de peneiras com malha de 2000 - 250 - 53 µm de diâmetro, que oscilaram verticalmente a 30 rpm durante 10 minutos em um agitador modelo 3300. Com a massa retida em cada peneira, foi possível calcular os MAG, considerados entre 0,250mm e 8,00mm, os MIG, considerados entre 0,053mm e 0,250mm, e partículas de silte e argila (>0,053 mm), obtida através da porcentagem destes em relação à massa total.

4.3.3 Determinação dos indicadores químicos

As análises químicas seguiram os métodos sugeridos por Pavan et al. (1992), exceto para P disponível, avaliado conforme Van Raij et al. (1986). Para a determinação do pH em H₂O utilizou-se a relação solo:solução de 1:2,5 (10 cm³ de solo para 25 ml de água). Os teores de potássio (K) trocável e fósforo (P) disponível foram extraídos com solução Mehlich⁻¹, na relação solo:solução de 1:10. Para a determinação de K, as leituras das amostras foram realizadas em fotômetro de chama. Para a determinação de P foi efetuada a leitura por espectrofotometria de absorção molecular em modo de transmitância a 660 nm.

4.3.4 Determinação dos indicadores biológicos

O teor de carbono orgânico total (COT) foi determinado pelo Método de Walkley-Black, avaliado conforme Cantarella et al., (2001). A enzima beta-glucosidase (BG) foi determinada de acordo com a metodologia de Tabatabai et al. (1982) adaptada por Eivazi e Tabatabai (1988), baseada na determinação do *p*-nitrofenol liberado após incubação do solo com 4-nitrofenil-B-glicosídeo 0,05M. A leitura da coloração amarela foi realizada em espectrofotômetro a 410 nm. Curvas padrão foram realizadas para a determinação da atividade da enzima. O carbono da biomassa microbiana (CBM) do solo foi determinado pela metodologia de fumigação-extração proposta por Vance, Brookes e Jenkinson (1987).

4.4 AVALIAÇÃO DA SAÚDE DO SOLO PELA FERRAMENTA SMAF

Neste estudo utilizou-se o índice geral de saúde do solo obtido pela ferramenta SMAF (*Soil Management Assessment Framework*) para a avaliação dos diferentes sistemas de uso e manejo, nas distintas regiões agrícolas do estado do Paraná. Inicialmente, foram selecionados os indicadores de saúde do solo. Foram utilizados nove indicadores de três categorias: (i) Ds, MAG e EPA (físicos); (ii) pH em água, P e K (químicos); e, (iii) CBM, COT e a enzima BG (biológicos). Esses indicadores representam os objetivos do manejo para a viabilizar a produtividade com proteção ambiental, por meio das funções do solo: (i) produção da biomassa (pH, P, K, Ds, EPA, MAG, COT CBM e BG); (ii) ciclagem e armazenamento de nutrientes (pH, P, K, CBM e BG); (iii) filtragem, armazenamento e fornecimento de água (Ds, EPA); (iv) estabilidade física e suporte (Ds, MAG); (v) estocar carbono (COT); (vi) filtragem de materiais tóxicos (CBM); e, (vii) habitat para a biodiversidade (BG e COT) (ANDREWS; KARLEN; CAMBARDELLA, 2004; STOTT et al., 2010).

Na segunda etapa (interpretação de indicadores) foram utilizadas as curvas não-lineares de padronização da SMAF, com algoritmos já publicados (ANDREWS; KARLEN; CAMBARDELLA, 2004; WIENHOLD et al., 2009; STOTT et al., 2010), descritos na Tabela 4. Estes algoritmos transformam o valor medido do indicador em um escore que varia de 0 a 1, com funções de padronização “mais é melhor”, “menos é melhor” e “valor ótimo”. Para essa transformação foram considerados os fatores: matéria orgânica do solo, textura, tipo de clima, mineralogia do solo, estação do ano de coleta, declividade do terreno, classe de intemperismo, método de análise do P e cultura agrícola.

A classe de matéria orgânica utilizada foi 4 (solo com baixo conteúdo de matéria orgânica), em todos os usos e manejos. A classe de textura foi 2, 4 e 5, conforme a granulometria de cada solo. Para a classe clima utilizou-se a classe 1 (clima quente e úmido, ≥ 170 graus dia e ≥ 550 mm de precipitação média anual) para todos os locais. A estação do ano em que ocorreu a coleta de amostras de solo foi na primavera (classe 1) e no inverno (classe 4). A classe Fe_2O_3 foi 2 para todos os locais e a classe de mineralogia foi 3 (argila 1:1 e óxidos de Fe e Al).

Para a padronização de P utilizou-se a classe de declividade, que foi 2 (2 a 5 % de declividade), a classe de intemperismo, que foi 2 (solos altamente intemperizados) e a classe 1 para o método de análise (Mehlich⁻¹). Na padronização do P, ainda é considerado o teor de COT e o requerimento nutricional das culturas. Para isso, foram adicionados novos fatores de culturas, sendo considerados os valores de referência de P para o estado do Paraná descritos no Manual de Adubação e Calagem (PAVINATO et al., 2017), considerando o rendimento potencial das culturas agrícolas e as classes texturais dos solos. Foi considerado como ótimo o valor de 12 mg dm^{-3} , o qual é interpretado como alto para solos com mais de 40% de argila

(condição encontrada em todos os locais de produção agrícola) e como máximo o valor de 60 mg dm⁻³, pois valores acima destes correspondem a interpretação de condição a evitar. Para as áreas de vegetação secundária, foi utilizado valor ótimo de P de 6 mg dm⁻³ e máximo de 12 mg dm⁻³, considerando que as áreas de vegetação nativa ou vegetação secundária apresentam teores baixos deste nutriente (RODRIGUES et al., 2016; ROVEDA et al., 2018).

Tabela 4: Algoritmos utilizados para a interpretação dos indicadores de saúde do solo.

Indicador	Tipo de curva	Algoritmo	Constante	Fatores locais
Ds	Menos é melhor	$y = a - b \times \exp(-c \times Ds^d)$	a=0,994	b, c, d = f(textura, mineralogia)
MAG	Mais é melhor	$y = a + b \times \cos(c \times MAG - d)$	a=-0,8; b=1,7993; c=0,0196	d= f(classe de matéria orgânica, textura, classe de Fe ₂ O ₃)
EPA	Valor ótimo	$y = a + b \times EPA + c \times EPA^2$		a, b, c= f(textura)
pH	Valor ótimo	$y = a \times \exp[-(pH - b)^2 / (2 \times c^2)]$	a= 1,0	b, c= f(cultura)
P (Se P ≤ máximo)	Valor ótimo	$y = [(a * b) + c * (P * e)^d] / (b + (P * e)^d)$	a=0,00000925; c=1; d=3,06	b, e= f(textura, mineralogia, método analítico, COT e cultura)
P (Se P > máximo)	Valor ótimo	$y = a - b * [\exp(-c(P * e)^d)]$	a=1; b=4,5; d=-2	C, e= f(textura, mineralogia, declividade, método analítico, COT)
K	Mais é melhor	$y = a \times (1 - \exp(-b \times K))$	a=1,08; b=-0,014	a, b= f(cultura)
CBM	Mais é melhor	$y = a / [1 + b \times \exp(-c \times CBM)]$	a=1; b=40,748	c= f(classe de matéria orgânica, textura, clima, estação do ano)
COT	Mais é melhor	$y = a / [1 + b \times \exp(-c \times COT)]$	a=1; b=50,1	c= f(classe de matéria orgânica, textura, clima)
BG		$y = a / 1 + b \times \exp(-c \times BG / 1000)$	a=1,01; b=48,4	c= f(classe de matéria orgânica, textura, clima)

Ds: Densidade do solo. MAG: Macroagregados. EPA: o espaço poroso ocupado pela água. P: Fósforo. K: Potássio. COT: Carbono orgânico total. CBM: Carbono da biomassa microbiana. BG: Beta-glucosidase.

A padronização do K também foi adaptada de acordo com os teores ótimos de K disponível no solo descritos no Manual de Adubação e Calagem do Estado do Paraná (PAVINATO et al., 2017), para que o valor de K no solo considerado como alto na tabela de interpretação de K recebesse um valor padronizado de 1. Dessa maneira os valores de a e b da equação exponencial desenvolvida por Wienhold et al. (2009) foram ajustados para 1,08 e -0,014, respectivamente. Esta curva foi utilizada para padronização do K para todos os locais e culturas.

Foram adicionados valores ótimos de pH em água de 6 para as áreas com culturas anuais, o qual é considerado como valor alto na interpretação do pH conforme Pavinato et al. (2017); 5,5 para as áreas de pastagem, em função de menor exigência na saturação de bases para pastagens perenes (*Brachiaria* e *Cynodon*, conforme Pavinato et al. (2017)) e 5 para as áreas de floresta secundária, em função de que o solo sob floresta nativa ou secundária geralmente apresentam valores baixos de pH em água (ROVEDA et al., 2018; CALDEIRA, 2003). Crespo-Mendes et al. (2019) em seu estudo avaliando a relação entre a riqueza de espécies vegetais e o pH do solo, concluíram que a nível de Brasil, o pH ótimo é de 5,2. Porém esta faixa varia entre os locais, com valores de pH de 5,4 e 5,5 o Bioma Mata Atlântica. As curvas de valor ótimo de pH utilizadas para a padronização estão ilustradas na Figura 6.

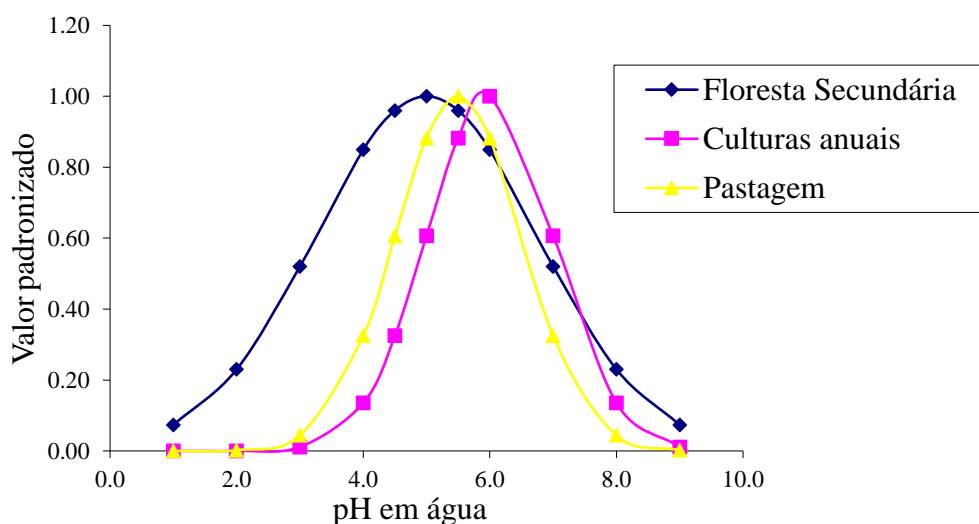


Figura 6: Curvas de valor ótimo para a padronização do pH em água nas áreas de floresta secundária, culturas anuais e pastagem. Fonte: Adaptado de Andrews, Karlen e Cambardella (2004).

Na última etapa foram integrados os indicadores em um Índice de Saúde do Solo (ISS), que varia de 0 a 1. Quanto mais próximo de um, maior é a saúde do solo, ou seja, maior a capacidade do solo em desempenhar suas funções. O ISS foi o aditivo simples, calculado conforme a equação 5:

$$\text{Equação 5: } ISS = \sum_{i=1}^n \left(\frac{ei}{n} \right)$$

Em que:

ISS = Índice de saúde do solo;

ei = Escore dos indicadores;

n = Número de indicadores integrados no índice.

O índice geral de saúde do solo foi subdividido em setores químicos (pH, P e K), físicos (Ds, EPA e MAG) e biológicos (COT, CBM e BG) do solo, com a soma dos escores dos indicadores que representam cada setor e a divisão pelo número de indicadores.

4.5 ANÁLISES DOS DADOS

O teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis foi utilizado para verificar o efeito dos usos e manejo do solo em cada local de estudo, tanto para os indicadores quanto para os escores e o ISS. Este mesmo teste foi utilizado para comparar o efeito do plantio direto, floresta secundária, preparo convencional e mínimo e pastagem em escala regional (estado do PR) na saúde do solo. A escolha deste teste ocorreu pela falta de normalidade de resíduos para alguns dos indicadores e índices. Quando o teste de Kruskal-Wallis foi significativo ($p \leq 0,05$), o teste de Dunn foi realizado para comparar as médias ($p \leq 0,05$). Letras minúsculas foram usadas para ilustrar as diferenças significativas. A análise de componentes principais (ACP) foi realizada para entender as relações dos escores químicos, físicos e biológicos com o ISS no plantio direto, floresta secundária, preparo convencional e mínimo e pastagem. As análises estatísticas foram realizadas utilizando o software R (R CORE TEAM, 2020). A ACP foi realizada utilizando o pacote *FactoMineR* e *factoextra*.

5 RESULTADOS

5.1 INDICADORES E SUA CONTRIBUIÇÃO NOS ESCORES DE SAÚDE DOS SOLOS

5.1.1 Indicadores físicos

Neste tópico são apresentados os resultados obtidos para os indicadores físicos de saúde do solo (Tabela 5). A Ds apresentou uma amplitude de 0,66 a 1,33 g cm⁻³, com menor Ds nas áreas de FS. As áreas de PA apresentaram maior Ds quando comparadas a FS, sendo que em LVef-ERO a Ds na PA foi maior que no PD. Os MAG variaram entre 76,42 a 93,80%, sendo que a menor porcentagem de MAG foi observada na FS no LVd-POG. Já para o EPA, foi observada uma variação de 0,44 a 0,83. Os escores da Ds variaram entre 0,54 a 0,99, enquanto os escores do EPA variaram entre 0,73 a 0,95. Os escores dos MAG foram de 1,00 em todos os locais. Estes escores contribuíram para os escores físicos que variaram de 0,83 a 0,98, sendo que vários locais apresentaram escore físico alto (0,98).

Na tabela 5 podem ser observados os valores médios de Ds no LBw-CAS. A Ds foi similar entre o PD (1,08 g cm⁻³) e a PA (0,97 g cm⁻³) e menor na FS (0,66 g cm⁻³). Na FS foi observada menor porcentagem de MAG comparada a PA e ao PD. Para o EPA, a área sob PA apresentou valores superiores ao PD e a FS (0,83, 0,70 e 0,51, respectivamente), demonstrando maior proporção de espaço poroso ocupado pela água na PA e no PD. Vale ressaltar que valores de EPA acima de 0,66 sugerem uma redução da aeração do solo (VIZIOLI et al., 2021). Com relação aos escores da Ds foi verificada diferença significativa para a FS em relação ao PD e a PA, porém com pequena amplitude de dados (0,96 no PD, 0,98 na PA e 0,99 na FS). Não foi observado efeito significativo para os escores obtidos para os MAG. O EPA foi o indicador físico que mais afetou o escore físico no LBw-CAS, com escore de 0,73 na PA. O escore físico foi menor na área de PA (0,90) e diferente significativamente do PD (0,96) e da FS (0,97).

No LVdf-DOV, entre os indicadores físicos avaliados, foi verificado efeito significativo apenas para a Ds, com valores médios menores na FS em relação ao PD e a PA, o que resultou em maior escore na FS (0,99), apesar da baixa amplitude destes (0,96 no PD e na PA). Estes resultados refletem o efeito não significativo observado no escore físico, de 0,97 em todos os usos e manejos do solo.

No LVef-ERO a PA apresentou valor médio de Ds de 1,33 g cm⁻³, o que resultou em um escore de 0,54. Estes valores diferiram estatisticamente do PD e da FS. A menor Ds na FS (0,97 g cm⁻³) refletiu no maior escore neste local (0,99), estatisticamente diferentes do PD, com

Ds de 1,17 g cm⁻³ e escore de 0,85. A porcentagem de MAG foi maior na FS, porém todos seus escores receberam valores de 1,00, sem diferenças significativas. A FS apresentou menores valores de EPA (0,49) e menores escores (0,88) comparada ao PD e a PA. Na PA o maior valor de EPA estava em uma condição considerada ideal, recebendo assim um escore alto para este indicador (0,95). O escore físico foi maior na FS (0,96), similar ao PD (0,93) e ambos diferiram da PA (0,83).

Tabela 5: Valores médios e escores (SMAF) dos indicadores físicos de saúde do solo.

Latossolo Bruno ácrico de Castro							
	Valores médios			Escore individuais			Escore físico
	Ds	MAG	EPA	Ds	MAG	EPA	
	g cm ⁻³	%					
FS	0,66 b	84,38 b	0,51 c	0,99 a	1,00 ns	0,91 a	0,97 a
PD	1,08 a	90,42 a	0,70 b	0,96 b	1,00	0,90 a	0,96 a
PA	0,97 a	91,42 a	0,83 a	0,98 b	1,00	0,73 b	0,90 b
<i>p-Value</i> ¹	7,0E-05	1,1E-04	2,2E-05	7,6E-05	-	3,6E-04	7,1E-04
Latossolo Vermelho distroférico do município de Dois Vizinhos							
FS	0,74 b	91,04 ns	0,55 ns	0,99 a	1,00 ns	0,92 ns	0,97 ns
PD	1,08 a	90,73	0,60	0,96 b	1,00	0,94	0,97
PA	1,06 a	89,26	0,61	0,96 b	1,00	0,95	0,97
<i>p-Value</i> ¹	1,4E-04	0,21	0,25	1,0E-04	-	0,47	0,51
Latossolo Vermelho eutroférico do município de Entre Rios do Oeste							
FS	0,97 c	93,80 a	0,49 c	0,99 a	1,00 ns	0,88 b	0,96 a
PD	1,17 b	87,36 b	0,56 b	0,85 b	1,00	0,94 a	0,93 a
PA	1,33 a	90,15 b	0,65 a	0,54 c	1,00	0,95 a	0,83 b
<i>p-Value</i> ¹	1,8E-05	2,6E-05	1,4E-04	1,8E-05	-	3,1E-03	1,7E-04
Latossolo Vermelho distrófico do município de Teixeira Soares							
FS	0,79 c	83,95 c	0,49 b	0,99 a	1,00 ns	0,89 b	0,96 ns
PD	1,11 a	88,90 a	0,66 a	0,93 b	1,00	0,95 a	0,96
PM	0,97 b	86,41 b	0,49 b	0,99 a	1,00	0,90 b	0,96
<i>p-Value</i> ¹	2,1E-05	3,6E-04	1,6E-04	2,0E-05	-	1,8E-03	0,79
Latossolo Bruno distrófico do município de Guarapuava							
FS	0,78 b	88,94 ns	0,53 b	0,99 a	1,00 ns	0,93 b	0,98 ns
PD	1,04 a	89,68	0,61 a	0,98 b	1,00	0,95 a	0,98
PM	1,05 a	89,89	0,58 a	0,98 b	1,00	0,95 a	0,98
<i>p-Value</i> ¹	1,6E-04	0,18	2,7E-03	1,2E-04	-	0,01	0,25
Latossolo Vermelho eutroférico do município Palotina							
FS	1,01 b	91,75 a	0,49 ns	0,98 a	1,00 ns	0,89 ns	0,96 ns
PD	1,17 a	90,55 b	0,54	0,79 b	1,00	0,92	0,90
PC	1,06 ab	88,01 b	0,49	0,93 ab	1,00	0,89	0,94
<i>p-Value</i> ¹	0,05	1,5E-04	0,32	0,05	-	0,36	0,06

Latossolo Vermelho distrófico do município Ponta Grossa							
FS	0,96 b	76,42 b	0,44 b	0,99 a	1,00 ns	0,93 ns	0,97 a
PD	1,13 a	89,84 a	0,60 a	0,90 b	1,00	0,95	0,95 ab
PD-B	1,21 a	89,61 a	0,66 a	0,78 b	1,00	0,93	0,91 b
<i>p-Value</i> ¹	9,7E-05	2,1E-04	7,5E-05	5,7E-05	-	0,23	1,4E-03
Latossolo Vermelho distroférico do município Mauá da Serra							
FS	0,80 b	89,31 a	0,48 b	0,994 a	1,00 ns	0,89 b	0,96 b
PD-40A	1,07 a	86,19 b	0,69 a	0,974 b	1,00	0,91 ab	0,96 b
PD-10A	1,01 a	87,12 b	0,63 a	0,991 b	1,00	0,95 a	0,98 a
<i>p-Value</i> ¹	4,1E-05	0,01	4,5E-05	2,8E-05	-	1,7E-03	4,4E-03

Valores médios seguidos pela mesma letra na coluna para cada local de estudo não diferem estatisticamente pelo teste de Dunn ($\alpha=0,05$). FS: Floresta Secundária. PD: Plantio direto. PA: Pastagem. PM: Preparo mínimo. PC: Preparo convencional. PD-B: Bordadura em plantio direto. PD-40A: Plantio direto realizado a 40 anos. PD-10A: Plantio direto realizado a 10 anos. Ds: Densidade do solo. MAG: Macroagregados. EPA: o espaço poroso ocupado pela água. ¹Significativo a 5% pelo teste de Kruskal-Wallis.

A Ds na FS do LVd-TES, com valor médio de $0,79 \text{ g cm}^{-3}$, recebeu escore similar ao PM (0,99), com valor médio de $0,97 \text{ g cm}^{-3}$. Já o escore para a Ds no PD foi menor (0,93), com valor médio de Ds de $1,11 \text{ g cm}^{-3}$. Para o EPA, o escore no PD foi superior aos demais usos e manejos, com valor médio de 0,66. Não foi observado efeito significativo nos escores dos MAG, apesar de diferenças significativas entre a porcentagem e MAG, superior no PD (88,90%), seguida do PM (86,41%) e da FS (83,95%). O escore físico no LVd-TES foi similar entre os usos e manejos do solo.

No Lbd-GUA o PM não afetou a Ds quando comparado ao PD. A Ds foi inferior na FS. Os escores para a Ds, apesar de diferentes estatisticamente entre a FS e as áreas sob agricultura, foram altos tanto na FS (0,99) quanto no PM e PD (0,98 em ambos). Não foram observados efeitos significativos nos valores médios e escores para o MAG, mas algumas diferenças foram observadas no EPA. A FS apresentou menor EPA e menor escore para este indicador. Apesar destas diferenças, o escore físico foi similar entre todos os usos e manejos do solo (0,98).

No LVef-PAL o valor médio de Ds foi maior no PD ($1,17 \text{ g cm}^{-3}$) quando comparada a FS ($1,01 \text{ g cm}^{-3}$), ambos similares ao PC ($1,06 \text{ g cm}^{-3}$). A FS apresentou maiores porcentagens de MAG comparando aos demais usos e manejos do solo. Apesar disso apenas os escores da Ds apresentaram diferenças significativas entre os usos e manejos do solo, com o PD apresentando o menor escore para este indicador. Não foram observadas diferenças significativas no escore físico entre os usos e manejos do solo.

No LVd-POG o menor escore físico foi observado para o PD-B (0,91), inferior a FS (0,97) e similares ao PD (0,95). Este resultado foi afetado principalmente pela Ds, com valor

médio superior no PD-B ($1,21 \text{ g cm}^{-3}$) e inferior na FS ($0,96 \text{ g cm}^{-3}$), o que resultou em diferenças significativas no escore da Ds. Para os demais escores não foram observadas diferenças significativas.

Com relação aos usos e manejos do solo no LVdf-MAS, o PD-40A apresentou um escore físico similar a FS (0,96), ambos inferiores ao PD-10A (0,98). Os valores médios de Ds nas áreas de PD foram similares e superiores a FS. Apesar disso, a FS apresentou o menor EPA (0,48), o que reduziu o escore para este indicador (0,89). Não foram observados efeitos significativos para os escores do MAG, mas foram observadas diferenças significativas para seus valores médios.

5.1.2 Indicadores químicos

Neste tópico são apresentados os resultados obtidos para os indicadores químicos de saúde do solo (Tabela 6). Os valores de P variaram de $1,75 \text{ mg kg}^{-1}$ (área sob FS) a $64,62 \text{ mg kg}^{-1}$ (área sob PD). Para o K, menores valores foram observados em FS ($57,6 \text{ mg kg}^{-1}$) e maiores valores em área de PA ($926,21 \text{ mg kg}^{-1}$). O menor valor de pH (H_2O) (4,03) foi observado em uma área sob FS, e o maior valor (6,99) em uma área sob PD. Os escores do P variaram entre 0,23 a 1,00 e do K entre 0,59 a 1,00. Os escores do pH variaram entre 0,51 a 1,00. Valores elevados de pH (H_2O) em algumas áreas, como a área de PD (6,99) e de PA (6,68) no LBw-CAS refletiram em escores baixos para este indicador, pois os valores estavam acima do valor considerado como ótimo. A curva de padronização do pH foi ajustada para as condições de estudo, com valor ótimo de pH (H_2O) de 6 para as áreas com culturas anuais; 5,5 para as áreas de PA e 5 para as áreas de FS (Figura 6).

A FS no LBw-CAS apresentou menor disponibilidade de P e K, e menor pH do solo quando comparada ao PD e a PA. Isto refletiu em menores escores para o P e K na FS e consequentemente menor escore químico neste local. Valores elevados de K na PA ($926,21 \text{ mg kg}^{-1}$) e no PD ($589,85 \text{ mg kg}^{-1}$), assim como de P ($61,86 \text{ mg dm}^{-3}$ no PD e $60,48 \text{ mg dm}^{-3}$ na PA) resultaram em escores máximos para estes indicadores nestes usos e manejos do solo. Vale ressaltar que os valores de P obtidos são classificados como uma “condição a evitar”, conforme Pavinato et al. (2017), pela tabela de interpretação de P para solos com mais de 400 g kg^{-1} de argila.

No LVdf-DOV o valor médio de P, inferior na FS quando comparado a PA e ao PD, resultou em diferenças significativas e escores mais baixos na FS. Para o K, o PD apresentou menores teores, resultando em menor escore, significativamente inferior a FS e a PA. Os valores

de pH estavam mais elevados no PD, mas não afetou significativamente o escore do pH entre os usos e manejos. O escore químico foi superior na PA (0,98), diferindo do escore na FS (0,85) e no PD (0,89).

Tabela 6: Valores médios e escores (SMAF) dos indicadores químicos de saúde do solo.

Latossolo Bruno ácrico de Castro							
	Valores médios			Escore individuais			Escore químico
	P	K	pH	P	K	pH	
	mg kg ⁻¹		H ₂ O				
FS	3,55 b	84,80 c	4,03 b	0,64 b	0,75 b	0,86 a	0,75 b
PD	61,86 a	589,85 b	6,99 a	1,00 a	1,00 a	0,60 b	0,87 a
PA	60,48 a	926,21 a	6,68 a	1,00 a	1,00 a	0,51 b	0,84 a
<i>p-Value</i> ¹	1,4E-04	2,1E-05	8,1E-05	4,4E-06	4,3E-06	1,4E-03	0,01
Latossolo Vermelho distroférico do município de Dois Vizinhos							
FS	4,00 b	210,21 a	5,21 b	0,58 b	0,99 a	0,98 ns	0,85 b
PD	16,10 a	79,80 b	6,10 a	0,99 a	0,72 b	0,96	0,89 b
PA	14,43 a	327,31 a	5,27 b	0,99 a	0,99 a	0,96	0,98 a
<i>p-Value</i> ¹	3,2E-04	3,6E-05	1,6E-04	2,1E-03	2,7E-05	0,32	4,8E-04
Latossolo Vermelho eutroférico do município de Entre Rios do Oeste							
FS	4,11 c	158,60 b	5,24 b	0,77 c	0,93 b	0,99 a	0,90 b
PD	64,62 a	358,39 a	6,51 a	1,00 a	1,00 a	0,87 b	0,96 a
PA	9,20 b	355,07 a	6,51 a	0,97 b	1,00 a	0,60 c	0,86 b
<i>p-Value</i> ¹	9,4E-06	2,3E-04	1,7E-04	6,1E-06	1,4E-04	9,4E-06	9,0E-05
Latossolo Vermelho distrófico do município de Teixeira Soares							
FS	1,75 b	57,60 c	4,32 b	0,23 b	0,59 b	0,92 ab	0,58 b
PD	16,69 a	289,57 a	6,53 a	0,99 a	1,00 a	0,87 b	0,95 a
PM	15,80 a	186,35 b	6,34 a	0,99 a	0,97 a	0,93 a	0,97 a
<i>p-Value</i> ¹	1,7E-04	2,2E-05	3,8E-05	5,6E-05	2,2E-05	0,01	5,4E-05
Latossolo Bruno distrófico do município de Guarapuava							
FS	3,77 c	96,45 b	4,47 b	0,65 b	0,79 b	0,95 b	0,80 c
PD	19,58 b	120,87 b	5,94 a	1,00 a	0,87 b	0,99 a	0,95 b
PM	45,54 a	230,40 a	5,83 a	1,00 a	0,99 a	0,96 b	0,98 a
<i>p-Value</i> ¹	1,2E-05	5,8E-05	1,2E-04	9,1E-06	5,2E-05	0,01	1,9E-05
Latossolo Vermelho eutroférico do município Palotina							
FS	42,91 b	401,67 b	6,27 a	1,00 ns	1,00 ns	0,77 b	0,92 b
PD	26,22 c	392,79 b	5,71 b	1,00	1,00	0,95 a	0,98 a
PC	61,77 a	580,43 a	6,40 a	1,00	1,00	0,91 a	0,97 a
<i>p-Value</i> ¹	3,3E-05	4,2E-04	1,0E-04	-	-	2,4E-04	2,4E-04
Latossolo Vermelho distrófico do município Ponta Grossa							
FS	3,25 c	135,85 b	4,47 b	0,60 b	0,90 b	0,95 ns	0,81 b
PD	9,98 b	129,75 b	5,93 a	0,96 a	0,82 b	0,98	0,92 a
PD-B	32,14 a	243,51 a	5,91 a	1,00 a	0,97 a	0,96	0,98 a
<i>p-Value</i> ¹	9,4E-06	0,01	1,6E-04	1,4E-05	0,02	0,15	1,5E-04
Latossolo Vermelho distroférico do município Mauá da Serra							

FS	2,92 b	131,41 ab	4,83 c	0,48 b	0,90 ab	0,99 ab	0,79 b
PD-40A	10,47 a	152,50 a	5,75 b	0,96 a	0,94 a	0,96 b	0,95 a
PD-10A	11,25 a	107,55 b	6,05 a	0,95 a	0,82 b	1,00 a	0,92 a
<i>p-Value</i> ¹	2,6E-04	0,02	1,2E-05	2,3E-04	0,02	0,01	3,8E-04

Valores médios seguidos pela mesma letra na coluna para cada local de estudo não diferem estatisticamente pelo teste de Dunn ($\alpha=0,05$). FS: Floresta Secundária. PD: Plantio direto. PA: Pastagem. PM: Preparo mínimo. PC: Preparo convencional. PD-B: Bordadura em plantio direto. PD-40A: Plantio direto realizado a 40 anos. PD-10A: Plantio direto realizado a 10 anos. P: Fósforo. K: Potássio. ¹Significativo a 5% pelo teste de Kruskal-Wallis.

No LVef-ERO o valor médio de P no PD (64,62 mg dm⁻³) é classificado como “condição a evitar” conforme Pavinato et al. (2017). Este valor foi superior a PA e a FS. A FS possui valor médio de P (4,11 mg dm⁻³) significativamente inferior a PA (9,20 mg dm⁻³). Estes resultados refletiram nas diferenças do escore do P entre os usos e manejos, sendo que o PD recebeu escore de 1,00, a PA de 0,97 e a FS de 0,77. O valor médio de K foi inferior na FS, assim como seu escore, comparado ao PD e a PA. Apesar do menor pH na FS, seu escore foi superior ao PD e a PA, locais onde o pH estava acima da faixa considerada como ótima. Estes resultados refletiram em um escore químico maior no PD e similar entre a FS e a PA.

A FS no LVd-TES apresentou valores médios de K e P menores que o PD e o PM. Para o K, o valor médio foi menor no PM em relação ao PD. O pH mais alto no PD refletiu em menor escore neste quando comparado ao PM. Na FS o escore do pH foi similar entre a FS e as áreas agrícolas. Porém, em função da menor disponibilidade de nutrientes, o escore químico foi menor na FS (0,58) comparando ao PD (0,95) e ao PM (0,97).

Os valores médios de P e K foram superiores no PM em LBd-GUA. Os valores médios de K foram similares entre o PD e a FS, mas para o P, os valores médios foram superiores no PD. Isto resultou em escores de K similares entre a FS e o PD e superior no PM, e, para o P, escore inferior na FS. O pH foi menor na FS, sendo seu escore similar ao PM, e superior no PD. Estes resultados refletiram em escore químico mais alto no PM (0,98), mais baixo na FS (0,80) e intermediário no PD (0,95).

Apesar das diferenças entres os valores médios de P e K no LVef-PAL, os escores foram altos (1,00) em todos os usos e manejos, sem efeito significativo. Isto ocorreu porque os valores de P e K estavam acima do valor ótimo em todos os usos e manejos. No PC, o valor médio de P (61,77 mg dm⁻³) está na classe de interpretação “condição a evitar” (PAVINATO et al., 2017). Para o pH, os valores médios foram similares entre a FS e o PC e menor no PD. O escore para o pH foi menor na FS em função deste pH estar acima do valor considerado como ótimo para esse uso do solo, o que refletiu em menor escore químico nesta em relação ao PD e PC.

No LVd-POG o PD-B apresentou valor médio de P e K superior ao PD. Apesar disso, para o P, o escore foi similar nestes dois locais. Já para o K, o escore foi superior no PD-B. A FS apresenta o menor valor médio de P, com escore inferior, e valor médio de K similar ao PD, assim como seu escore. O pH foi menor na FS, com escore similar entre todos os usos e manejos. Como resultado, o escore químico foi similar entre o PD e PD-B e inferior na FS.

No LVdf-MAS o PD-40A apresentou valor médio de K superior ao PD-10A, valores médios similares de P e menores pH. A FS, quando comparada aos demais usos e manejos, apresenta o menor pH e menor teor médio de P, não diferindo no teor médio de K. A menor disponibilidade de P reflete em menor escore deste na FS, e conseqüentemente menor escore químico. Não foram observadas diferenças no escore químico entre o PD-40A e o PD-10A.

5.1.3 Indicadores biológicos

Neste tópico são apresentados os resultados obtidos para os indicadores biológicos de saúde do solo (Tabela 7). Os valores médios de COT variaram entre 14,67 e 37,22 g kg⁻¹ e, conforme Pavinato et al. (2017), ficaram na classe “média” em um local (14,67 g kg⁻¹); “alta” em 4 locais (16,40; 17,89; 18,99 e 19,12 g kg⁻¹) e “muito alta” no restante dos locais (acima de 20 g kg⁻¹). Para o CBM, os valores variaram de 95,37 mg kg⁻¹ a 857,93 mg kg⁻¹, sendo que, na maioria dos locais, o CBM foi inferior no PD em relação a FS. A atividade da enzima BG foi mais baixa na FS do LVd-TES (45,61 mg PNP kg⁻¹ hr⁻¹) e mais alta na FS do LBw-CAS (328,79 mg PNP kg⁻¹ hr⁻¹). Em cinco dos oito locais avaliados, a atividade da enzima BG foi menor na FS em relação ao PD. Os escores do CBM variaram entre 0,40 a 1,00 e da enzima BG variaram entre 0,07 a 1,00. O menor escore observado para o COT foi de 0,91, seguido de valores de 0,96; 0,98; 0,99 e 1,00. Em 87,5% dos casos, o escore para este indicador ficou acima de 0,98. O escore biológico variou entre 0,53 (PD no LVdf-DOV) e 0,96 (PM no LVd-TES e FS no LVd-POG). Verificam-se maiores variações nos escores biológicos comparando com os escores físicos e químicos, sendo o CBM e a enzima BG os indicadores biológicos que mais contribuíram neste resultado.

Na Tabela 7 são apresentadas as médias dos indicadores e os escores biológicos para o LBw-CAS. As áreas de FS e PA apresentam valores médios superiores de COT e maior atividade da enzima BG quando comparadas ao PD. Para o CBM, os valores foram superiores na FS e na PA comparado ao PD. Os escores para o COT foram altos em todos os usos e manejos do solo (0,99 e 1,00). Apesar disso, refletiram em diferenças significativas. Os escores para a BG estavam acima de 0,95 em todos os locais no LBw-CAS, sendo superiores na PA (1,00). Já

o escore para o CBM foi menor no PD (0,62) e maior na FS (0,90) e na PA (0,86). O escore biológico foi maior na FS (0,95) e na PA (0,95) e inferior no PD (0,86).

No LVdf-DOV o PD apresentou valor médio e escore de COT similar a FS, mas valor médio de CBM e da enzima BG inferior, o que resultou em escore baixo de CBM (0,48) e BG (0,12), resultando em um escore biológico de 0,53. A PA, apesar de seu valor médio de COT ser inferior aos demais usos e manejos, apresentou altos valores de CBM, o que resultou em um escore de 0,99 para este indicador. Isto favoreceu o escore biológico na PA (0,68), apesar da baixa atividade da enzima BG e um escore baixo para este indicador. Com isso, em LVdf-DOV, o escore biológico foi maior na FS (0,88), seguido da PA (0,68) e do PD (0,53).

No PD do LVef-ERO apesar do valor médio de COT ser menor em relação a PA e a FS, o valor médio de CBM foi superior. A FS apresentou valor médio de COT similar a PA, mas com valor médio de CBM superior. Não foram observados efeitos significativos para a enzima BG, assim como não houve efeito significativo no escore biológico entre os usos e manejos do solo.

No LVd-TES o valor médio de COT na FS foi maior que o PD e PM, porém com atividade reduzida de BG. Foi observada maior atividade de BG no PM (118,99 mg PNP kg⁻¹ hr⁻¹), comparado ao PD (96,75 mg PNP kg⁻¹ hr⁻¹) e FS a (45,61 mg PNP kg⁻¹ hr⁻¹). Este resultado reduziu o escore para a BG na FS e o escore biológico (0,72), que foi menor comparado ao PD (0,88) e ao PM (0,96). No PM, apesar do valor médio de COT similar ao PD, há maior CBM e atividade da enzima BG, o que contribuiu no elevado escore biológico.

Tabela 7: Valores médios e escores (SMAF) dos indicadores biológicos de saúde do solo.

Latossolo Bruno ácrico de Castro							
	Valores médios			Escore individuais			Escore biológico
	COT	CBM	BG	COT	CBM	BG	
	g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg PNP kg ⁻¹ hr ⁻¹				
FS	37,22 a	274,77 a	328,79 a	1,00 a	0,90 a	0,95 b	0,95 a
PD	31,84 b	129,39 b	161,62 b	0,99996 b	0,62 b	0,97 b	0,86 b
PA	36,35 a	193,9 a	293,56 a	0,99999 a	0,86 a	1,00 a	0,95 a
<i>p-Value</i> ¹	2,3E-03	1,1E-03	2,6E-04	0,01	2,7E-03	0,01	0,01
Latossolo Vermelho distroférico do município de Dois Vizinhos							
FS	29,65 a	473,68 a	125,86 a	1,00 a	1,00 a	0,63 a	0,88 a
PD	30,08 a	116,81 c	79,27 b	1,00 a	0,48 c	0,12 b	0,53 c
PA	23,60 b	317,45 b	50,40 c	0,98 b	0,99 b	0,07 c	0,68 b
<i>p-Value</i> ¹	4,2E-03	1,2E-05	2,5E-05	4,3E-03	1,2E-05	2,5E-05	9,4E-06

Latossolo Vermelho eutroférico do município de Entre Rios do Oeste							
FS	22,21 a	462,08 b	99,19 ns	0,99 a	0,9998 b	0,18 ns	0,72 ns
PD	14,67 b	684,31 a	90,67	0,91 b	1,00 a	0,17	0,69
PA	19,12 a	308,43 c	124,96	0,98 a	0,9944 c	0,30	0,76
<i>p-Value</i> ¹	1,7E-04	1,1E-05	0,11	1,7E-04	1,1E-05	0,11	0,07
Latossolo Vermelho distrófico do município de Teixeira Soares							
FS	29,06 a	857,93 a	45,61 c	1,00 a	1,00 a	0,16 c	0,72 c
PD	23,17 b	582,61 b	96,75 b	0,998 b	0,999 b	0,63 b	0,88 b
PM	22,63 b	807,77 a	118,99 a	0,998 b	1,00 a	0,87 a	0,96 a
<i>p-Value</i> ¹	3,0E-04	1,8E-04	1,6E-05	3,0E-04	1,8E-04	3,7E-05	3,7E-05
Latossolo Bruno distrófico do município de Guarapuava							
FS	34,40 a	830,47 a	118,26 b	1,00 a	1,00 a	0,28 b	0,76 b
PD	26,76 b	380,18 b	157,85 a	0,999 b	0,997 b	0,46 a	0,82 a
PM	27,69 b	351,17 b	156,39 a	0,999 b	0,984 b	0,45 a	0,81 ab
<i>p-Value</i> ¹	2,4E-04	1,5E-04	0,04	2,4E-04	1,5E-04	0,04	0,04
Latossolo Vermelho eutroférico do município Palotina							
FS	23,10 a	276,99 a	123,42 b	1,00 a	0,99 a	0,29 b	0,76 b
PD	17,89 b	226,67 b	191,77 a	0,96 b	0,94 b	0,64 a	0,85 a
PC	16,40 b	240,93 b	162,98 ab	0,96 b	0,96 b	0,48 ab	0,80 ab
<i>p-Value</i> ¹	1,2E-04	0,02	1,9E-03	1,2E-04	0,02	1,9E-03	0,01
Latossolo Vermelho distrófico do município Ponta Grossa							
FS	23,75 a	178,01 a	116,20 c	1,00 a	0,96 a	0,90 b	0,96 a
PD	18,99 b	95,37 b	176,10 b	0,99 b	0,40 c	1,00 a	0,80 b
PD-B	21,45 ab	163,21 a	209,83 a	0,99 b	0,81 b	0,89 ab	0,90 a
<i>p-Value</i> ¹	4,8E-03	1,2E-03	9,4E-06	2,0E-04	3,7E-05	0,01	1,3E-03
Latossolo Vermelho distroférico do município Mauá da Serra							
FS	30,19 ns	286,60 ab	54,80 b	1,00 ns	0,93 ab	0,07 b	0,67 b
PD-40A	28,58	211,78 b	72,37 a	1,00	0,84 b	0,10 a	0,65 b
PD-10A	29,57	329,98 a	81,97 a	1,00	0,95 a	0,13 a	0,69 a
<i>p-Value</i> ¹	0,21	0,03	1,1E-04	0,21	0,03	1,1E-04	0,01

Valores médios seguidos pela mesma letra na coluna para cada local de estudo não diferem estatisticamente pelo teste de Dunn ($\alpha=0,05$). FS: Floresta Secundária. PD: Plantio direto. PA: Pastagem. PM: Preparo mínimo. PC: Preparo convencional. PD-B: Bordadura em plantio direto. PD-40A: Plantio direto realizado a 40 anos. PD-10A: Plantio direto realizado a 10 anos. COT: Carbono orgânico total. CBM: Carbono da biomassa microbiana. BG: Beta-glucosidase. ¹Significativo a 5% pelo teste de Kruskal-Wallis.

Na FS do LBd-GUA são observados valores médios mais altos de COT e CBM em relação ao PD e ao PM. Apesar disso, a atividade da enzima BG foi menor na FS. No escore biológico, não foi observado efeito significativo entre os usos e manejos do solo neste local.

A FS do LVef-PAL, com maior valor médio de COT e de CBM apresenta menor atividade da enzima BG comparado ao PD, mas similar ao PC. Diferenças similares foram observadas nos escores destes indicadores. O escore biológico foi menor na FS (0,76) e maior no PD (0,85). No PC, o escore biológico foi similar a FS e ao PD (0,80).

O PD no LVd-POG possui os menores valores médios de CBM, o que resultou em escores baixos para este indicador (0,40). A FS apresentou valores similares de COT e CBM com o PD-B, porém menor atividade da enzima BG. Os escores dos indicadores resultaram em um escore biológico maior na FS (0,96) e no PD-B (0,90) e inferior no PD (0,80).

A atividade da enzima BG foi menor na FS do LVdf-MAS, comparando ao PD-40A e 10A. Com relação ao CBM, os valores médios foram menores no PD-40A comparado ao PD-10A. Os escores dos indicadores resultaram em escore biológico mais alto no PD-10A comparado ao PD-40A e a FS.

5.2 ÍNDICES DE SAÚDE DOS SOLOS OBTIDOS PELO SMAF

Neste tópico serão apresentados os resultados do ISS para os diferentes locais de estudo e para os diferentes sistemas de uso e manejo do solo. A ferramenta SMAF, a qual integrou vários indicadores, resultou em altos índices de saúde do solo variou entre 0,75 (FS no LVd- TES) e 0,96 (PM no LVd- TES). Ou seja, todas as áreas estavam desempenhando suas funções a pelo menos 75% da sua capacidade potencial.

5.2.1 Índice de saúde do solo para os diferentes locais de estudo

Na Figura 7 pode-se verificar o ISS para os diferentes usos e manejos do solo do LBw-CAS. Não foi observado efeito significativo na saúde do solo entre a FS, a PA e o PD. O solo estava desempenhando suas funções em 89% da sua capacidade no PD e na FS e 90% da sua capacidade na PA.

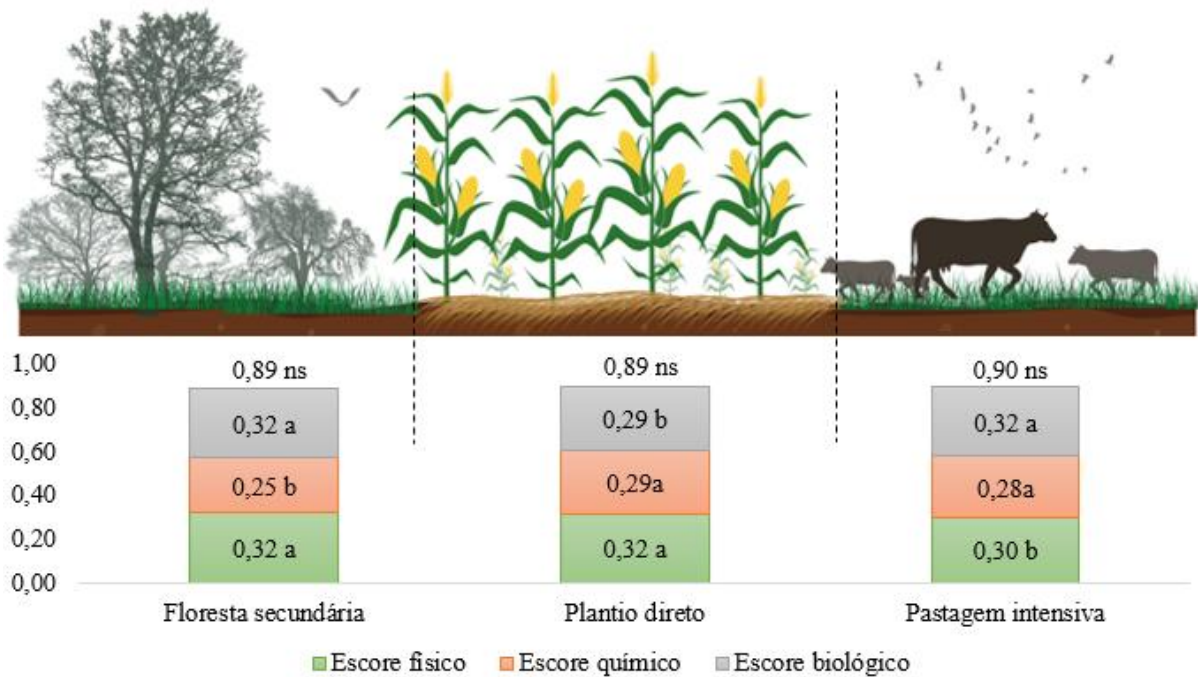


Figura 7: Índice de saúde do solo no LBw-CAS. FS: Floresta Secundária. PD: Plantio direto. PA: Pastagem. Valores médios seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Dunn ($\alpha=0,05$).

Na Figura 8 pode-se observar que a PA manejada em sistema silvipastoril no LVdf-DOV estava desempenhando suas funções em 88% da sua capacidade potencial.

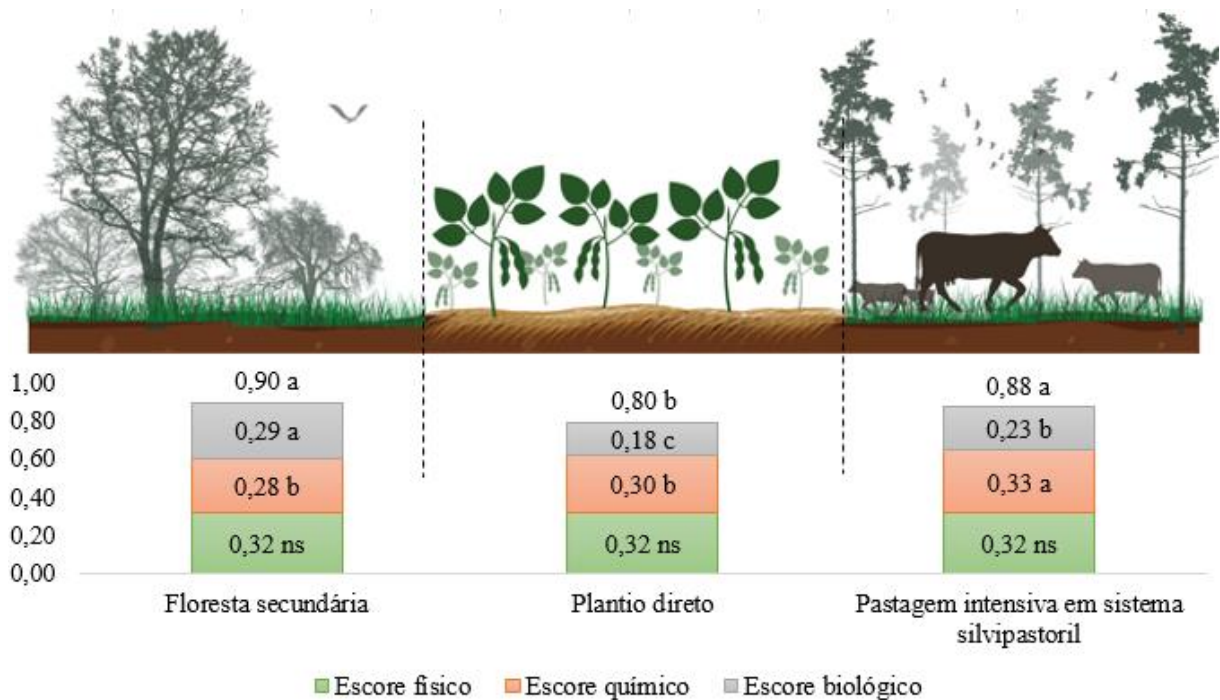


Figura 8: Índice de saúde do solo no LVdf-DOV. FS: Floresta Secundária. PD: Plantio direto. PA: Pastagem. Valores médios seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Dunn ($\alpha=0,05$).

A PA manejada em sistema silvipastoril no LVdf-DOV apresentou saúde do solo similar a FS, desempenhando suas funções a 90% da sua capacidade. Já o PD apresentou um ISS de 0,80, inferior aos demais usos e manejos do solo.

A área do PD no LVef-ERO, manejada em sistema orgânico, apresentou saúde do solo similar a FS, ambos desempenhando suas funções a 86% da sua capacidade potencial (Figura 9) e superiores a PA, a qual estava desempenhando suas funções a 82% do seu potencial. Das 3 áreas avaliadas com PA, apenas na área do LVef-ERO o ISS foi menor aos demais usos e manejos do solo (0,82).

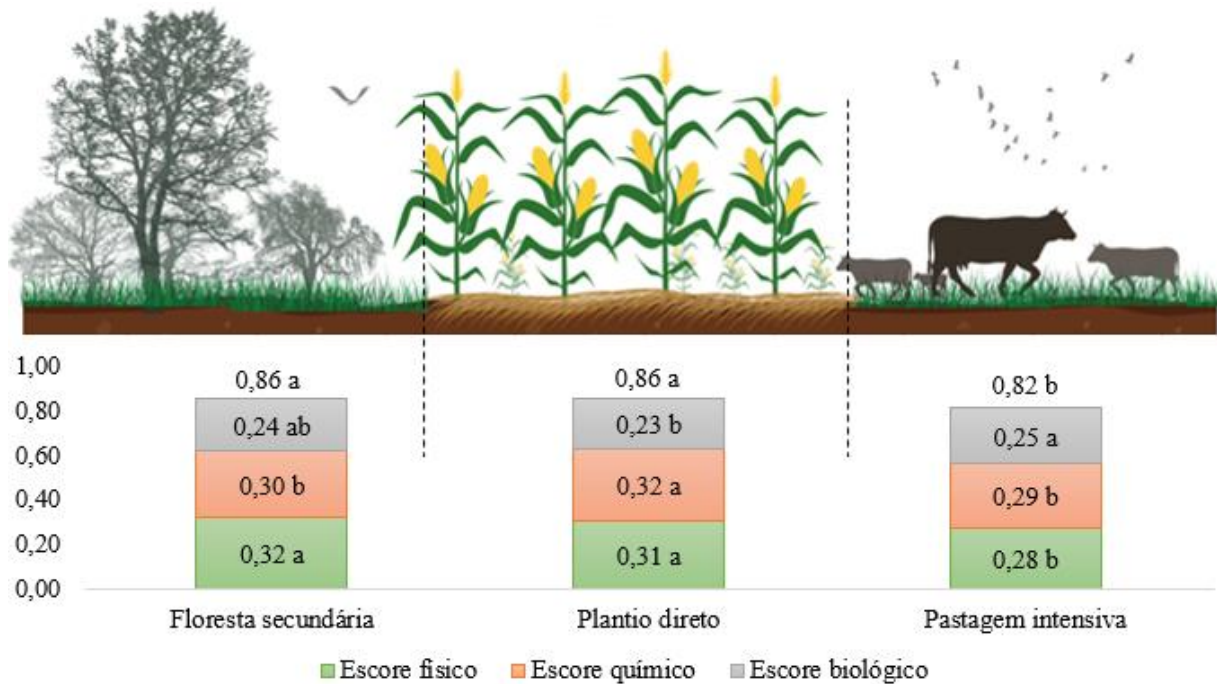


Figura 9: Índice de saúde do solo no LVef-ERO. FS: Floresta Secundária. PD: Plantio direto. PA: Pastagem. Valores médios seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Dunn ($\alpha=0,05$).

Como pode-se observar na Figura 10, no LVd-TES a área de PM foi a que apresentou o melhor ISS, desempenhando suas funções a 96% de sua capacidade. A área de PD estava desempenhando suas funções a 93% de sua capacidade, enquanto a FS, a 75% de sua capacidade, as quais diferiram estatisticamente entre si. As modificações da saúde do solo do PD para o PM ocorreram, principalmente, nas condições biológicas do solo. Ou seja, o PM não modificou a condição física do solo, mas melhorou a saúde biológica do solo.

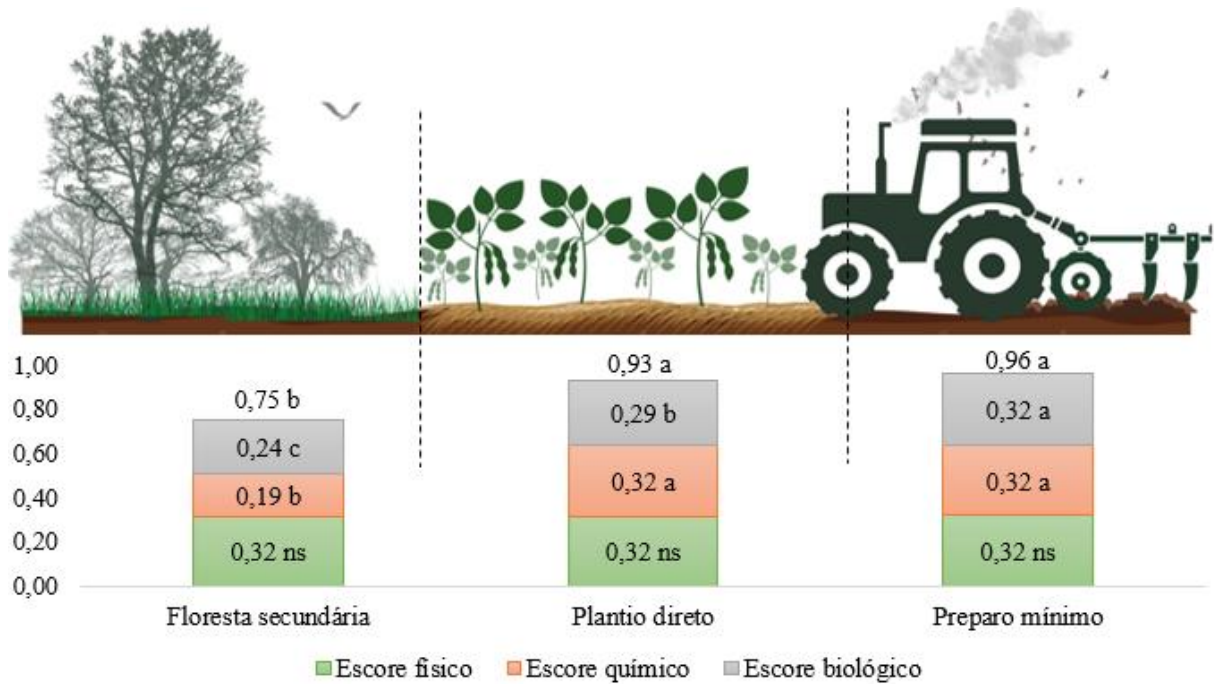


Figura 10: Índice de saúde do solo no LVd-TES. FS: Floresta Secundária. PD: Plantio direto. PM: Preparo mínimo. Valores médios seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Dunn ($\alpha=0,05$).

Na Figura 11 pode-se verificar que o PD do LbD-GUA estava desempenhando suas funções a 92% de sua capacidade, estatisticamente similar ao PM, desempenhando suas funções a 92% de sua capacidade. A FS neste local apresentou o menor ISS, desempenhando suas funções a 84% de sua capacidade, diferindo de PD e PM.

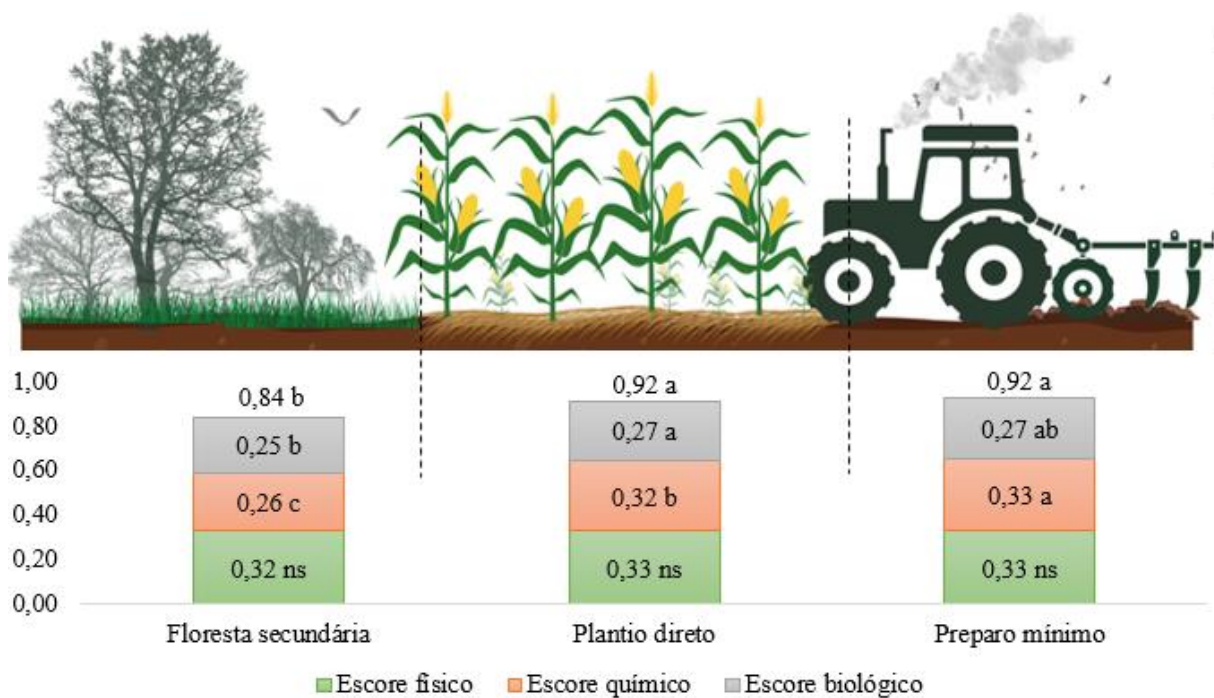


Figura 11: Índice de saúde do solo no LbD-GUA. FS: Floresta Secundária. PD: Plantio direto. PM: Preparo mínimo. Valores médios seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Dunn ($\alpha=0,05$).

O PD no LVef-PAL é realizado a 15 anos com sucessão das culturas de soja e milho safrinha, no mesmo ano agrícola (duas safras de verão). Este estava desempenhando suas funções a 91% da sua capacidade potencial (Figura 12). O PC foi similar estatisticamente ao PD, desempenhando suas funções a 90% do seu potencial. O PC foi realizado visando o manejo de plantas daninhas na área, pós-pousio de 2 anos. Entre o PD e o PC também houve similaridade no escore físico, químico e biológico. A FS apresentou o menor ISS, de 0,88.

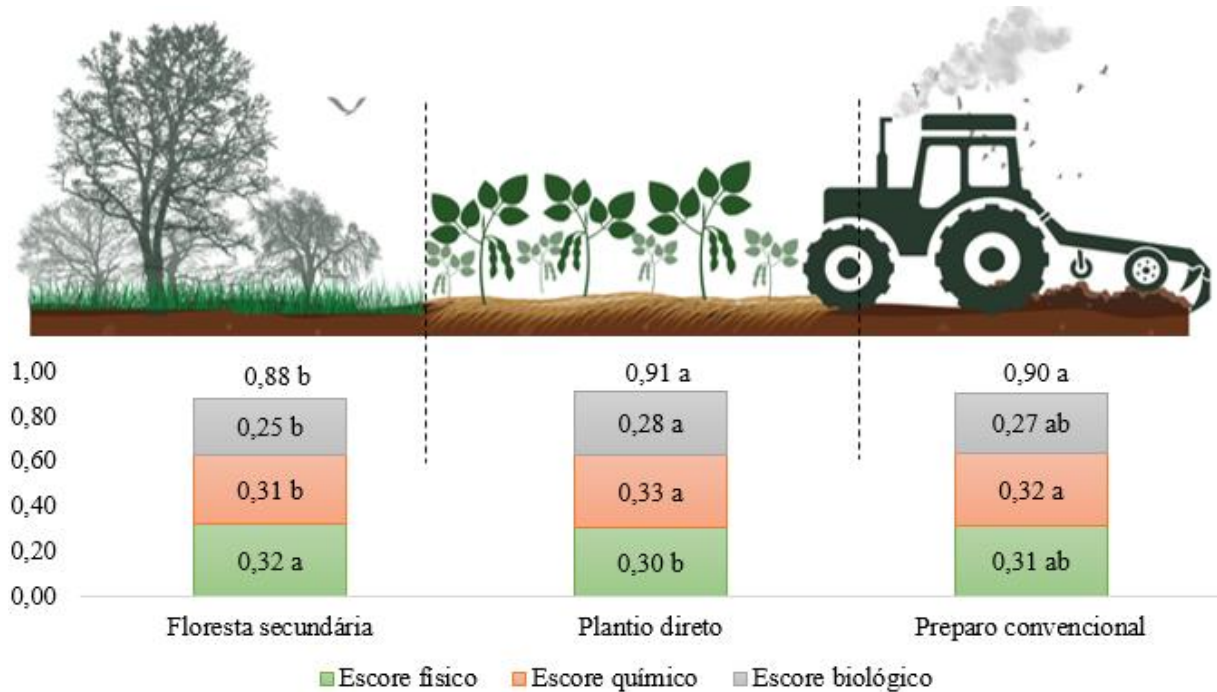


Figura 12: Índice de saúde do solo no LVef-PAL. FS: Floresta Secundária. PD: Plantio direto. PC: Preparo convencional. Valores médios seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Dunn ($\alpha=0,05$).

Na Figura 13 pode-se verificar que o solo no PD do LVd-POG, realizado a 25 anos, estava desempenhando suas funções em 89% da sua capacidade. Este resultado foi similar a FS, desempenhando suas funções a 91% de sua capacidade e ao PD-B, desempenhando suas funções em 93% da sua capacidade.

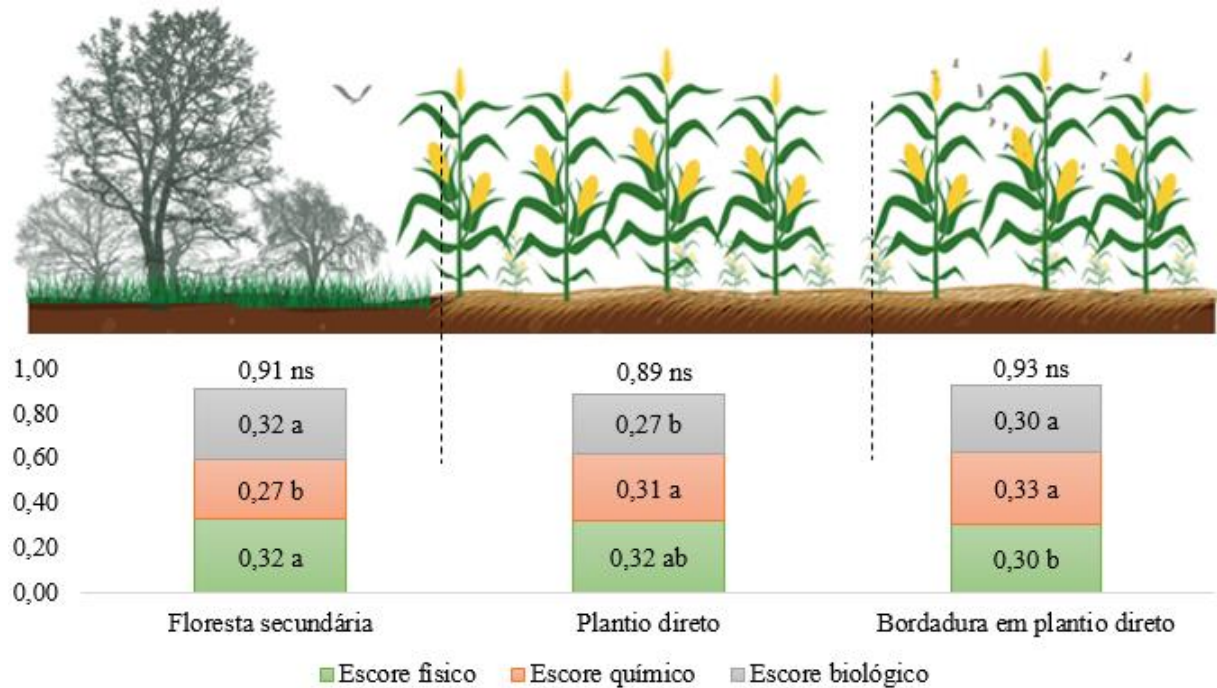


Figura 13: Índice de saúde do solo no LVd-POG. FS: Floresta Secundária. PD: Plantio direto. PD-B: Bordadura em plantio direto. Valores médios seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Dunn ($\alpha=0,05$).

O tempo em plantio direto no LVdf-MAS não afetou a saúde do solo (Figura 14). Verifica-se que o solo do PD realizado a 10 anos estava desempenhando suas funções a 87% de sua capacidade, enquanto no PD realizado a 40 anos estava desempenhando suas funções a 85% de sua capacidade. Ambos se diferenciaram da FS, a qual apresentou menor ISS, desempenhando suas funções em 81% de capacidade. Condições de solos menos saudáveis na FS em comparação os demais usos e manejos do solo também ocorreram em outros locais, como no LVd-TES (Figura 10), no LBd-GUA (Figura 11) e no LVef-PAL (Figura 12).

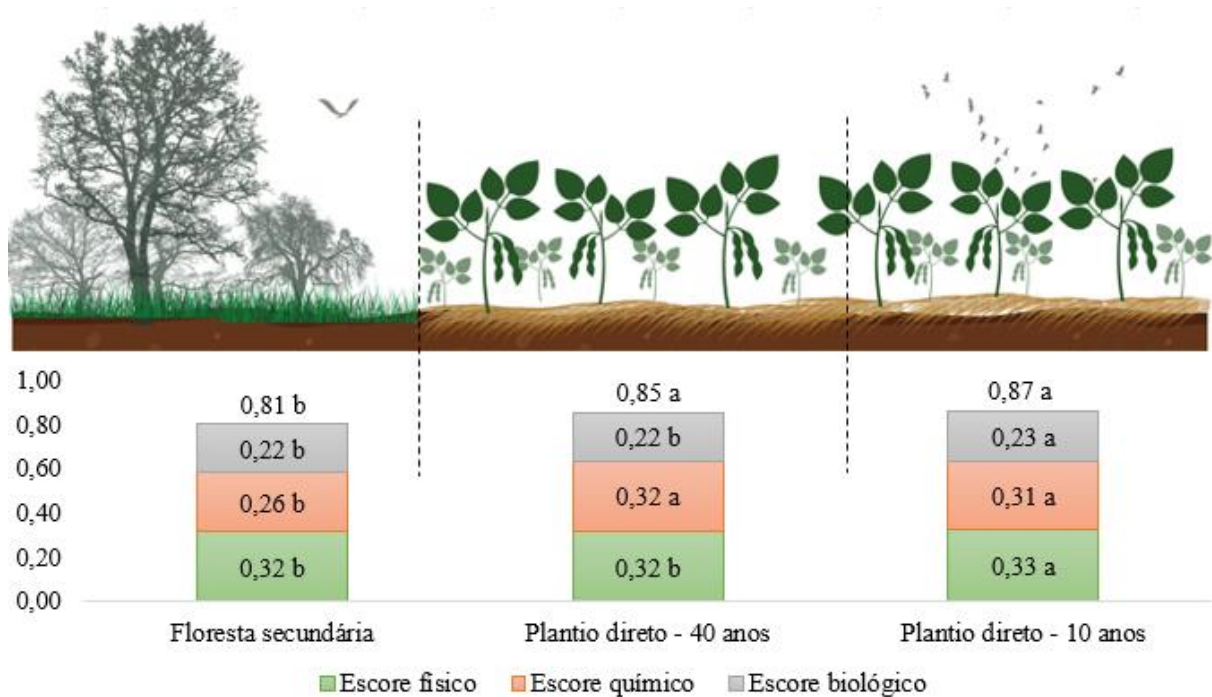


Figura 14: Índice de saúde do solo no LVdf-MAS. FS: Floresta Secundária. PD-10A: Plantio direto realizado a 10 anos. PD-40A: Plantio direto realizado a 40 anos. Valores médios seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Dunn ($\alpha=0,05$).

5.2.2 Índice de saúde do solo para os sistemas de uso e manejo

5.2.2.1 Plantio direto

Foram avaliadas 12 áreas de PD no estado do Paraná e o resultado do ISS pode ser visualizado na Figura 15. O solo no PD para os locais estudados esteve desempenhando suas funções entre 80% e 93% de sua capacidade potencial, sendo maior que 90% em 4 locais (LVd-TES, LBd-GUA, LVef-PAL e LVd-POG (PD-B)).

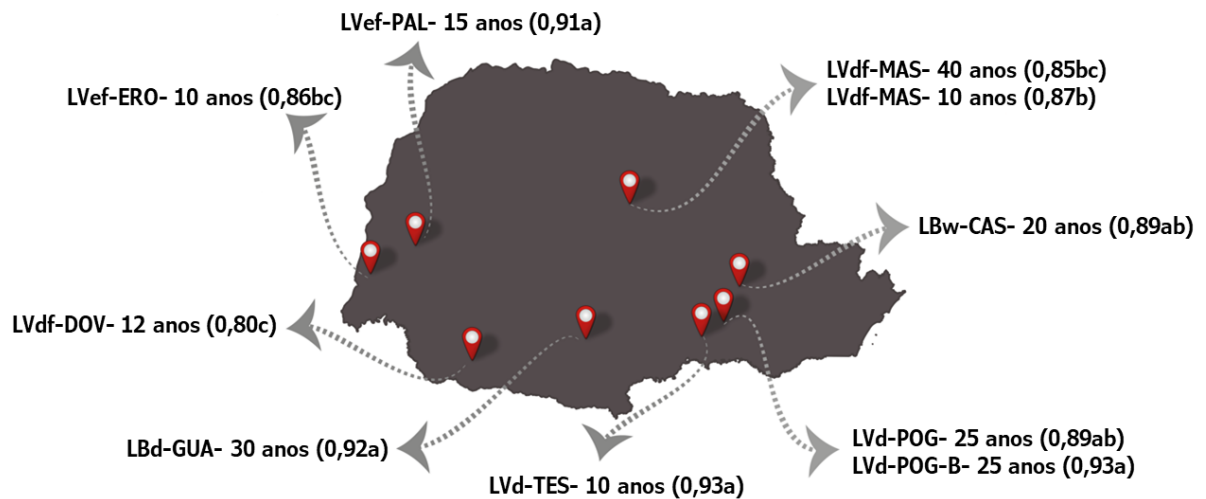


Figura 15: Índice de saúde do solo no plantio direto no estado do Paraná. Valores médios seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Dunn ($\alpha=0,05$).

O tempo de adoção do PD não afetou o ISS. No PD do LVdf-DOV (0,80) foi observado o menor ISS entre os locais avaliados no estado do PR, estatisticamente similar ao LVdf-MAS (PD-40A) (0,85) (Figura 15). Este resultado foi associado aos menores escores biológicos nestes locais (0,53 no LVdf-DOV e 0,65 no LVdf-MAS (PD-40A)) (Tabela 7), o que também pode ser observado na Figura 16, na qual é apresentado os resultados da ACP para as áreas de plantio direto.

Analisando o gráfico que concentra todas as áreas de plantio direto amostradas, pode-se identificar quais tem melhores índices físicos, químicos e biológicos e melhor ISS, todos representados pelos vetores do gráfico, enquanto cada área é representada pelos círculos devidamente indicados pelas cores na legenda. Os dois primeiros componentes explicaram 79,6% da variabilidade dos dados, sendo que o componente 1 explica 54% desta variância, e o escore biológico e químico foram os que mais influenciaram no ISS.

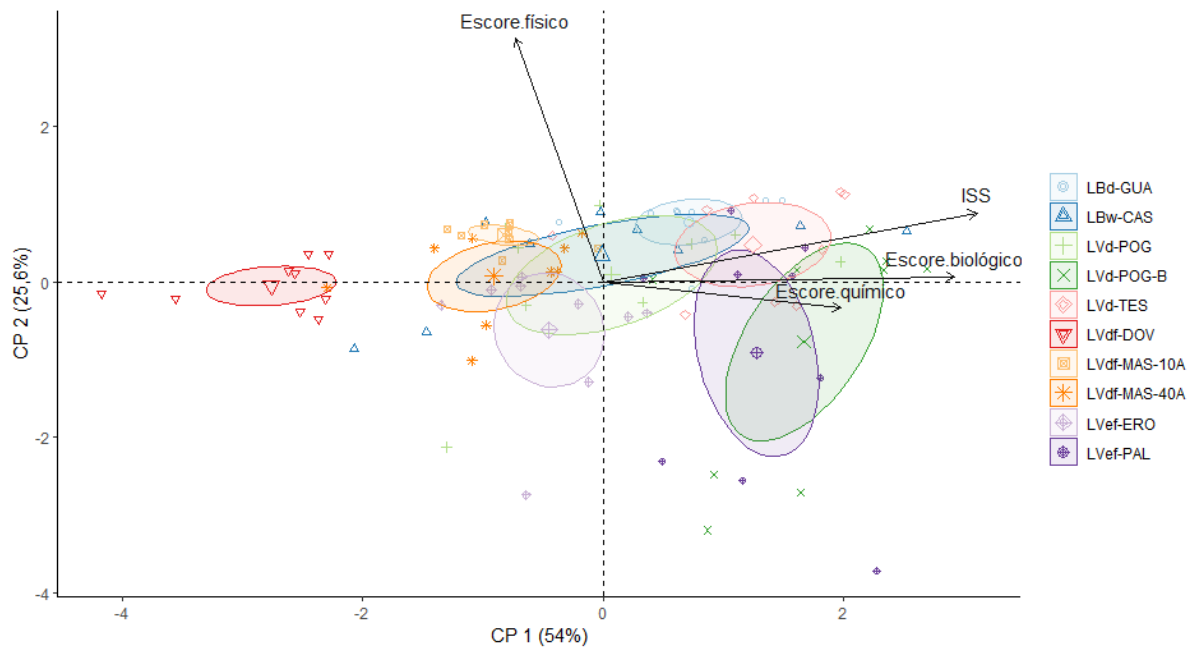


Figura 16: Análise de componentes principais para as áreas de plantio direto.

O segundo componente explicou 25,6% da variabilidade dos dados, sendo representado pelo escore físico. Nota-se que o PD no LVef-PAL e o PD-B no LVd-POG apresentaram uma tendência de agrupamento afetada pelo escore físico, o qual foi menor nestes dois locais, apesar de seu ISS ser similar às áreas com maior ISS. O solo com maior equilíbrio entre os escores físicos, químicos e biológicos, refletindo em melhor ISS, é o LVd-TES. Na outra extremidade do componente 1 temos o LVdf-DOV com escores biológicos e químicos mais baixos, assim como o ISS.

5.2.2.2 Floresta secundária

Foram avaliadas 8 áreas de FS no estado do Paraná, as quais estavam desempenhando suas funções entre 75 e 91% de sua capacidade potencial, o que pode ser observado na Figura 17.

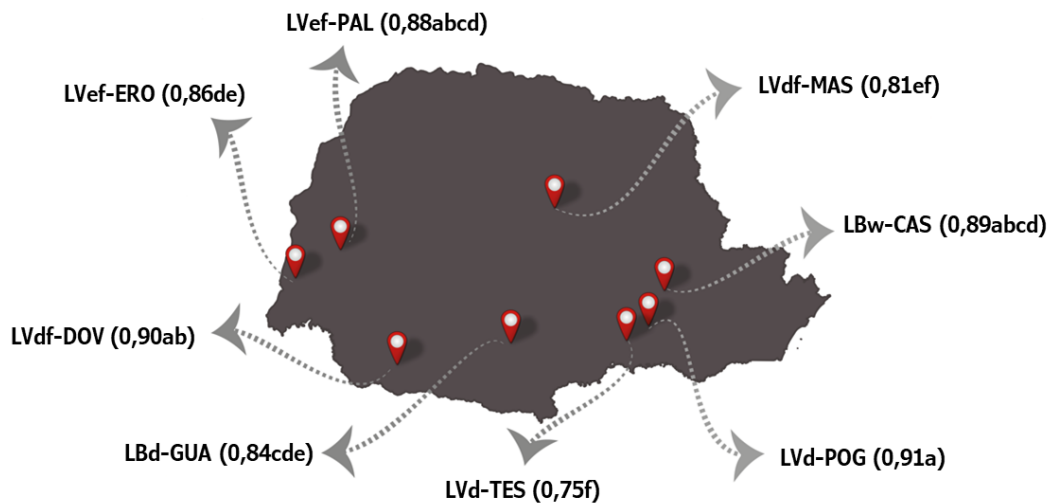


Figura 17: Índice de saúde do solo para as áreas de floresta secundária nas diferentes regiões do estado do Paraná. Valores médios seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Dunn ($\alpha=0,05$).

Os menores ISS na FS foram observados no LVd-TES (0,75) e no LVdf-MAS (0,81). Os maiores ISS foram verificados no LVd-POG, no LVdf-DOV, no LVef-PAL e no LBw-CAS, ambos desempenhando suas funções em 91, 90, 88 e 89% de capacidade, respectivamente. Na Figura 18 é apresentado o resultado da ACP para as áreas sob FS, confirmando estas informações, sendo que os escores biológico e químico foram os que mais influenciaram no ISS. Na análise gráfica pode-se identificar que o solo com melhor ISS é o LVdf-DOV, enquanto o LVd-TES têm os piores ISS, assim como o LVdf-MAS. O LVdf-MAS apresentou um escore químico superior ao LVd-TES, mas com piores escores físicos e biológicos. Outra informação relevante é que, em aspectos físicos, performou melhor o LBw-CAS, já no escore químico o LVef-PAL e no escore biológico, o LVd-POG.

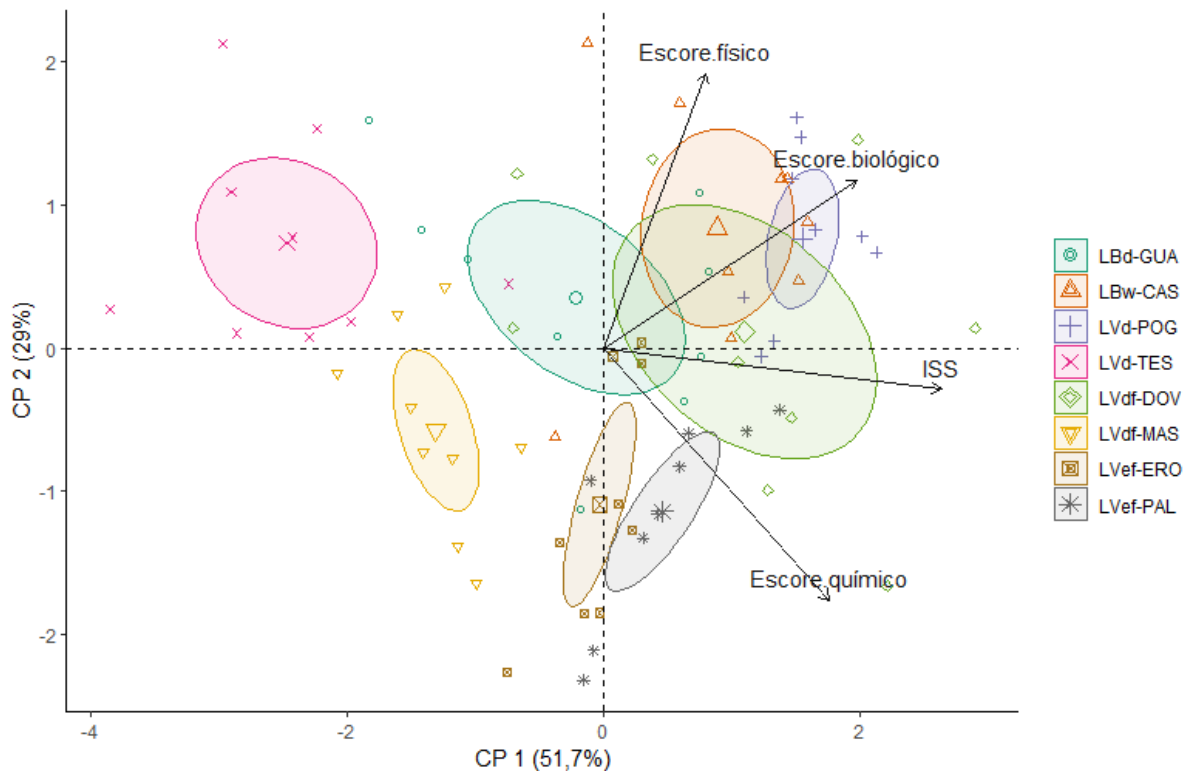


Figura 18: Análise de componentes principais para as áreas de floresta secundária.

Os dois primeiros componentes explicaram 80,7% da variabilidade dos dados, com maior carga no primeiro (51,7%). O segundo componente, que representa 29% da variância, mostrou uma tendência de agrupando das áreas sob FS do LVef-ERO e LVef-PAL, as quais, apesar de apresentarem bom índices de saúde do solo, possuem escore físico inferior.

5.2.2.3 Preparo convencional e preparo mínimo

Foram comparadas três áreas para produção de grãos, sendo duas manejadas em PM e uma em PC. O solo sob PM, para os dois locais estudados, estava com 92 e 96% de capacidade de desempenhar suas funções, e no PC, 90%. Como pode-se observar na Figura 19, no PM de LVd-TES a saúde do solo foi superior ao PM no LBd-GUA e ao PC no LVef-PAL, sendo estes dois últimos similares estatisticamente.

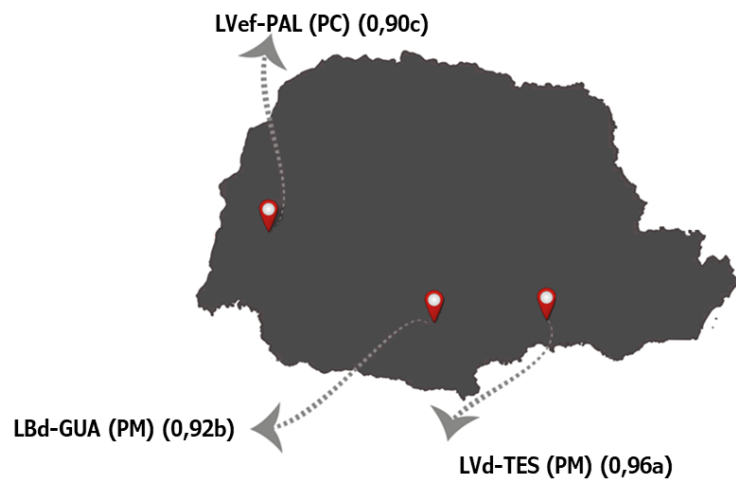


Figura 19: Índice de saúde do solo no preparo mínimo e preparo convencional no estado do Paraná. Valores médios seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Dunn ($\alpha=0,05$).

A ACP permitiu expressar 79,4% da variabilidade dos dados com os dois primeiros componentes, sendo eu o componente 1, o qual explica sozinho 49,4% da variabilidade, mostra uma relação entre o ISS e o escore biológico. Já no segundo componente 30% da variabilidade dos dados é expressada, com carga mais elevada do escore químico (Figura 20).

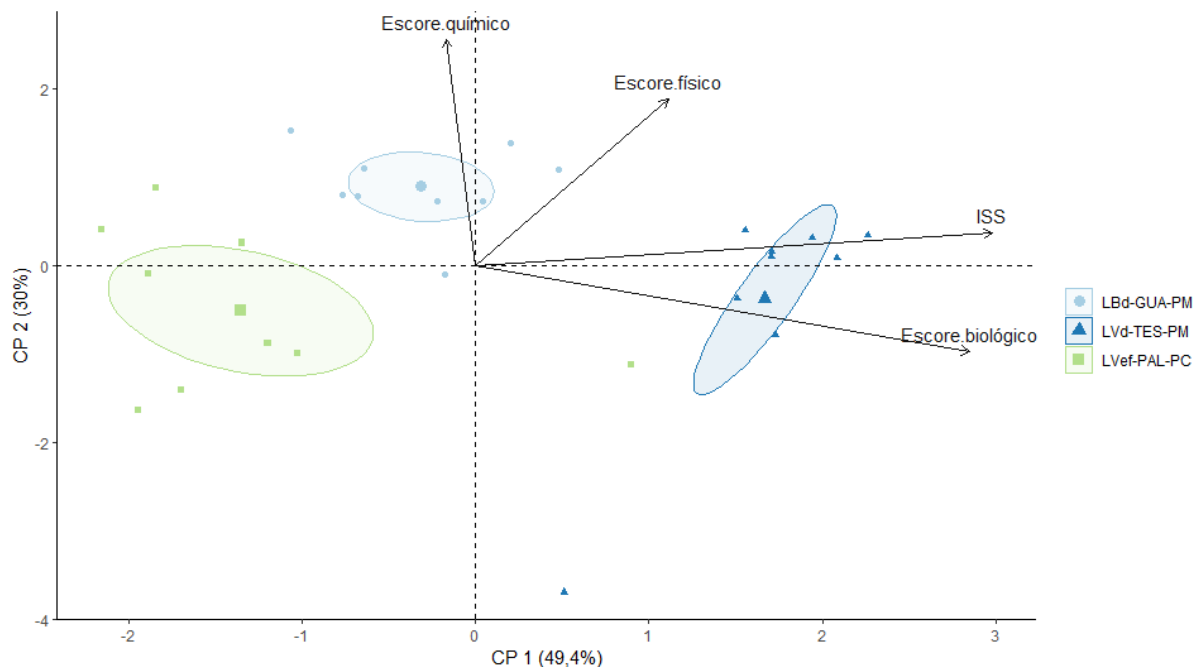


Figura 20: Análise de componentes principais para as áreas de preparo convencional e mínimo.

Pelo gráfico da Figura 20, verifica-se a tendência de agrupamentos dos solos e que o PM do LVd-TES desponta com melhor ISS, onde o maior responsável por este índice foi o escore biológico desta área, diferentemente dos demais solos. A área sob PM do LBd-GUA

performou bem no escore químico. Outro aspecto importante desta análise é que esta permitiu identificar que o solo com PC obteve o pior ISS afetado pelos escores químico, físico e biológico.

5.2.2.4 Pastagem

Foram avaliadas 3 áreas de PA no estado do Paraná, e o resultado pode ser observado na Figura 21. A saúde do solo na PA esteve entre 82 e 90% de capacidade de desempenhar suas funções, sendo que o ISS na PA do LVef-ERO foi inferior às áreas sob PA no LBw-CAS e LVdf-DOV.



Figura 21: Índice de saúde do solo na pastagem no estado do Paraná. Valores médios seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Dunn ($\alpha=0,05$).

Estes resultados podem ser visualizados também na Figura 22, que apresenta os resultados da ACP, a qual representa 96,6% da variabilidade dos dados com os dois primeiros componentes. O componente 1, o qual explica 53,2% da variabilidade dos dados, permitiu visualizar a separação da PA no LVdf-DOV e a PA no LBw-CAS, as quais, apesar de apresentarem ISS similares, podem ser diferenciadas pelos escores químico, físico e biológico. A PA no LVdf-DOV apresenta escore químico e físico superior, enquanto a PA no LBw-CAS apresenta escore biológico superior.

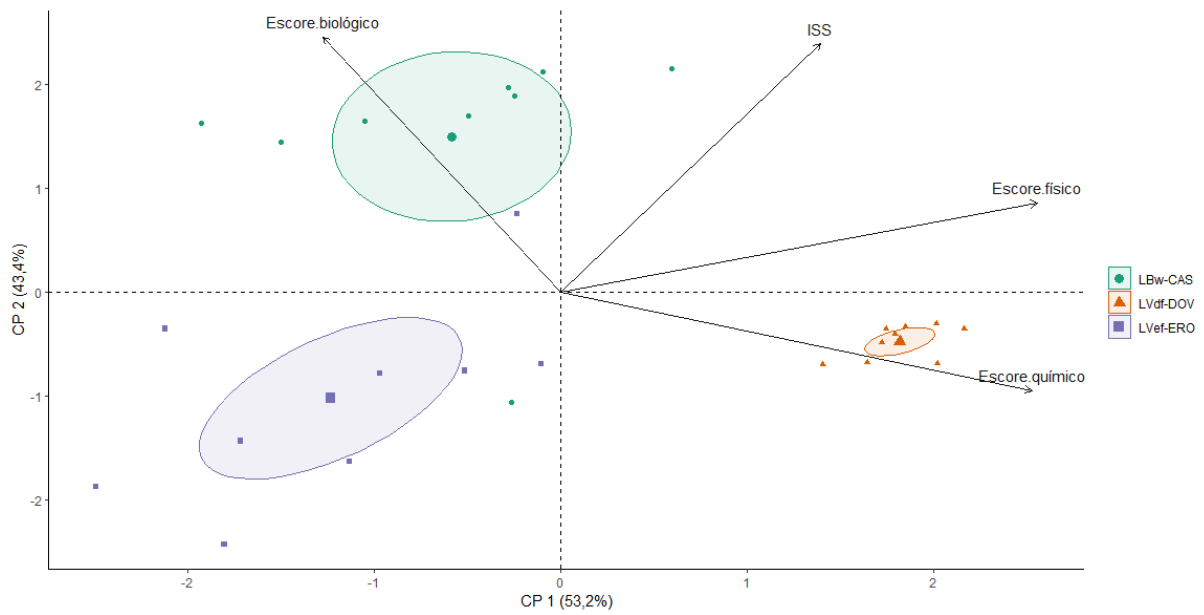


Figura 22: Análise de componentes principais para as áreas de pastagem.

No componente 2 que explicou 43,4% da variabilidade dos dados, observa-se a maior influência do escore biológico, superior na PA do LBw-CAS e inferior nas demais. Por fim, observa-se a pior condição na PA do LVef-ERO comparando as demais, com menor ISS e menores escores químicos, físicos e biológicos.

6 DISCUSSÃO

6.1 CONTRIBUIÇÃO DOS INDICADORES NA AVALIAÇÃO DA SAÚDE DO SOLO

Mudanças no uso e manejo do solo impactam o funcionamento do ecossistema (ZORNOZA et al. 2015), o que pode ser demonstrado por alterações dos indicadores de saúde do solo. No caso dos indicadores utilizados no SMAF e testados nesta pesquisa, os resultados demonstraram que a maioria foi sensível para determinar diferenças significativas entre os usos e manejos avaliados, em cada área de estudo, corroborando com a literatura (LUZ et al., 2019; MARION et al., 2022).

Apesar de ter sido significativa a diferença entre os usos e manejos nos diferentes lugares para a maioria dos indicadores de saúde do solo, nem todos os algoritmos atuais do SMAF detectaram mudanças na saúde do solo devido a práticas de uso e manejo no estado Paraná. No Brasil, é comum altas porcentagens de MAG, como observado neste trabalho. Isto ocorre em função da composição mineral argilosa dos solos, composta por argila 1:1 e óxidos de Fe e Al (CHERUBIN et al., 2016a; SIX; ELLIOTT; PAUSTIAN, 2000). O algoritmo para a padronização do MAG da ferramenta SMAF resultou em pontuações máximas para este indicador (1,00) em todos os locais, nos diferentes usos e manejos do solo. Este algoritmo não é adequado para ser aplicado em nossas condições ambientais, como já verificado em outros trabalhos (CHERUBIN 2016a). Reafirmamos a necessidade de melhorar a interpretação para este indicador, e reforçamos a possibilidade de inclusão de outros indicadores da qualidade estrutural do solo nos índices de saúde do solo, pois a estrutura do solo é afetada pelo seu manejo (MONDAL; CHAKRABORTY, 2022).

A Ds, bem como seus escores, se mostraram sensíveis para identificar alterações nos usos e manejos do solo. De maneira geral, escores mais altos foram observados na FS, e escores mais baixos foram observados nos locais com maior Ds, como no PD-B no LVd-POG e na PA no LVef-ERO. Áreas de pastagem, em função do pisoteio animal, tendem a apresentar maiores valores de Ds (CHERUBIN et al., 2016^a; BERMEO et al., 2022). Valores ideais de CAD estão em torno de 0,66, sendo que valores acima deste representam uma limitação de aeração do solo, e valores abaixo representam redução da disponibilidade de água (REYNOLDS et al., 2002). O algoritmo de interpretação deste indicador, desenvolvido por Wienhold et al. (2009) utilizando dados de respiração do solo, gerou escores baixos tanto em função da limitação de aeração do solo como na PA do LBw-CAS, como em função da baixa disponibilidade de água,

o que foi verificado principalmente nas áreas de vegetação secundária, na camada de 0,00-0,10 m.

Originalmente, nossos solos têm baixos teores de P, conforme verificado neste trabalho para as áreas de FS, o que refletiu em escores baixos na maioria dos locais sob FS. A adubação promove aumento de P e K nas áreas de agricultura (OLIVEIRA et al., 2020; SERAFIM et al., 2022), o que favorece o aumento do escore destes indicadores. Porém esta precisa ser realizada com critérios técnicos (PAVINATO et al., 2017) para que a necessidade da planta seja suprida sem o uso excessivo de fertilizantes. Delgado et al. (2016) orientam sobre a necessidade de um manejo racional de P e K, visando garantir a sustentabilidade da produção agrícola nas próximas décadas. Em nosso estudo foi observado valores elevados de P e K em alguns locais, o que não resultou na redução dos escores obtidos pelos algoritmos do SMAF. Apesar do algoritmo de interpretação do P levar em consideração a possibilidade de ocorrerem perdas, a declividade das áreas estudadas era inferior a 5% o que reduz o escoamento superficial, resultando em escores altos. Porém se estes valores elevados de P no solo estiverem associados a maiores declividades, pode haver redução nos escores de P em função da possibilidade de perdas deste nutriente. Para o K, as curvas são do tipo “mais é melhor”. Assim, valores de K acima da faixa de valor ótimo recebem pontuação de 1,00. Ashworth et al. (2022) recomendam não utilizar as curvas “mais é melhor” para a interpretação dos nutrientes nas avaliações de saúde do solo, pela possibilidade de atingir níveis muito elevados destes no solo, o que pode se tornar prejudicial ao ambiente. Pesquisas futuras que monitorem as perdas de nutrientes poderiam ser utilizadas para ajustes de curvas para o P e o K nas nossas condições. Para o K, poderia ser utilizado o critério de equilíbrio entre as bases no solo (PAVINATO et al., 2017), visto que em alguns locais foram observados valores muito altos de K no solo.

Os valores ótimos de pH utilizados na interpretação deste variaram entre os usos e manejos do solo. Valores ótimos mais baixos nas áreas de FS foram utilizados em função das condições originais para áreas sob vegetação nativa. Nestas, mesmo com pH mais baixo, as espécies nativas mantêm seu crescimento e desenvolvimento (CRESPO-MENDES et al., 2019). As culturas agrícolas são mais exigentes em valores ideais de pH do solo, pois a acidez do solo limita a produção agrícola. Por este motivo a prática de calagem se torna necessária, visando corrigir a acidez do solo (CAIRES et al., 2004). Neste trabalho, observa-se que em alguns locais a correção do solo elevou o pH do solo a valores acima da faixa considerada ideal, o que pode limitar a disponibilidade de alguns nutrientes. Assim como a adubação, a calagem deve ser realizada seguindo critérios técnicos estabelecidos (PAVINATO et al., 2017).

O COT é um importante indicador de saúde do solo (ZORNOZA et al. 2015; BÜNEMANN et al., 2018; SIMON et al., 2022). Neste trabalho, utilizando o algoritmo do SMAF, o escore do COT foi alto nos diferentes usos e manejos do solo. Isto poderia sugerir que os diferentes usos e manejos do solo estão proporcionando condições adequadas de armazenamento de carbono no solo. Apesar disso, nossos dados revelam diferenças entre os teores médios de COT. De maneira geral, as áreas de FS apresentaram maiores teores de COT do que as áreas de agricultura e algumas áreas com PA apresentaram valores mais elevados de COT que áreas de PD, sugerindo que mais carbono poderia ser armazenado no solo usos e manejos do solo. Apesar disso, estas diferenças não refletiram em diferenças importantes nos escores obtidos para o COT. Por exemplo, no LVd-TES, os valores médios de COT foram de 23,17 e 22,63 g kg⁻¹ no PD e PM, respectivamente, recebendo escore de 0,99. Neste mesmo local, a FS com valor médio de COT de 29,06 g kg⁻¹, recebeu escore de 1,00.

Outros estudos em solos argilosos e muito argilosos que utilizaram o algoritmo do SMAF para a interpretação do COT também tiveram como resultados escores altos para o COT. No experimento V do estudo de Cherubin, Tormena e Karlen (2017), Latossolos com altos teores de argila (800 g kg⁻¹) do estado do Paraná, com teores de COT de 19,89 g kg⁻¹ e 21,78 g kg⁻¹ receberam pontuações de 0,97 e 0,99. No estudo de Cherubin et al. (2021) foram observados escores de COT próximos do máximo (1,0) para todos os solos argilosos estudados. Luz et al. (2019), avaliando a saúde de um Latossolo Vermelho distroférico com 750 g kg⁻¹ de argila não observaram diferenças significativas entre os escores do COT para a camada de 0,00-0,10 m, todos com valores altos (0,99 e 1,00). Porém os teores de COT variaram entre 18,5 a 41,4 g kg⁻¹.

Como os altos valores de COT não impactaram o seu escore, sugerimos que o algoritmo para este indicador poderia ser melhorado para solos de textura argilosa e muito argilosa em clima subtropical. O maior armazenamento de carbono proporciona benefícios em diversas funções do solo e serviços ecossistêmicos, melhorando as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (TOOR et al., 2021). Nunes et al. (2021) desenvolvendo a ferramenta SHAPE para solos norte-americanos verificaram que a concentração de carbono orgânico poderia ser maior, mesmo com pontuações altas recebidas pelos algoritmos do SMAF.

Dados de perfis de solo no estado do Paraná mostram que valores acima de 20 g kg⁻¹ de COT, que se enquadram na classe de interpretação de “muito alto” conforme Pavinato et al. (2017), são comumente encontrados em condições preservadas. No primeiro levantamento de solos da Embrapa no estado do Paraná, em um perfil de Latossolo Bruno álico sob mata natural, avaliado no ano de 1973, com 75% de argila no horizonte A, o teor de carbono orgânico na

camada de 0-20 cm foi de 37,6 g kg⁻¹. Outro perfil, no mesmo tipo de solo, sob “capoeira” (floresta em estágio inicial regeneração), com 73% de argila, o teor de carbono orgânico foi de 41,8 g kg⁻¹, no horizonte A (0-20 cm) (EMBRAPA, 1984). Dados do horizonte A de outros perfis de solos, todos classificados como Latossolo Vermelho (EMBRAPA, 1984) mostram teores de carbono de 32,9 g kg⁻¹ em solo com 68% de argila, sob floresta natural; 25,4 g kg⁻¹ em solo com 69% de argila, sob “capoeira” (floresta em estágio inicial regeneração); 22 g kg⁻¹ em solo com 44% de argila, sob floresta natural e 41,7 g kg⁻¹ em solo com 62% de argila, sob floresta explorada. Em áreas de agricultura também são verificados valores altos de COT. Tivet et al. (2012) verificaram que áreas com PD apresentavam valores de 29,1 e 39,1 g kg⁻¹ de carbono orgânico, e áreas de PC valores de 24,7 e 25,4 g kg⁻¹, na região geográfica Centro Oriental do estado do Paraná (cidades de Carambeí e Ponta Grossa-PR). Estes resultados demonstram que nossos solos têm potencial de armazenar altos teores de carbono.

O CBM é um indicador considerado sensível para avaliar a saúde do solo (ARAGÃO et al., 2020; NUNES et al., 2020d). Neste trabalho, as diferenças significativas nos valores médios e nos escores obtidos pelo algoritmo do SMAF confirmam a sensibilidade deste indicador. Na maioria dos locais estudados, as mesmas diferenças significativas foram verificadas para o valor médio e para o escore do CBM, o que remete a considerar o algoritmo do SMAF adequado na interpretação do CBM.

A enzima BG permitiu diferenciar os usos e manejos do solo na maioria dos locais. Esta, que também é considerada como um indicador sensível para avaliar a saúde do solo (ARAGÃO et al., 2020; NUNES et al., 2020d) foi incluída no SMAF por Stott et al. (2010) que desenvolveram o algoritmo para sua interpretação utilizando dados de vários locais do mundo, inclusive do Brasil. Neste trabalho as diferenças entre os valores médios e o escores obtidos foram as mesmas em cinco dos oito locais avaliados, o que sugere que o algoritmo é adequado para interpretar este indicador nas condições de estudo. Lopes et al. (2013) compararam os valores de interpretação desenvolvidos para a enzima BG e o CBM para Latossolos argilosos do Cerrado brasileiro e verificaram que estes valores estavam próximos aos valores obtidos pelos algoritmos do SMAF.

Para a padronização da enzima BG é utilizado a classe de matéria orgânica, textura e clima. No nosso estudo observou-se que as variações de textura do solo influenciaram sua interpretação. Apesar da FS no LVdf-MAS e a PA no LVdf-DOV não apresentarem os menores valores de atividade da enzima BG, esses locais receberam as menores pontuações, pois a textura do solo é mais argilosa. Quanto mais argiloso for o solo, maior a capacidade deste em

estabilizar e proteger enzimas do componente abiótico, uma das vias de formação da “memória do solo” (MENDES et al., 2019a).

6.2 EFEITO DOS USOS E MANEJOS NA SAÚDE DO SOLO

6.2.1 Saúde do solo no plantio direto

Foram observados altos índices de saúde do solo nas áreas sob PD na camada 0-0,10 m, acima de 80% de capacidade de realizar suas funções. Outros trabalhos que avaliaram a saúde do solo em áreas sob PD no estado do Paraná encontraram índices acima de 75% (CHERUBIN; TORMENA; KARLEN, 2017; LUZ et al., 2019). A correção e adubação do solo em áreas sob PD mantém uma boa condição química do solo nas camadas superficiais (SERAFIM et al., 2022). Os nutrientes e o carbono orgânico tendem a se acumular em superfície, o que provavelmente melhora a saúde do solo nas camadas superficiais (NUNES et al., 2019), além da maior atividade biológica, promovendo a ciclagem de nutrientes e concentração de raízes, o que melhora os indicadores físicos do solo (CHERUBIN et al., 2016a; CHERUBIN; TORMENA; KARLEN, 2017; PEIXOTO et al., 2019). Apesar disso alguns autores citam que a maior influência da adubação e maior concentração de raízes em camadas superficiais em PD pode se tornar um problema, pela estratificação de nutrientes (SERAFIM et al., 2022).

O tempo de adoção do PD não afetou a saúde do solo. Verificamos que as principais diferenças entre as áreas sob PD estava relacionada a redução do escore químico e biológico do solo, o que mais afetou o ISS. Estes escores podem ser melhorados a partir da inclusão do maior número possível de práticas conservacionistas, desde práticas edáficas, com adequada correção do solo e adubação, a práticas vegetativas e mecânicas. Com relação ao escore físico, verificase redução deste na área de bordadura do LVd-POG e no PD do LVef-PAL, apesar deste resultado não afetar o ISS de maneira significativa. Esperava-se a redução da saúde do solo no PD-B do LVd-POG, pois é um local com maior tráfego de máquinas, o que aumenta a compactação do solo (KELLER et al., 2019; BECKER et al., 2022). No PD de LVef-PAL infere-se que a prática de sucessão das culturas de soja e milho pode estar afetando negativamente a qualidade física do solo.

Os menores teores de COT em muitas áreas sob PD, comparando com áreas de FS e até mesmo sob PA sugerem que as práticas conservacionistas podem ser somadas ao não revolvimento do solo visando aumentar o COT (CONCEIÇÃO; DIECKOW; BAYER, 2013; NUNES et al., 2020d). Blanco-Canqui (2021) recomendam utilizar plantas de cobertura, com

diversidade e rotacionando as culturas, como uma estratégia para aumentar o desempenho do PD. Pearsons et al. (2023) destacam que a alta diversidade de culturas pode reduzir o risco de compactação na superfície do solo em sistemas com menor mobilização do solo, como o PD.

No LVef-ERO não foi observado efeito do sistema orgânico no PD quando se compara-se este com as demais áreas sob PD no estado do PR. Apesar disso, a similaridade entre a saúde do solo no PD e a FS do mesmo local pode representar um efeito positivo do sistema orgânico na área sob PD. Pearsons et al. (2023) verificaram efeito positivo na saúde do solo em sistemas orgânicos. O sistema orgânico possivelmente tem contribuído para a maior diversidade de microrganismos do solo em função da redução de produtos para controle de pragas e doenças (YANG et al., 2021), além da maior disponibilidade e diversidade de resíduos que favorece a ciclagem de nutrientes pela biomassa microbiana, o que pode elevar os níveis de nutrientes no solo (CHERUBIN; TORMENA; KARLEN, 2017). Mendes et al. (2019a) destacam que, como a agricultura orgânica proíbe o uso de pesticidas e fertilizantes sintéticos, contando com práticas como controle biológico de pragas, rotação de culturas e o uso de adubos verdes e de origem animal, os solos sob sistemas de agricultura orgânica possuem uma “assinatura biológica” diferente dos solos sob cultivo convencional. Estes autores verificaram que no sistema de cultivo orgânico houve aumento significativo no CBM, o que também foi verificado em nosso estudo. Bhattacharyya et al. (2022) sugerem que a longo prazo a agricultura orgânica pode resultar em um aumento de COT no solo.

No PD do LBw-CAS é realizada a sucessão das culturas de milho no verão e azevém no inverno, as quais são colhidas como planta inteira para a produção de silagem e pré-secado, o que reduz a entrada de biomassa destas culturas no sistema. Nossos resultados mostram que esta exploração intensiva não afetou negativamente a saúde do solo quando comparado a FS e a PA, possivelmente em função da adubação orgânica realizada neste local. Cherubin, Tormena e Karlen (2017) no experimento IV verificaram que o solo fertilizado com esterco suíno funcionou a 84% de sua capacidade potencial, enquanto o solo sob fertilização mineral funcionou a 77%. Pearsons et al. (2023) verificaram que em sistema orgânico em que era utilizado o esterco como fonte de nutrientes, houve melhorias na saúde do solo, quando comparado ao sistema orgânico sem a adição de esterco.

O esterco de gado é um resíduo comum utilizado nos sistemas de produção agrícola. Combinar a adubação mineral com a orgânica, especialmente esterco de gado, promove o aumento do rendimento das culturas quando comparado com a utilização exclusiva da adubação mineral. Isto ocorre em função da maior disponibilidade de nutrientes e ao aumento da atividade biológica do solo, promovendo à saúde do solo. Além disso, a adubação orgânica é uma

alternativa de alocação de material resultante do processo produtivo (BRICHI et al., 2023), como o caso do local em estudo. Apesar das vantagens da adubação orgânica, esta deve ser utilizada seguindo critérios técnicos para não ocasionar prejuízos a saúde do solo. Altas doses podem ocasionar desequilíbrio de nutrientes e possibilidade de contaminação ambiental (ASHWORTH et al., 2022), o que não foi investigado em nosso trabalho. Silveira e Kohmann (2020) destacam que a adubação com fertilizantes orgânicos é mais complexa do que com fertilizantes inorgânicos, principalmente porque a composição de nutrientes das fontes orgânicas é extremamente variável e nem todos os nutrientes estão disponíveis imediatamente para absorção pelas plantas. Brichi et al. (2023) recomendam mais pesquisas para orientar sobre o uso adequado de resíduos em sistemas de produção agrícola. Porém de maneira geral, observa-se que as práticas de cultivo orgânico e adubação orgânica em PD se mostraram favoráveis para elevar o ISS no PD.

6.2.2 Saúde do solo na floresta secundária

Esperava-se maior saúde do solo nas áreas sob FS comparada aos demais usos e manejos do solo. Porém, dos oito locais avaliados, quatro apresentaram menor índice de saúde do solo nas áreas de FS. Estas diferenças ocorrem principalmente em função da menor disponibilidade de nutrientes nestes ambientes, reduzindo o escore químico, que foi menor em seis dos oito locais avaliados, comparando as áreas de agricultura. As áreas de FS apresentaram menores valores de pH (H₂O) e menores teores de P para a maioria dos locais. A condição química nas áreas de FS reflete da condição original dos solos nesta região, com baixa disponibilidade de nutrientes e baixo pH (RODRIGUES et al., 2016; ROVEDA et al., 2018).

Apesar do teor baixo de P e do ambiente mais ácido, nas áreas de FS o ecossistema funciona adequadamente desempenhando seu papel ambiental (CARDOSO et al., 2013). O sistema radicular das espécies em ambientes preservados é diversificado e profundo. Além disso, a grande diversidade de espécies favorece a ciclagem de nutrientes. A serapilheira é uma importante via de transferência de COT, de macronutrientes e micronutrientes para o solo em áreas sob floresta (CALDEIRA, 2003). Para o P, valores baixos deste nutriente na FS refletiram em pontuações baixas na maioria dos locais sob FS comparado aos demais usos e manejos do solo, apesar da adição de parâmetros específicos para sua interpretação na FS. Em áreas agrícolas, a frequente adição de fertilizantes, ao longo de várias safras, proporciona o acúmulo de P no solo (OLIVEIRA et al., 2020).

Esperava-se que os escores biológicos fossem maiores nas áreas sob FS em função da maior diversidade de espécies e, conseqüentemente, maior variedade de substrato para as atividades biológicas, além de este ser um ambiente natural, sem uso de moléculas sintéticas (YANG et al., 2021). Porém, em alguns locais, houve menores escores biológicos. Isto pode ter ocorrido por diversos fatores. Um destes fatores é que, apesar dos maiores teores de COT na FS, os escores para este indicador se manteve alto para os diversos usos e manejos do solo, resultando em pouco ou nenhum impacto no escore biológico.

Outro fator é que muitas das áreas sob FS apresentaram menor atividade da enzima BG. Este fato pode estar associado a maior complexidade dos resíduos vegetais nesta área, dificultando a atividade desta enzima, que atua na etapa final da degradação da celulose (LOPES et al., 2013). Como a BG atua na etapa final de decomposição da celulose, convertendo a celobiose em moléculas de glicose, sua atividade é menor nas áreas nativas, onde os resíduos vegetais que retornam ao solo são mais complexos do que nas áreas cultivadas (MENDES et al., 2019a). Menor atividade da BG na floresta em relação ao PD pode limitar o uso da floresta nativa como referência em saúde do solo, pois áreas de agricultura podem apresentar maiores valores desta enzima em relação a ambientes preservados (LOPES et al., 2013). Entende-se que a atividade crescente de BG pode refletir na capacidade do solo de decompor os resíduos vegetais e melhorar a disponibilidade de nutrientes para as culturas (STOTT et al., 2010), ou seja, causando um efeito positivo na saúde do solo. Chaer et al. (2023) ressaltam que a longo prazo, os aumentos nas atividades enzimáticas do solo provavelmente estarão associados ao aumento dos níveis de COT. Efeitos diretos e indiretos podem dificultar a interpretação dos indicadores biológicos. Nannipieri et al. (2012) chamam a atenção com relação a análise da atividade enzimática, na qual o pH é alterado do seu pH original. Áreas de FS apresentam pH mais baixos quando comparamos a áreas de PD. Porém, na análise, o pH da solução tampão é 6, padronizando este valor a todas as amostras. Ressalta-se a importância de estudos que contribuam com a compreensão das atividades biológicas dos solos em diversos ambientes, inclusive em áreas preservadas (SIMON et al., 2022; BÜNEMANN et al., 2018).

Para os indicadores físicos, as áreas sob FS apresentam menores valores de Ds quando comparadas a usos mais intensivos do solo, o que já foi constatado em outros trabalhos (CHERUBIN et al., 2016a; LUZ et al., 2019). Nas áreas preservadas, os maiores teores de matéria orgânica do solo permitem uma melhor agregação das partículas do solo, melhorando sua estrutura, reduzindo a Ds e aumentando a porosidade do solo (CARDOSO et al., 2013). Para o EPA, as áreas de FS mostraram menores valores, diferindo estatisticamente do PD em 6 dos 8 locais. O EPA apresenta um valor considerado ideal de 0,66 (REYNOLDS et al., 2002),

buscando manter uma relação equilibrada entre a disponibilidade de água às plantas e a aeração do solo. Percebe-se que o solo das áreas sob FS estavam sempre abaixo deste valor, em função da maior porosidade do solo neste ambiente. Isto poderia refletir em menor disponibilidade de água para as plantas (WIENHOLD et al., 2009). Porém é necessário apontar que a camada avaliada neste estudo é superficial (0-0,10 m). A grande maioria das espécies de áreas sob FS possuem sistema radicular profundo, o que possibilita explorar camadas mais profundas do solo.

Poucos estudos acompanham os processos de recuperação dos atributos físicos e químicos do solo ao longo do processo de restauração de florestas do Bioma Mata Atlântica (MENDES et al., 2019c). Aqui, avaliando uma área sob regeneração de 5 anos, no L Vef-PAL foi verificada a redução da Ds e o aumento de COT quando comparada ao PD. As diferenças para os macronutrientes foram menos evidentes, devido ao curto período de conversão da área para a FS, sendo que anteriormente esta área era utilizada para a agricultura. Sugere-se que esta área ainda apresenta efeitos de práticas de adubação e calagem. Para o pH, menores escores foram observados em função dos valores de pH estarem acima dos valores considerados ótimos na FS. Porém a tendência é uma redução do pH ao longo do tempo (HUANG et al., 2022).

6.2.3 Saúde do solo no preparo convencional e mínimo

Sabe-se que o preparo intensivo do solo pode favorecer os processos erosivos e as perdas de CO₂, reduzindo a saúde do solo a longo prazo (SÁ et al., 2014). Já em preparos menos intensivos, os efeitos são menos agressivos na matéria orgânica, na atividade microbiana e na estrutura do solo (NUNES et al., 2020c). Neste estudo, apesar de algumas diferenças observadas entre as áreas com preparo do solo, com saúde do solo superior em área sob PM comparando ao PC, não observamos efeitos negativos na saúde do solo quando esta foi comparada ao PD no mesmo local em estudo, ou seja, a mobilização do solo parece não reduzir sua saúde em áreas de produção agrícola. Além disso, não foram observados efeitos nos teores de COT.

Ressalta-se que a mobilização do solo nos locais avaliados foi ocasional, o que pode estar contribuindo na ausência de efeitos significativos na saúde do solo. Além disso, a camada avaliada foi superficial, a qual é pouco afetada quando os equipamentos atingem camadas mais profundas do solo (BECKER et al., 2022). O tipo de intervenção mecânica, a profundidade de ação, a frequência com que é realizada, além de características do solo afetam a resposta obtida após operações de preparo do solo em áreas sob PD (BLANCO-CANQUI; WORTMANN, 2020). Estes mesmos autores ressaltam que o preparo ocasional em PD geralmente não reduz o

COT, e quando reduz, aumenta a concentração de COT em camadas mais profundas do solo. Alguns estudos encontraram similaridades na saúde do solo entre o PD, PC e PM (LUZ et al., 2019; CHERUBIN; TORMENA; KARLEN, 2017).

Alguns efeitos foram observados na área de PM em que as operações de preparo do solo foram a subsolagem seguida de gradagem (LVd-*TES*). É importante mencionar que a gradagem afeta a camada superficial do solo, camada que foi avaliada neste estudo (0-0,10 m). Foi observada menor *Ds* e *EPA*, efeitos que proporcionaram um escore físico similar entre o PM e o PD. Apesar disso, o escore biológico foi maior no PM, o que pode estar associado a maior aeração do solo. Alguns estudos afirmam que áreas sob PD geralmente aumentam a atividade biológica do solo (YANG et al., 2021; NUNES et al., 2020d), mas Blanco-Canqui e Wortmann (2020) destacam que pode ocorrer o aumento da atividade microbiana em áreas com intervenção mecânica devido às melhores condições físicas do solo e a distribuição dos resíduos das culturas no perfil do solo. No PD, os nutrientes e o COT tendem a se concentrar nas camadas superficiais do solo, de forma estratificada. O revolvimento do solo pode reduzir esta estratificação e incorporar os resíduos das culturas no solo, aumentando a disponibilidade de substrato para os microrganismos. A gradagem, além de favorecer a incorporação dos resíduos das culturas, pode alterar o microclima do solo. Isto pode aumentar a temperatura da superfície do solo, e assim, estimular o crescimento microbiano (YANG et al., 2021).

De maneira geral, orienta-se que o preparo do solo seja ocasional em PD e realizado a partir de um diagnóstico correto. Quando se identifica que há a compactação do solo, deve-se averiguar a camada mais afetada por esta para proceder com a escolha do equipamento a ser utilizado para romper as camadas compactadas (BECKER et al., 2022). Recomenda-se preparos menos intensivos do solo, minimizando as perdas de COT e mantendo os benefícios do PD.

6.2.4 Saúde do solo na pastagem

Apesar das pastagens apresentarem potencial em acumular carbono no solo, por apresentar sistema radicular abundante e profundo (OLIVEIRA et al., 2022), em função de seu uso intensivo, muitas vezes sem o controle do pastejo, podem ocorrer problemas de degradação do solo, necessitando de um trabalho técnico que promova melhorias, como a aplicação de insumos, o melhoramento da pastagem e o controle do pastejo (HANISCH et al., 2022). Neste estudo apenas um dos locais com PA apresentou saúde do solo inferior aos demais usos e manejos do solo. Apesar disso, verifica-se que os escores físicos foram reduzidos em dois dos três locais com PA. O pisoteio animal em áreas de PA pode afetar negativamente a saúde do

solo, reduzindo a aeração do solo e aumentando a Ds. A redução da saúde física do solo em área de pastagem foi verificada por Cherubin et al. (2016a).

Em nosso estudo, avaliamos uma área de PA em sistema silvipastoril, verificando que este sistema se mostra promissor para manter o solo mais saudável. Na integração pecuária e floresta, há maior diversidade de resíduos em função da inclusão do componente florestal no sistema de pastejo (MATOS et al., 2022). Isto provavelmente favoreceu a saúde do solo. Segundo Valani et al. (2021), faltam estudos que avaliem a saúde do solo em sistemas de ILPF por meio da integração de indicadores biológicos, físicos e químicos do solo. Bermeo et al. (2022) verificaram que a adoção de sistemas silvipastoris melhorou o ISS, de 0,62 na pastagem para 0,69 no sistema silvipastoril, o qual se aproximou do ISS da área de vegetação nativa, de 0,72.

Sabe-se que aumentar a entrada e a estabilização de carbono é importante para que o solo sequestre CO₂ atmosférico e ajude a reduzir o aquecimento global (CONCEIÇÃO; DIECKOW; BAYER, 2013). Em duas das áreas com PA o teor de COT foi similar a FS, o que demonstra que estas áreas contribuem positivamente para o armazenamento de carbono. Apesar disso, os índices obtidos demonstram que nas áreas de PA é importante administrar adequadamente as práticas de correção do solo e adubação. O pastejo contínuo permite melhorar a fertilidade do solo pela adição constante de esterco animal, elevando os valores de P e K (AMORIM et al., 2020), como verificado em nosso estudo. Isto pode ser positivo até um determinado limite, pois valores elevados de nutriente no solo podem ocasionar maiores perdas destes por escoamento (AMORIM et al., 2020). Manejar adequadamente a fertilidade em áreas de PA além de contribuir no desenvolvimento da pastagem, a longo prazo, poderá contribuir para melhorar as condições físicas e biológicas do solo e para sua saúde (SILVEIRA; KOHMANN, 2020).

7 CONCLUSÕES

1. A ferramenta SMAF foi capaz de diagnosticar mudanças na saúde do solo em diferentes usos e manejos do solo no estado do Paraná. Apesar disso, é necessário melhorar os algoritmos para a interpretação do carbono orgânico total e dos macroagregados do solo. Sugere-se mais estudos sobre o fósforo para identificar se em doses mais elevadas no solo ocorrem perdas, o que pode contribuir para a alteração dos algoritmos de interpretação deste indicador. A enzima beta-glucosidase e o carbono da biomassa microbiana foram eficientes para diferenciar os usos e manejos estudados, bem como seus escores.
2. Apesar da floresta secundária ser considerada uma referência em saúde do solo, os índices de saúde do solo neste ambiente em alguns locais foram inferiores aos das áreas agrícolas, com funcionamento entre 75% a 91%. Recomenda-se mais estudos em áreas sob florestas para desenvolver algoritmos adequados de interpretação dos indicadores de saúde do solo neste ambiente.
3. Os Latossolos argilosos e muito argilosos manejados sob plantio direto no estado do Paraná apresentaram saúde do solo variando entre 80% a 93% de capacidade de realizar suas funções.
4. As áreas de pastagem apresentam funcionamento de 82% a 90% da sua capacidade, sendo em apenas um dos locais avaliados, a saúde do solo foi inferior na pastagem em relação ao plantio direto. O sistema silvipastoril se destacou entre as áreas com pastagem e apresentou saúde do solo similar a área preservada e superior ao plantio direto.
5. O preparo convencional e preparo mínimo não promovem melhorias físicas do solo na camada de 0-0,10 m, e não demonstraram efeitos no índice geral de saúde do solo. De maneira geral, recomenda-se a adoção de práticas conservacionistas no plantio que possibilitem aumentar a saúde do solo.
6. Neste trabalho não foi avaliada a produtividade das culturas. Sugere-se que em próximos trabalhos seja incluída esta avaliação para comparar se a melhor saúde do solo obtida pela ferramenta SMAF se correlaciona com a produtividade das culturas.

REFERÊNCIAS

- ADHIKARI, K.; HARTEMINK, A. E. Linking soils to ecosystem services—A global review. *Geoderma*, v. 262, p. 101-111, 2016.
- ALEXANDRATOS, N.; BRUINSMA, J. **World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision**. ESA Working paper N°. 12-03. Rome, FAO, 2012.
- ALVES, F. V.; LAURA, V. A.; DE ALMEIDA, R. G. Sistemas agroflorestais: a agropecuária sustentável. **Embrapa Gado de Corte-Livro técnico (INFOTECA-E)**, 2015.
- ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Z.* v. 22, 711–728, 2013.
- AMORIM, H. C.; ASHWORTH, A. J.; MOORE JR, P. A.; WIENHOLD, B. J.; SAVIN, M. C.; OWENS, P. R.; JAGADAMMAF, S.; CARVALHO, T. S.; XU, S. Soil quality indices following long-term conservation pasture management practices. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. v. 301, p. 107060, 2020.
- ANDREWS, S. S.; KARLEN, D. L.; CAMBARDELLA, C. The Soil Management Assessment Framework: A Quantitative Soil Quality Evaluation Method. *Soil Science Society of America Journal*. v. 68, n. 6, p. 1945–1962, 2004.
- ANDREWS, S. S.; KARLEN, D. L.; MITCHELL, J. P. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. *Agriculture Ecosystems & Environment*, v. 90, n. 1, p. 25–45, 2002.
- ARAGÃO, O. O. S.; DE OLIVEIRA-LONGATTI, S. M.; DE CASTRO CAPUTO, P. S.; RUFINI, M.; CARVALHO, G. R.; DE CARVALHO, T. S.; DE SOUZA MOREIRA, F. M. Microbiological indicators of soil quality are related to greater coffee yield in the Brazilian Cerrado region. *Ecological Indicators*, v. 113, p. 106205, 2020.
- ARAÚJO, Q.; AHNERT, D.; LOUREIRO, G.; FARIA, J.; FERNANDES, C.; BALIGAR, V. Soil quality index for cacao cropping systems. *Archives of Agronomy and Soil Science*, v. 64, n. 13, p. 1892-1909, 2018.
- ASHWORTH, A. J.; KATUWAL, S.; MOORE JR, P. A.; OWENS, P. R. Multivariate evaluation of watershed health based on longitudinal pasture management. *Science of The Total Environment*, v. 824, p. 153725, 2022.
- BALL, B. C.; BATEY, T.; MUNKHOLM, L. J. Field assessment of soil structural quality - a development of the Peerdklamp test. *Soil Use and Management*, n. December, p. 329–337, 2007.
- BARBOSA, E. A. A.; MATSURA, E. E.; DOS SANTOS, L. N.; NAZÁRIO, A. A.; GONÇALVES, I. Z.; FEITOSA, D. R. Soil attributes and quality under treated domestic sewage irrigation in sugarcane. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v. 22, n. 2, p. 137–142, 2018.
- BECKER, R. K.; BARBOSA, E. A. A.; GIAROLA, N. F. B.; KOCHINSKI, E. G.; POVH, F. P.; PAULA, A. L. D.; CHERUBIN, M. R. Mechanical Intervention in Compacted No-Till Soil in Southern Brazil: Soil Physical Quality and Maize Yield. *Agronomy*, v. 12, n. 10, p. 2281,

2022.

BERMEO, J. P. C.; HINCAPIE, K. L. P.; CHERUBIN, M. R.; MOREA, F. A. O.; OLAYA, A. M. S. Evaluating soil quality in silvopastoral systems by the Soil Management Assessment Framework (SMAF) in the Colombian Amazon. **Revista Ciência Agronômica**, v. 53, 2022.

BHATTACHARYYA, S. S.; ROS, G. H.; FURTAK, K.; IQBAL, H. M.; PARRA-SALDÍVAR, R. Soil carbon sequestration—An interplay between soil microbial community and soil organic matter dynamics. **Science of The Total Environment**, p. 152928, 2022.

BHERING, S. B.; SANTOS, H. G. dos; BOGNOLA, I. A.; CURCIO, G. R.; CARVALHO JUNIOR, W. de; CHAGAS, C. da S.; MANZATTO, C. V.; AGLIO, M. L. D.; SILVA, J. de S. **Mapa de Solos do Estado do Paraná, Legenda Atualizada**. XXXII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2009.

BLANCO-CANQUI, H. No-till technology has limited potential to store carbon: how can we enhance such potential?. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 313, p. 107352, 2021.

BLANCO-CANQUI, H.; WORTMANN, C. S. Does occasional tillage undo the ecosystem services gained with no-till? A review. **Soil and Tillage Research**, v. 198, p. 104534, 2020.

BREVIK, E. C.; CERDÀ, A.; MATAIX-SOLERA, J.; PEREG, L.; QUINTON, J. N.; SIX, J.; VAN OOST, K. The interdisciplinary nature of soil. **Soil**, v. 1, n. 1, p. 117-129, 2015a.

BREVIK, E. C.; SAUER, T. J. The past, present, and future of soils and human health studies. **Soil**, v. 1, n. 1, p. 35-46, 2015b.

BRICHI, L.; FERNANDES, J. V.; SILVA, B. M.; VIZÚ, J. D. F.; JUNIOR, J. N.; CHERUBIN, M. R. Organic residues and their impact on soil quality, crop production, and sustainable agriculture: A review including bibliographic analysis. **Soil Use and Management**. 00:1–21, 2023.

BÜNEMANN, E. K.; BONGIORNO, G.; BAI, Z.; et al. Soil quality – A critical review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 120, p. 105–125, 2018.

CAIRES, E. F.; KUSMAN, M. T.; BARTH, G.; GARBUIO, F. J.; PADILHA, J. M. Alterações químicas do solo e resposta do milho à calagem e aplicação de gesso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 125-136, 2004.

CALDEIRA, M. V. W. Determinação de biomassa e nutrientes em uma floresta ombrófila mista montana em General Carneiro, Paraná. **Curitiba: Universidade Federal do Paraná**, 2003.

CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; RAIJ, B. VAN. Determinação da matéria orgânica. In: RAIJ, B. VAN et al. (Org.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas-SP: Instituto Agronômico de Campinas. p. 173–180, 2001.

CASSOL, E. A.; DENARDIN, J. E.; ALBERTO, R. Sistema plantio direto: evolução e implicações sobre a conservação do solo e da água. In: C. A. Ceretta; L. S. da Silva; J. M. Reichert (Orgs.); **Tópicos em ciência do solo**. v. 5, p.333–365, 2007.

CARDOSO, E. J. B. N.; VASCONCELLOS, R. L. F.; BINI, D.; MIYAUCHI, M. Y. H.; SANTOS, C. A. D.; ALVES, P. R. L.; PAULA, A. M.; NAKATANI, A. S.; PEREIRA, J. M.,

- NOGUEIRA, M. A. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health?. **Scientia Agricola**, v. 70, p. 274-289, 2013.
- CAVALCANTI, R. Q.; ROLIM, M. M.; DE LIMA, R. P.; TAVARES, U. E.; PEDROSA, E. M.; CHERUBIN, M. R. Soil physical changes induced by sugarcane cultivation in the Atlantic Forest biome, northeastern Brazil. **Geoderma**, v. 370, p. 114353, 2020.
- CAVALIERI, K. M. V.; DA SILVA, A. P.; TORMENA, C. A.; LEÃO, T. P.; DEXTER, A. R.; HÅKANSSON, I. Long-term effects of no-tillage on dynamic soil physical properties in a Rhodic Ferrasol in Paraná, Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 103, n. 1, p. 158-164, 2009.
- CHAER, G. M.; MENDES, I. C.; DANTAS, O. D.; MALAQUIAS, J. V.; DOS REIS JUNIOR, F. B.; OLIVEIRA, M. I. L. Evaluating C trends in clayey Cerrado Oxisols using a four-quadrant model based on specific arylsulfatase and β -glucosidase activities. **Applied Soil Ecology**, v. 183, p. 104742, 2023.
- CHANG, T.; FENG, G.; PAUL, V.; ADELI, A.; BROOKS, J. P. Soil health assessment methods: Progress, applications and comparison. **Advances in Agronomy**, p. 129-210, 2022.
- CHAVES, H. M. L.; LOZADA, C. M. C.; GASPAR, R. O. Soil quality index of an Oxisol under different land uses in the Brazilian savannah. **Geoderma Regional**, v. 10, p. 183-190, 2017.
- CHERUBIN, M. R.; BORDONAL, R. O.; CASTIONI, G. A.; GUIMARAES, E. M.; LISBOA, I. P.; MORAES, L. A.; MENANDRO, L. M. S.; TENELLI, S. CERRI, C. E. P.; KARLEN, D. L.; CARVALHO, J. L. Soil health response to sugarcane straw removal in Brazil. **Industrial Crops and Products**, v. 163, p. 113315, 2021.
- CHERUBIN, M. R.; KARLEN, D. L.; FRANCO, A. L.; CERRI, C. E.; TORMENA, C. A.; CERRI, C. C. A Soil Management Assessment Framework (SMAF) evaluation of Brazilian sugarcane expansion on soil quality. **Soil Science Society of America Journal**, v. 80, n. 1, p. 215-226, 2016a.
- CHERUBIN, M. R.; KARLEN, D. L.; FRANCO, A. L.; TORMENA, C. A.; CERRI, C. E.; DAVIES, C. A.; CERRI, C. C. Soil physical quality response to sugarcane expansion in Brazil. **Geoderma**, v. 267, p. 156-168, 2016b.
- CHERUBIN, M. R.; KARLEN, D. L.; CERRI, C. E.; FRANCO, A. L.; TORMENA, C. A.; DAVIES, C. A.; CERRI, C. C. Soil quality indexing strategies for evaluating sugarcane expansion in Brazil. **PloS one**, v. 11, n. 3, p. e0150860, 2016c.
- CHERUBIN, M R; TORMENA, C A; KARLEN, D L. Soil quality evaluation using the Soil Management Assessment Framework (SMAF) in Brazilian Oxisols with contrasting texture. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 41, p. 1–18, 2017.
- CONAB, Companhia Nacional de Abastecimento. **Safra Brasileira de Grãos**. 2023. Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/info-agro/safra/graos>>. Acesso em 03 de fevereiro de 2023.
- CONCEIÇÃO, P. C.; DIECKOW, J.; BAYER, C. Combined role of no-tillage and cropping systems in soil carbon stocks and stabilization. **Soil and Tillage Research**, v. 129, p. 40-47,

2013.

COSTA, F. D. S.; BAYER, C.; ZANATTA, J. A.; MIELNICZUK, J. Estoque de carbono orgânico no solo e emissões de dióxido de carbono influenciadas por sistemas de manejo no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 32, n. 1, p. 323–332, 2008.

CRESPO-MENDES, N.; LAURENT, A.; BRUUN, H. H.; HAUSCHILD, M. Z. Relationships between plant species richness and soil pH at the level of biome and ecoregion in Brazil. **Ecological Indicators**, v. 98, p. 266-275, 2019.

DELGADO, A.; QUEMADA, M.; VILLALOBOS, F. J.; MATEOS, L. Fertilization with phosphorus, potassium and other nutrients. In: **Principles of agronomy for sustainable agriculture**. Springer, Cham. p. 381-405, 2016.

DERAL. Departamento de Economia Rural. **Valor Bruto da produção 2021**. Divisão de Estatísticas Básicas. Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento, 2021.

DEXTER, A.R. Advances in characterization of soil structure. **Soil and Tillage Research**, v. 11, n. 3-4, p. 199-238, 1988.

DEXTER, A.R. Soil physical quality. **Soil and Tillage Research**. 79, 129–130, 2004.

DIAS-FILHO, M. B. Diagnóstico das pastagens no Brasil. **Documentos 402**, Embrapa Amazônia Oriental, 2014.

DORAN, J. W.; PARKIN. Defining and assessing soil quality. **Defining Soil Quality for a Sustainable Environment**, p. 3–21, 1994.

EIVAZI, F.; TABATABAI, M.A. Glucosidases and galactosidase in soils. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 20, n.5 p.60-606, 1988.

EMBRAPA, EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Mapa de solos do estado do Paraná. 2020**. Disponível em: <http://geoinfo.cnps.embrapa.br/layers/geonode%3Aparana_solos_20201105> Acesso em: 14 out. 2022.

EMBRAPA, EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo**. 3ed. Brasília, DF: Embrapa, 2017.

EMBRAPA, EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Levantamento de reconhecimento dos Solos do estado do Paraná – Tomo I**. Londrina, 1984.

EMBRAPA, EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **TECNOLOGIA BioAS: padrões de laudos e suas interpretações**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2021.

ELLIOTT, E. T. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. **Soil science society of America journal**, v. 50, n. 3, p. 627-633, 1986.

FARHATE, C. V. V.; SOUZA, Z. M. D.; CHERUBIN, M. R.; LOVERA, L. H.; OLIVEIRA, I. N. D.; CARNEIRO, M. P.; LA SCALA JR, N. Abiotic soil health indicators that respond to sustainable management practices in sugarcane cultivation. **Sustainability**, v. 12, n. 22, p.

9407, 2020.

FERNÁNDEZ-UGALDE, O.; VIRTO, I.; BESCANSÀ, P.; IMAZ, M.J.; ENRIQUE, A.; KARLEN, D.L. No-tillage improvement of soil physical quality in calcareous, degradation-prone, semiarid soils. **Soil and Tillage Research**. 106, 29–35, 2009.

FREITAS, L.; CASAGRANDE, J. C.; DE OLIVEIRA, I. A.; DA SILVA, L. G. Soil quality indicator of oxisols grown with sugarcane and native forest in northeastern São Paulo state, Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, n. 18, p. 1-9, 2018.

FUENTES-LLANILLO, R.; TELLES, T. S.; JUNIOR, D. S.; DE MELO, T. R.; FRIEDRICH, T.; KASSAM, A. Expansion of no-tillage practice in conservation agriculture in Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 208, p. 104877, 2021.

FUJII, K.; FUNAKAWA, S.; KOSAKI, T. Soil acidification: Natural processes and human impact. **Pedologist**, v. 55, n. 3, p. 415-425, 2012.

GALVÃO, F.; AUGUSTIN, C. A ciência a serviço da sustentabilidade ambiental-as unidades fitoambientais como alternativa aos impasses do Novo Código Florestal. **Floresta**, v. 41, n. 3, 2011.

GEE, G. W. Particle size analysis. In: DANE, Jacob H.; TOPP, Clarke G. (ed.). **Methods of soil analysis: parte 4 - physical methods**. Madison, Usa: Soil Science Society, p. 255-293, 2002.

FONSECA, A. F.; GALVÃO, C. W.; ETTO, R. M.; KAZMIERCZAK, R. Degradação do solo e estratégias de recuperação da sua capacidade produtiva. In: BERTOL, O. J.; COLOZZI FILHO, A.; BARBOSA, G. M. C.; SANTOS, J. B.; GUIMARÃES, M. F. (Orgs.). **Manual de manejo e conservação do solo e da água para o estado do Paraná**. Curitiba, PR: NEPAR-SBCS. p. 325, 2019.

GONZAGA, M. I. S.; BISPO, M. V. C.; DA SILVA, T. L.; DOS SANTOS, W. M.; DE SANTANA, I. L. Atlantic Forest soil as reference in the soil quality evaluation of coconut orchards (*Cocos nucifera* L) under different management. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 37, n. 6, p. 3847-3857, 2016.

GUIMARÃES, R. M. L.; BALL, B. C.; TORMENA, C. A. Improvements in the visual evaluation of soil structure. **Soil Use and Management**, v. 27, n. 3, p. 395–403, 2011.

HALSTEAD, R. L. Phosphatase activity of soils as influenced by lime and other treatments. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 44, n. 1, p. 137-144, 1964.

HANISCH, A. L.; NEGRELLE, R. R.; MONTEIRO, A. L. G.; LACERDA, A. E. B.; PINOTTI, L. C. Combining silvopastoral systems with forest conservation: The caíva system in the Araucaria Forest, Southern Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 96, n. 4, p. 759-771, 2022.

HUANG, X.; CUI, C.; HOU, E.; LI, F.; LIU, W.; JIANG, L.; LUO, Y.; XU, X. Acidification of soil due to forestation at the global scale. **Forest Ecology and Management**, v. 505, p. 119951, 2022.

INSTITUTO ÁGUA E TERRA. **Mapa Geológico do Paraná 1:250.000 e 1:650.000**. Disponível em: <<http://www.iat.pr.gov.br/Pagina/Mapeamento-Geologico>>. Acesso em: 8 jul. 2020.

IPARDES - Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. **Mapa das regiões geográficas do estado do Paraná.** Disponível em: <https://www.ipardes.pr.gov.br/sites/ipardes/arquivos_restritos/files/documento/2019-09/Regi%C3%B5es%20Geogr%C3%A1ficas%20%28Lei%20Estadual%2015.pdf>. Acesso em: 06 de outubro de 2022.

ITAIPU BINACIONAL, FEDERAÇÃO BRASILEIRA DE PLANTIO DIRETO NA PALHA - FEBRAPDP. Metodologia participativa para avaliação da qualidade do sistema plantio direto na Bacia do Parana III. Foz do Iguaçu: Itaipu Binacional, Febrapdp. 2011.

JIMENEZ, L. C. Z.; QUEIROZ, H. M.; CHERUBIN, M. R.; FERREIRA, T. O. Applying the Soil Management Assessment Framework (SMAF) to Assess Mangrove Soil Quality. **Sustainability**, v. 14, n. 5, p. 3085, 2022.

JÓNSSON, J. Ö. G.; DAVÍÐSDÓTTIR, B.; JÓNSDÓTTIR, E. M.; KRISTINSDÓTTIR, S. M.; RAGNARSDÓTTIR, K. V. Soil indicators for sustainable development: A transdisciplinary approach for indicator development using expert stakeholders. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 232, p. 179–189, 2016.

JOSÉ, J. F. B.; CHERUBIN, M. R.; VARGAS, L. K.; LISBOA, B. B.; ZANATTA, J. A.; ARAÚJO, E. F.; BAYER, C. A soil quality index for subtropical sandy soils under different Eucalyptus harvest residue managements. **Journal of Forestry Research**, p. 1-13, 2022.

KARLEN, D. L.; ANDREWS, S. S.; WIENHOLD, B. J.; ZOBECK, T. M. Soil Quality Assessment: Past, Present and Future. **Journal of Integrative Biosciences**, v. 6, n. 1, p. 3–14, 2008.

KARLEN, D. L.; MAUSBACH, M.; DORAN, J.; et al. Soil Quality: A Concept, Definition, and Framework for Evaluation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 61, n. 1, p. 4–10, 1997.

KARLEN, D. L.; STOTT, D. E. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. **Defining soil quality for a sustainable environment**, v. 35, p. 53-72, 1994.

KARLEN, D. L.; VEUM, K. S.; SUDDUTH, K. A.; OBRYCKI, J. F.; NUNES, M. R. Soil health assessment: Past accomplishments, current activities, and future opportunities. **Soil and Tillage Research**, v. 195, p. 104365, 2019.

KAZMIERCZAK, R.; GIAROLA, N. F. B.; RIFERTE, F. B.; SANTOS, J. B. D.; FOGAÇA, A. M.; CARPINELLI, S. Selection of indicators to discriminate soil tillage systems and to assess soil quality in a Red Latosol. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 63, 2020.

KEESSTRA, S. D.; BOUMA, J.; WALLINGA, J.; TITTONELL, P.; SMITH, P.; CERDÀ, A.; MONTANARELLA, L.; QUINTON, J. N.; PACHEPSKY, Y.; VAN DER PUTTEN, W. H.; BARDGETT, R. D.; MOOLENAAR, S.; MOL, G.; JANSEN, B.; FRESCO, L. O. The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations Sustainable Development Goals, **Soil**, v. 2, 111–128, 2016. <https://doi.org/10.5194/soil-2-111-2016>.

KELLER, T.; SANDIN, M.; COLOMBI, T.; HORN, R.; OR, D. Historical increase in agricultural machinery weights enhanced soil stress levels and adversely affected soil functioning. **Soil and Tillage Research**, v. 194, p. 104293, 2019.

KIANI, M.; HERNANDEZ-RAMIREZ, G.; QUIDEAU, S.; SMITH, E.; JANZEN, H.; LARNEY, F. J.; PUURVEEN, D. Quantifying sensitive soil quality indicators across contrasting long-term land management systems: Crop rotations and nutrient regimes. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 248, p. 123–135, 2017.

KRAJEWSKA, B. Ureasas I. Functional, catalytic and kinetic properties: A review. **Journal of molecular catalysis B: Enzymatic**, v. 59, n. 1-3, p. 9-21, 2009.

KUWANO, B. H.; KNOB, A.; FAGOTTI, D. S. L.; MELÉM JÚNIOR, N. J.; GODOY, L.; DIEHL, R. C.; KRAWULSKI, C. C.; ANDRADE FILHO, G.; ZANGARO FILHO, W.; TAVARES-FILHO, J.; NOGUEIRA, M. A. Soil quality indicators in a Rhodic Kandudult under different uses in Northern Paraná, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 50-59, 2014.

LEHMANN, J.; BOSSIO, D. A.; KÖGEL-KNABNER, I.; RILLIG, M. C. The concept and future prospects of soil health. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 1, n. 10, p. 544-553, 2020.

LIBARDI, P. L. **Dinâmica da água no solo**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2012.

LIMA, G. C.; SILVA, M. L.; DE FREITAS, D. A.; CÂNDIDO, B. M.; CURI, N.; OLIVEIRA, M. S. D. Spatialization of soil quality index in the Sub-Basin of Posses, Extrema, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, p. 78-84, 2016.

LIMA, R.P.; SILVA, A.P.; GIAROLA, N.F.B.; SILVA, A.R.; ROLIM, M.M.; KELLER, T. Impact of initial bulk density and matric suction on compressive properties of two Oxisols under no-till. **Soil and Tillage Research**, v. 175, p. 168–177, 2018

LISBOA, I. P.; CHERUBIN, M. R.; SATIRO, L. S.; SIQUEIRA-NETO, M.; LIMA, R. P.; GMACH, M. R.; WIENHOLD, B. J.; SCHMER, M. R.; JIN, V. L.; CERRI, C.C.; CERRI, C. E. Applying Soil Management Assessment Framework (SMAF) on short-term sugarcane straw removal in Brazil. **Industrial Crops and Products**. v. 129, p. 175–184, 2019.

LISBOA, B. B.; VARGAS, L. K.; SILVEIRA, A. O. D.; MARTINS, A. F.; SELBACH, P. A. Indicadores microbianos de qualidade do solo em diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 33-44, 2012.

LOPES, A. A. C.; GOMES DE SOUSA, D. M.; CHAER, G. M.; BUENO DOS REIS JUNIOR, F.; GOEDERT, W. J.; DE CARVALHO MENDES, I. Interpretation of microbial soil indicators as a function of crop yield and organic carbon. **Soil Science Society of America Journal**, v. 77, n. 2, p. 461-472, 2013.

LOPES, L. D.; JUNIOR, R. C. F.; PACHECO, E. P.; FERNANDES, M. F. Shifts in microbial and physicochemical parameters associated with increasing soil quality in a tropical Ultisol under high seasonal variation. **Soil and Tillage Research**, v. 206, p. 104819, 2021.

LUZ, F. B.; DA SILVA, V. R.; MALLMANN, F. J. K.; PIRES, C. A. B.; DEBIASI, H.; FRANCHINI, J. C.; CHERUBIN, M. R. Monitoring soil quality changes in diversified agricultural cropping systems by the Soil Management Assessment Framework (SMAF) in southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. v. 281, p. 100–110, 2019.

- MARION, L. F.; SCHNEIDER, R.; CHERUBIN, M. R.; COLARES, G. S.; WIESEL, P. G.; DA COSTA, A. B.; LOBO, E. A. Development of a soil quality index to evaluate agricultural cropping systems in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 218, p. 105293, 2022.
- MATOS, P. S.; CHERUBIN, M. R.; DAMIAN, J. M.; ROCHA, F. I.; PEREIRA, M. G.; ZONTA, E. Short-term effects of agroforestry systems on soil health in Southeastern Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 96, n. 5, p. 897-908, 2022.
- MAUSEL, P. W. Soil quality in Illinois—an example of a soils geography resource analysis. **The Professional Geographer**, v. 23, n. 2, p. 127-136, 1971.
- MORAES, M. T.; DEBIASI, H.; FRANCHINI, J. C.; MASTROBERTI, A. A.; LEVIEN, R.; LEITNER, D.; SCHNEPF, A. Soil compaction impacts soybean root growth in an Oxisol from subtropical Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 200, p. 104611, 2020.
- MELO FILHO, J. F.; SOUZA, A. L. V.; SILVA SOUZA, L. Determinação do índice de qualidade subsuperficial em um latossolo amarelo coeso dos tabuleiros costeiros, sob floresta natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 31, n. 6, p. 1599–1608, 2007.
- MENDES, I. C.; SOUSA, D. M. G.; DANTAS, O. D.; LOPES, A. A. C.; JUNIOR, F. B. R.; OLIVEIRA, M. I.; CHAER, G. M. Soil quality and grain yield: A win–win combination in clayey tropical Oxisols. **Geoderma**, v. 388, p. 114880, 2021.
- MENDES, I. C.; SOUSA, D. M. G.; REIS JUNIOR, F. B.; LOPES, A. A. C.; SOUZA, L. M. Bioanálise de solo: Aspectos Teóricos e Práticos. **Tópicos em ciência do solo**. 10. ed. [S.l.]: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. p. 1–64, 2019a.
- MENDES, I. C.; SOUSA, D. M. G.; REIS JUNIOR, F. B. Bioindicadores de qualidade de solo: dos laboratórios de pesquisa para o campo. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**. v. 32, p. 191–209, 2015.
- MENDES I. C.; SOUZA L. M.; SOUSA D. M. G.; LOPES A. A. C.; REIS JÚNIOR F. B.; LACERDA M. P. C.; MALAQUIAS J. V. Critical limits for microbial indicators in tropical Oxisols at post-harvest: the FERTBIO soil sample concept. **Appl Soil Ecol**. 139:85 93, 2019b.
- MENDES, M. S.; LATAWIEC, A. E.; SANSEVERO, J. B.; CROUZEILLES, R.; MORAES, L. F.; CASTRO, A.; PINTO, H. N. A.; BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; CHAZDON, R. L.; BARROS, F. S. M.; SANTOS, J.; IRIBARREM, A.; MATA, S.; LEMGRUBER, L.; RODRIGUES, A.; KORYS, K.; STRASSBURG, B. B. Look down—there is a gap—the need to include soil data in Atlantic Forest restoration. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 2, p. 361-370, 2019c.
- MONDAL, S.; CHAKRABORTY, D. Global meta-analysis suggests that no-tillage favourably changes soil structure and porosity. **Geoderma**, v. 405, p. 115443, 2022.
- MUKHERJEE, A.; LAL, R. Comparison of soil quality index using three methods. **PLOS ONE**, v. 9, n. 8, 2014.
- MUÑOZ-ROJAS, M. Soil quality indicators: critical tools in ecosystem restoration. **Environmental Science and Health**. v. 5, p. 47–52, 2018.
- NANNIPIERI, P.; GIAGNONI, L.; RENELLA, G.; PUGLISI, E.; CECCANTI, B.;

MASCIANDARO, G.; FORNASIER, F.; MOSCATELLI, M. C.; MARINARI, S. A. R. A. Soil enzymology: classical and molecular approaches. **Biology and fertility of soils**, v. 48, n. 7, p. 743-762, 2012.

NUNES, A.L.P.; CORTEZ, G.L.S.; MELO, T.R.; FIGUEIREDO, A.; WANDSCHEER, C.A.R.; BORTOLUZZI, J.; BROWN, G.G.; BARTZ, M.L.C.; RALISCH, R.; GUIMARÃES, M.F. Farm systems, soil chemical properties, and clay dispersion in watershed areas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 55, 2020a.

NUNES, A.L.P.; BARTZ, M.L.; MELLO, I.; BORTOLUZZI, J.; ROLOFF, G.; LLANILLO, R.F.; CANALLI, L.; WANDSCHEER, C.A.R.; RALISCH, R. No-till system participatory quality index in land management quality assessment in Brazil. **European Journal of Soil Science**, v. 71, n. 6, p. 974-987, 2020b.

NUNES, M. R.; KARLEN, D. L.; VEUM, K. S.; MOORMAN, T. B. A SMAF assessment of US tillage and crop management strategies. **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 8, p. 100072, 2020c.

NUNES, M. R.; KARLEN, D. L.; VEUM, K. S.; MOORMAN, T. B.; CAMBARDELLA, C. A. Biological soil health indicators respond to tillage intensity: A US meta-analysis. **Geoderma**, v. 369, p. 114335, 2020d.

NUNES, M. R.; KARLEN, D. L.; DENARDIN, J. E.; CAMBARDELLA, C. A. Corn root and soil health indicator response to no-till production practices. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 285, p. 106607, 2019.

NUNES, M. R.; VEUM, K. S.; PARKER, P. A.; HOLAN, S. H.; KARLEN, D. L.; AMSILI, J. P.; VAN ES, H. M.; WILLS, S.A.; SEYBOLD, C. A.; MOORMAN, T. B. The soil health assessment protocol and evaluation applied to soil organic carbon. **Soil Science Society of America Journal**, v. 85, n. 4, p. 1196-1213, 2021.

OLIVEIRA, D. C.; MAIA, S. M. F.; FREITAS, R. D. C. A.; CERRI, C. E. P. Changes in soil carbon and soil carbon sequestration potential under different types of pasture management in Brazil. **Regional Environmental Change**, v. 22, n. 3, p. 87, 2022.

OLIVEIRA, L. E. Z.; SOUZA NUNES, R.; SOUSA, D. M. G.; FIGUEIREDO, C. C. Dynamics of residual phosphorus forms under different tillage systems in a Brazilian Oxisol. **Geoderma**, v. 367, p. 114254, 2020.

PANAGOS, P.; MONTANARELLA, L. Soil Thematic Strategy: An important contribution to policy support, research, data development and raising the awareness. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, 2018.

PARANÁ. Estimativa de safra [internet]. Curitiba: Secretaria da Agricultura e do Abastecimento; 2022a [citado em 4 de julho de 2022]. Disponível em: <http://www.agricultura.pr.gov.br/deral/safras>.

PARANÁ. Prosolo [internet]. Curitiba: Secretaria da Agricultura e do Abastecimento; 2022b [citado em 14 de dezembro de 2022]. Disponível em: <https://www.agricultura.pr.gov.br/Pagina/Apresentacao-0>

PAVAN, M. A.; BLOCH, M. F.; ZEMPULSKI, H. C.; MIYAZAWA, M.; ZOCOLER, D. C. **Manual de análise química do solo e controle de qualidade**. Londrina: Instituto Agrônomo do Paraná, 1992.

PAVINATO, P. S.; PAULETTI, V.; MOTTA, A. C. V.; MOREIRA, A. **Manual de adubação e calagem para o estado do Paraná**. 2017.

PEARSONS, K. A.; OMONDI, E. C.; ZINATI, G.; SMITH, A.; RUI, Y. A tale of two systems: Does reducing tillage affect soil health differently in long-term, side-by-side conventional and organic agricultural systems? **Soil and Tillage Research**, v. 226, p. 105562, 2023.

PEIXOTO, D. S.; SILVA, B. M.; DE OLIVEIRA, G. C.; MOREIRA, S. G.; DA SILVA, F.; CURI, N. A soil compaction diagnosis method for occasional tillage recommendation under continuous no tillage system in Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 194, p. 104307, 2020.

POSSAMAI, E. J.; CONCEIÇÃO, P. C.; AMADORI, C.; BARTZ, M. L. C.; RALISCH, R.; VICENSI, M.; MARX, E. F. Adoption of the no-tillage system in Paraná State: A (re) view. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 46, 2022.

PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais**. São Paulo-SP: Nobel, 2002.

PROJETO MAPBIOMAS – Coleção 7 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil, acessado em 15 de dezembro de 2022 através do link: <https://mapbiomas.org/estatisticas>

QIAO, L.; WANG, X.; SMITH, P.; FAN, J.; LU, Y.; EMMETT, B.; LI, R.; DORLING, E.; CHEN, H.; LIU S.; BENTON, T. G.; WANG, Y.; MA, Y.; JIANG, R.; ZHANG, F.; PIAO, S.; MULLER, C.; YANG, H.; HAO, Y.; LI, W.; FAN, M. Soil quality both increases crop production and improves resilience to climate change. **Nature Climate Change**, v. 12, n. 6, p. 574-580, 2022.

RABOT, E.; WIESMEIER, M.; SCHLÜTER, S.; VOGEL, H. J. Soil structure as an indicator of soil functions: A review. **Geoderma**, v. 314, p. 122-137, 2018.

RAIESI, F. A minimum data set and soil quality index to quantify the effect of land use conversion on soil quality and degradation in native rangelands of upland arid and semiarid regions. **Ecological Indicators**, v. 75, p. 307–320, 2017.

R CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing; R Core Team: Vienna, Austria, 2020.

REICHARDT, K.; TIMM, L. C. **Solo, planta e atmosfera: conceitos, processos e aplicações**. 2° ed. Barueri, SP: Manole, 2012.

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

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

REYNOLDS, W. D.; DRURY, C. F.; YANG, X. M.; FOX, C. A.; TAN, C. S.; ZHANG, T. Q. Land management effects on the near-surface physical quality of a clay loam soil. **Soil and Tillage Research**, v. 96, n. 1-2, p. 316-330, 2007.

RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; HATSCHBACH, G. As unidades fitogeográficas do estado do Paraná. **Ciência & Ambiente**, UFSM - Santa Maria - RS, v. 24, p. 75-92, 2002.

RODRIGUES, A. L.; WATZLAWICK, L. F.; GENÚ, A. M.; HESS, A. F.; EBLING, Â. A. Atributos de um solo florestal em uma topossequência e relações com a comunidade arbórea. **Floresta**, v. 46, n. 2, p. 145-154, 2016.

ROVEDA, M.; FIGUEIREDO FILHO, A.; PELISSARI, A. L.; GENÚ, A. M.; ROIK, M. Modelagem geostatística da estrutura espacial arbórea e dos atributos do solo em Floresta Ombrófila Mista. **Floresta**, v. 48, n. 1, p. 67-76, 2018.

RUIZ, F.; CHERUBIN, M. R.; FERREIRA, T. O. Soil quality assessment of constructed Technosols: Towards the validation of a promising strategy for land reclamation, waste management and the recovery of soil functions. **Journal of Environmental Management**, v. 276, p. 111344, 2020.

SAATH, K. C. O.; FACHINELLO, A. L. Crescimento da demanda mundial de alimentos e restrições do fator terra no Brasil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 56, p. 195-212, 2018.

SÁ, J. C. M.; TIVET, F.; LAL, R.; BRIEDIS, C.; HARTMAN, D. C.; DOS SANTOS, J. Z.; DOS SANTOS, J. B. Long-term tillage systems impacts on soil C dynamics, soil resilience and agronomic productivity of a Brazilian Oxisol. **Soil and Tillage Research**. v. 136, p. 38–50, 2014.

SALTON, J. C.; HERNANI, L. C.; FONTES, C. Z. **Sistema Plantio Direto**. O Produtor pergunta a Embrapa responde. Brasília-DF: Embrapa, 1998.

SANTANA, D. P.; BAHIA FILHO, A. F. C. Indicadores de qualidade do solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIENCIA DO SOLO, 27., 1999, Brasília, DF. **Ciência do solo e qualidade de vida: anais**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 1999.

SANTOS, R. S.; WIESMEIER, M.; CHERUBIN, M. R.; OLIVEIRA, D. M.; LOCATELLI, J. L.; HOLZSCHUH, M.; CERRI, C. E. Consequences of land-use change in Brazil's new agricultural frontier: A soil physical health assessment. **Geoderma**, v. 400, p. 115149, 2021.

SANTOS, W. P.; SILVA, M. L. N.; AVANZI, J. C.; ACUÑA-GUZMAN, S. F.; CÂNDIDO, B. M.; CIRILLO, M. Â.; CURI, N. Soil quality assessment using erosion-sensitive indices and fuzzy membership under different cropping systems on a Ferralsol in Brazil. **Geoderma Regional**, v. 25, p. e00385, 2021.

SCHIEBELBEIN, B. E. **Estabilidade de agregados e estocagem de carbono no solo em áreas de expansão do cultivo de cana-de-açúcar**. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, 2022.

SERAFIM, M. E.; MENDES, I. C.; WU, J.; ONO, F. B.; ZANCANARO, L.; VALENDORFF, J. D. P.; ZEVIANI, W. M.; PIERANGELI, M. A. P.; FAN, M.; LAL, R. Soil physicochemical

and biological properties in soybean areas under no-till Systems in the Brazilian Cerrado. **Science of The Total Environment**, p. 160674, 2022.

SILVA-OLAYA, A. M.; ORTÍZ-MOREA, F. A.; ESPAÑA-CETINA, G. P.; OLAYA-MONTES, A.; GRADOS, D.; GASPARATOS, A.; CHERUBIN, M. R. Composite index for soil-related ecosystem services assessment: Insights from rainforest-pasture transitions in the Colombian Amazon. **Ecosystem Services**, v. 57, p. 101463, 2022.

SILVA, E. E.; AZEVEDO, P. H. S.; DE-POLLI, H. **Determinação da respiração basal (RBS) e quociente metabólico do solo (qCO₂)**. Embrapa Agrobiologia, 2007.

SILVEIRA, M. L.; KOHMANN, M. M. Maintaining soil fertility and health for sustainable pastures. In: **Management strategies for sustainable cattle production in southern pastures**. Academic Press. p. 35-58, 2020.

SIMON, C.P.; GOMES, T.F.; PESSOA, T.N.; SOLTANGHEISI, A.; BIELUCZYK, W.; CAMARGO, P.B.; MARTINELLI, L.A.; CHERUBIN, M.R. Soil quality literature in Brazil: A systematic review. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 46:e0210103, 2022.

SIX, J.; ELLIOTT, E. T.; PAUSTIAN, K. Soil structure and soil organic matter II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, n. 3, p. 1042-1049, 2000.

SKOPP, J.; JAWSON, M. D.; DORAN, J. W. Steady-state aerobic microbial activity as a function of soil water content. **Soil Science Society of America Journal**, v. 54, n. 6, p. 1619-1625, 1990.

SOARES, M. T. S.; BOGNOLA, I. A.; SILVA, K.; BROWN, G. G.; BELLOTE, A. F. J.; AUER, C. G.; AGUIAR, A. V.; GOMES, J. B. V. Atributos dos solos em Florestas com Araucária. In: AGUIAR, A. V. de; FRITZSONS, E.; PINTO JUNIOR, J. E.; SOUSA, V. A. **Araucária: pesquisa e desenvolvimento no Brasil**. Brasília, DF: Embrapa. p.103-120, 2021.

SOBUCKI, L.; RAMOS, R. F.; MEIRELES, L. A.; ANTONIOLLI, Z. I.; JACQUES, R. J. S. Contribution of enzymes to soil quality and the evolution of research in Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 45, 2021.

SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA. **Glossary of Soil Science Terms**. Madison, USA. 2008.

STEFANOSKI, D. C.; SANTOS, G. G.; MARCHÃO, R. L.; PETTER, F. A.; PACHECO, L. P. Uso e manejo do solo e seus impactos sobre a qualidade física. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 12, p. 1301–1309, 2013.

STEFANOSKI, D. C.; FIGUEIREDO, C. C. D.; SANTOS, G. G.; MARCHÃO, R. L. Selecting soil quality indicators for different soil management systems in the Brazilian Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, p. 1643-1651, 2016.

STOTT, D. E.; ANDREWS, S. S.; LIEBIG, M. A.; WIENHOLD, B. J.; KARLEN, D. L. Evaluation of β -glucosidase activity as a soil quality indicator for the Soil Management Assessment Framework. **Soil Science Society of America Journal**, v. 74, n. 1, p. 107–119, 2010.

TABATABAI, M.A.; SULFUR., R.L.; MILLER, R.H.; KEENEY, D.R. (Eds.). **Methods of**

soil analysis: Chemical and microbiological properties. 2.ed. Madison, USA. pp. 501- 538, 1982.

TIVET, F.; CARLOS DE MORAES SÁ, J.; BORSZOWSKI, P. R.; LETOURMY, P.; BRIEDIS, C.; FERREIRA, A. O.; SANTOS, J. B.; INAGAKI, T. M. Soil carbon inventory by wet oxidation and dry combustion methods: Effects of land use, soil texture gradients, and sampling depth on the linear model of C-equivalent correction factor. **Soil Science Society of America Journal**, v. 76, n. 3, p. 1048-1059, 2012.

THOUMAZEAU, A.; BESSOU, C.; RENEVIER, M.; et al. Biofunctool: a new framework to assess the impact of land management on soil quality. Part A: concept and validation of the set of indicators. **Ecological Indicators**, v. 97, p. 100–110, 2019.

TOOR, G. S.; YANG, Y. Y.; DAS, S.; DORSEY, S.; FELTON, G. Soil health in agricultural ecosystems: current status and future perspectives. **Advances in Agronomy**, v. 168, p. 157-201, 2021.

TORMENA, C. A.; SILVA, A. P., LIBARDI, P. L. Caracterização do intervalo hídrico ótimo de um Latossolo Roxo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 22, p. 573-581, 1998.

United States Department of Agriculture - USDA. **Soil health**. Washington, DC: United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service; 2022 [citado em Maio de 2022]. Disponível em: <https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/main/national/soils/health/>

VALLE, S R; CARRASCO, J. Soil quality indicator selection in Chilean volcanic soils formed under temperate and humid conditions. **Catena**. v. 162, p. 386–395, 2018.

VALANI, G. P.; MARTÍNI, A. F.; DA SILVA, L. F. S.; BOVI, R. C.; COOPER, M. Soil quality assessments in integrated crop–livestock–forest systems: A review. **Soil Use and Management**, v. 37, n. 1, p. 22-36, 2021.

VANCE, E.D.; BROOKES, P.C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 19, n. 6, p.703-707, 1987.

VAN RAIJ, B.; QUAGGIO, J. A.; SILVA, N. Extraction of phosphorus, potassium, calcium, and magnesium from soils by anion-exchange resin procedure. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**. v. 17, p. 547–566, 1986.

VEUM, K.S.; NUNES, M.R.; SUDDUTH, K.A. The Future of Soil Health Assessments. *In*: KARLEN, D.L.; STOTT, D.E.; MIKHA, M.M. (editores). **Soil Health Series: Volume 1 Approaches to Soil Health Analysis**. Soil Science Society of America.. p. 169-198, 2021.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 33, n. 4, p. 743–755, 2009.

VIANA, R. M.; FERRAZ, J. B.; NEVES JR, A. F.; VIEIRA, G.; PEREIRA, B. F. Soil quality indicators for different restoration stages on Amazon rainforest. **Soil and Tillage Research**, v. 140, p. 1-7, 2014.

VIZIOLI, B.; CAVALIERI-POLIZELI, K. M. V.; TORMENA, C. A.; BARTH, G. Effects of long-term tillage systems on soil physical quality and crop yield in a Brazilian Ferralsol. **Soil**

And Tillage Research, v. 209, p. 104935, 2021.

VOGEL, H. J.; EBERHARDT, E.; FRANKO, U.; LANG, B.; LIEB, M.; WELLER, U.; WIESMEIER, M.; WOLLSCHLÄGER, U. Quantitative evaluation of soil functions: Potential and state. **Frontiers in Environmental Science**, p. 164, 2019.

WEIL, R. R.; BRADY, N. C. **The nature and properties of soils**. 15^o ed. Pearson Education, 2017.

WIECHETECK, L. H.; GIAROLA, N. F.; DE LIMA, R. P.; TORMENA, C. A.; TORRES, L. C.; DE PAULA, A. L. Comparing the classical permanent wilting point concept of soil (–15,000 hPa) to biological wilting of wheat and barley plants under contrasting soil textures. **Agricultural Water Management**, v. 230, p. 105965, 2020.

WIENHOLD, B. J.; KARLEN, D. L.; ANDREWS, S. S.; STOTT, D. E. Protocol for indicator scoring in the soil management assessment framework (SMAF). **Renewable Agriculture and Food Systems**, v. 24, n. 4, p. 260–266, 2009.

YU, P., LIU, S.; ZHANG, L.; LI, Q.; ZHOU, D. Selecting the minimum data set and quantitative soil quality indexing of alkaline soils under different land uses in northeastern China. **Science of the Total Environment**, v. 616, p. 564-571, 2018.

YANG, T.; LUPWAYI, N.; MARC, S. A.; SIDDIQUE, K. H.; BAINARD, L. D. Anthropogenic drivers of soil microbial communities and impacts on soil biological functions in agroecosystems. **Global Ecology and Conservation**, v. 27, p. e01521, 2021.

YANG, T.; SIDDIQUE, K. H. M.; LIU, K. Cropping systems in agriculture and their impact on soil health-A review. **Global Ecology and Conservation**, v. 23: p. e01118. 2020.

ZHAI, Z.; MARTÍNEZ, J. F.; BELTRAN, V.; MARTÍNEZ, N. L. Decision support systems for agriculture 4.0: Survey and challenges. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 170, p. 105256, 2020.

ZORNOZA, R.; ACOSTA, J. A.; BASTIDA, F.; DOMÍNGUEZ, S. G.; TOLEDO, D. M.; FAZ, A. Identification of sensitive indicators to assess the interrelationship between soil quality, management practices and human health. **Soil**, v. 1, n. 1, p. 173-185, 2015.

ZUBER, S. M.; BEHNKE, G. D.; NAFZIGER, E. D.; VILLAMIL, M. B. Multivariate assessment of soil quality indicators for crop rotation and tillage in Illinois. **Soil and Tillage Research**, v. 174, n. June, p. 147–155, 2017.