



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Câmpus de Sorocaba

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

Ciências Ambientais

MÁRCIA PEREIRA DA SILVA MANOEL

**APLICAÇÃO DE ÍNDICES ADIMENSIONAIS NO MANEJO DO SOLO
EM ATIVIDADES AGROSSILVIPASTORIS**

Sorocaba
2025

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em
ciências ambientais
unesp Sorocaba

MÁRCIA PEREIRA DA SILVA MANOEL

**APLICAÇÃO DE ÍNDICES ADIMENSIONAIS NO MANEJO DO SOLO
EM ATIVIDADES AGROSSILVIPASTORIS**

Tese de Doutorado apresentada como requisito para a obtenção do título de Doutora em Ciências Ambientais pela Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", na Área de Concentração: Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Admilson Írio Ribeiro
Coorientadora: Profa. Dra. Elisabeth T. Pereira

Sorocaba

2025

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

ciências
ambientais



unesp
Sorocaba

M285a Manoel, Márcia Pereira da Silva
Aplicação de índices adimensionais no manejo do solo em
atividades agrossilvipastoris / Márcia Pereira da Silva Manoel. --
Sorocaba, 2025
171 p. : il., tabs., fotos, mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP),
Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba
Orientador: Admilson Írio Ribeiro
Coorientador: Elisabeth Teixeira Pereira

1. Ecologia do solo. 2. Avaliação paisagística. 3. Agricultura
familiar. 4. Indicadores ambientais. 5. Sustentabilidade. I. Título.

IMPACTO POTENCIAL DA PESQUISA

A qualidade do solo constitui elemento central nas discussões contemporâneas sobre segurança alimentar, resiliência climática e conservação dos ecossistemas. Este estudo, ao desenvolver e validar índices adimensionais para avaliação da qualidade físico-estrutural do solo em sistemas agrossilvipastoris, apresenta contribuições com relevância científica, ambiental, social e econômica em múltiplas escalas.

No âmbito científico, a pesquisa avança na aplicação da Análise Dimensional e do Teorema π de Buckingham à modelagem ambiental, estabelecendo uma metodologia inovadora e sensível a gradientes de manejo. A formulação de indicadores como DEMA, PEMA, QPMA, PAMA e ICQMS possibilita a leitura integrada de atributos edáficos, superando limitações metodológicas convencionais no diagnóstico da degradação do solo em microbacias hidrográficas.

Ambientalmente, alinha-se ao ODS 15 ao fornecer instrumentos para monitoramento da qualidade do solo e conservação da biodiversidade edáfica. A identificação de sistemas resilientes subsidia recuperação de áreas degradadas e mantém serviços ecossistêmicos como regulação hídrica e sequestro de carbono. No ODS 2, fortalece a agricultura familiar mediante índices que orientam práticas conservacionistas, promovendo segurança alimentar via incremento produtivo e redução de insumos externos. No ODS 13, os índices aferem a capacidade do solo como sumidouro de carbono e identificam manejos mitigadores.

Socialmente, o trabalho valoriza saberes locais e fortalece a organização comunitária por meio da transferência de tecnologia acessível, promovendo a gestão participativa dos recursos naturais. Economicamente, a metodologia proposta otimiza recursos ao subsidiar decisões de planejamento territorial, com potencial para integrar programas nacionais de monitoramento pedológico.

A pesquisa transcende a contribuição estritamente científica ao consolidar-se como um instrumento estratégico para a transição para sistemas agroalimentares sustentáveis, harmonizando a produção agrícola com a conservação ambiental em consonância com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável.

POTENTIAL IMPACT OF THIS RESEARCH

Soil quality occupies a central position in contemporary discussions on food security, climate resilience, and ecosystem conservation. This study, through the development and validation of dimensionless indices for assessing the physical-structural quality of soil in agrosilvopastoral systems, presents contributions with scientific, environmental, social, and economic relevance across multiple scales.

From a scientific perspective, the research advances the application of Dimensional Analysis and Buckingham's π Theorem to environmental modeling, establishing an innovative methodology sensitive to management gradients. The formulation of indicators such as DEMA, PEMA, QPMA, PAMA, and ICQMS enables an integrated assessment of edaphic attributes, overcoming conventional methodological limitations in diagnosing soil degradation in watersheds.

Environmentally, the study aligns with Sustainable Development Goal (SDG) 15 by providing tools for monitoring soil quality and conserving soil biodiversity. The identification of resilient management systems supports the recovery of degraded areas and maintains essential ecosystem services such as water regulation and carbon sequestration. Regarding SDG 2, the research strengthens family farming by proposing indices that guide conservation practices, promoting food security through increased productivity and reduced dependence on external inputs. In relation to SDG 13, the dimensionless indices enable the assessment of the soil's capacity as a carbon sink and identify emission-mitigating management practices, contributing to climate adaptation.

Socially, the work values local knowledge and strengthens community organization through accessible technology transfer, promoting participatory management of natural resources. Economically, the proposed methodology optimizes resources by supporting land-use planning decisions, with the potential to integrate into national soil monitoring programs.

The research transcends strictly scientific contribution by establishing itself as a strategic instrument for the transition toward sustainable agri-food systems, harmonizing agricultural production with environmental conservation in accordance with the Sustainable Development Goals.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: APLICAÇÃO DE ÍNDICES ADIMENSIONAIS NO MANEJO DO SOLO EM ATIVIDADES AGROSSILVIPASTORIS

AUTORA: MÁRCIA PEREIRA DA SILVA MANOEL

ORIENTADOR: ADMILSON ÍRIO RIBEIRO

COORIENTADORA: MARIA ELISABETH T. PEREIRA

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em Ciências Ambientais, área: Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental pela Comissão Examinadora:

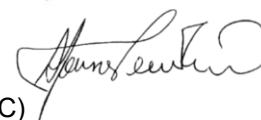
Prof. Dr. ADMILSON IRIO RIBEIRO (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia Ambiental / Unesp Campus Sorocaba



Profa. Dra. ADÉLIA DE JESUS NOBRE NUNES (Participação Virtual)
Faculdade de Letras / Universidade Coimbra/Coimbra (Portugal)



Prof. Dr. AFONSO PECHE FILHO (Participação Virtual)
Centro de Engenharia e Automação (CEA) / Instituto Agrônômico de Campinas (IAC)



Prof. Dr. DANIEL ALBIERO (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia Agrícola / Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP)


Daniel Albiero

Profa. Dra. ANA CAROLINA RUSSO (Participação Virtual)
Universidade de São Paulo - USP



Sorocaba, 10 de outubro de 2025

Com amor, dedico essa pesquisa à minha mãe Juracy e pais, Gerson e Geraldo, já falecidos. Agradeço por me fornecerem as condições para chegar a este momento e por acreditarem em mim.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e da Pró-Reitoria de Pós-Graduação (PROPG) da UNESP, edital PROPG Nº 44/2022 de Inclusão social de alunos da pós-graduação da UNESP em estágio no exterior.

Agradeço a Deus, pela força, discernimento e resiliência concedidos ao longo desta jornada, especialmente nos momentos de maior desafio.

Aos meus orientadores, Prof. Dr. Admilson Írio Ribeiro e Profa. Dra. Elisabeth T. Pereira, pela orientação criteriosa, paciência e dedicação, fundamentais para a consolidação desta pesquisa.

Ao, meu ex-companheiro Douglas, pela presença constante, apoio e paciência durante todos os anos de pós-graduação.

À minha família irmãos, irmãs, cunhados, cunhadas e sobrinhos pela confiança e suporte afetivo que tornaram esta trajetória mais leve e significativa.

Aos amigos e colegas Camila, Claudia, Jô, Décio, Rafael e Gislene, pela colaboração generosa nas etapas da pesquisa e pelas valiosas lições de cooperação e solidariedade acadêmica.

Às técnicas Suzan e Letícia, pela competência e dedicação nas análises laboratoriais, essenciais para a qualidade dos dados obtidos.

Aos moradores do Assentamento Ipanema, pela receptividade e apoio nas coletas de campo.

Aos docentes e servidores da UNESP campus de Sorocaba, pelo acolhimento institucional e pela formação sólida que contribuíram para meu crescimento acadêmico.

Ao Instituto de Ciência e Tecnologia (ICT) UNESP de Sorocaba e à Universidade de Aveiro (UA) departamento de Economia e Gestão, pelas oportunidades de formação em instituições de excelência científica.

E aos amigos de vida, pelo apoio emocional nos momentos mais exigentes. Cada gesto de incentivo foi essencial para que este trabalho se concretizasse.

Minha gratidão a todos.

"A agricultura deve imitar a natureza, não combatê-la."

Ana Maria Primavesi

RESUMO

A organização de bacias hidrográficas constitui um instrumento estratégico para o planejamento ambiental e o desenvolvimento rural sustentável, especialmente diante dos impactos gerados por atividades agropecuárias, silviculturais e agrícolas, que impõem pressões significativas sobre os recursos edáficos. Neste contexto, esta pesquisa aprofunda a abordagem desenvolvida em dissertação de mestrado, por meio da formulação, classificação e experimentação de índices adimensionais derivados da Análise Dimensional, aplicados à avaliação da qualidade físico-estrutural e funcional do solo em sistemas agrossilvipastoris. O estudo foi conduzido na microbacia do Córrego Preto (MBCP), situada no município de Iperó-SP, inserida na zona de amortecimento da Floresta Nacional de Ipanema (FLONA) e no Assentamento Ipanema, território marcado pela atuação de agricultores familiares vinculados a políticas públicas e práticas conservacionistas. Foram aplicados dois grupos de índices: os espaciais, compostos pelo Índice Relativo de Área Natural (IRAN), Índice Relativo ao Solo Exposto (IRSE) e o Índice Adimensional Espacial de Fragilidade Ambiental (IAFA); e os experimentais, constituídos pelos índices DEMA (Degradação Estrutural do Manejo), PEMA (Profundidade Efetiva das Raízes), QPMA (Qualidade da Permeabilidade do Manejo), PAMA (Pressão Antrópica Analógica) e o Índice Composto de Qualidade do Manejo do Solo (ICQMS). Os dados foram obtidos por sensoriamento remoto, validação em campo e análises laboratoriais em 30 unidades amostrais distribuídas em cinco sistemas de uso da terra. Os resultados revelaram elevada variabilidade espacial para o IRAN (CV = 62,3%) e moderada para o IRSE (CV = 38,7%), com valores de IAFA entre 0,12 e 0,84. O índice DEMA apresentou diferenças significativas ($p = 0,0052$), com maior degradação estrutural no eucalipto (0,71) e menor na floresta (0,32); o PAMA indicou o milho como o uso de maior impacto antrópico (0,84; $p = 0,0006$); e o QPMA apontou a floresta como o sistema de maior qualidade funcional do solo (0,88; $p < 0,001$). O ICQMS revelou diferenças significativas ($p < 0,001$), com valores mais elevados na floresta (0,81) e menores na pastagem (0,47), refletindo a superioridade estrutural e funcional dos sistemas com vegetação nativa. A análise estatística foi conduzida com rigor metodológico, utilizando testes paramétricos (Shapiro-Wilk, Levene, ANOVA e Tukey HSD) e não paramétricos (Friedman e Dunn com correção de Holm), assegurando robustez inferencial. A experimentação dos índices demonstrou elevada sensibilidade às práticas de manejo, evidenciando sua aplicabilidade como ferramentas de diagnóstico ambiental voltadas à sustentabilidade do uso da terra em microbacias hidrográficas.

Palavras-chave: Qualidade do solo. Avaliação ambiental. Agricultura familiar. Indicadores adimensionais. Sustentabilidade edafoclimática.

ABSTRACT

The organization of watershed landscapes represents a strategic tool for environmental planning and sustainable rural development, especially in light of the impacts caused by agricultural, silvicultural, and livestock activities, which exert significant pressure on soil resources. In this context, the present study deepens the approach developed in a previous master's dissertation through the formulation, classification, and experimentation of dimensionless indices derived from Dimensional Analysis, applied to the assessment of physical-structural and functional soil quality in agrosilvopastoral systems. The research was conducted in the Córrego Preto watershed (MBCP), located in the municipality of Iperó-SP, within the buffer zone of the Ipanema National Forest (FLONA) and the Ipanema Agrarian Reform Settlement, a territory characterized by the presence of family farmers engaged in public policies and sustainable land management practices. Two groups of indices were applied: spatial indices, including the Relative Index of Natural Area (IRAN), the Relative Index of Exposed Soil (IRSE), and the Spatial Dimensionless Index of Environmental Fragility (IAFA); and experimental indices, comprising the Structural Degradation Index (DEMA), the Effective Root Depth Index (PEMA), the Soil Permeability Quality Index (QPMA), the Analogous Anthropogenic Pressure Index (PAMA), and the Composite Index of Soil Management Quality (ICQMS). Data were obtained through remote sensing, field validation, and laboratory analyses across 30 sampling units distributed among five land use systems. Results revealed high spatial variability for IRAN (CV = 62.3%) and moderate for IRSE (CV = 38.7%), with IAFA values ranging from 0.12 to 0.84. DEMA showed significant differences ($p = 0.0052$), with greater structural degradation in eucalyptus (0.71) and lower in forest (0.32); PAMA identified maize as the most anthropogenically impacted system (0.84; $p = 0.0006$); and QPMA indicated forest as the system with the highest functional soil quality (0.88; $p < 0.001$). ICQMS revealed significant differences ($p < 0.001$), with higher values in forest (0.81) and lower in pasture (0.47), reflecting the superior structural and functional quality of native vegetation systems. Statistical analysis was conducted with methodological rigor, using parametric tests (Shapiro-Wilk, Levene, ANOVA, and Tukey HSD) and non-parametric tests (Friedman and Dunn with Holm correction), ensuring inferential robustness. The experimentation of indices demonstrated high sensitivity to land management practices, highlighting their applicability as diagnostic tools for sustainable land use in watershed landscapes.

Keywords: Soil quality. Environmental assessment. Family farming. Dimensionless indicators. Edaphoclimatic sustainability.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - PROCESSO DE FORMAÇÃO DOS AGREGADOS DO SOLO.	33
FIGURA 2 - SOLO SEM IMPEDIMENTOS QUE PASSOU POR OPERAÇÕES DE REVOLVIMENTO.	43
FIGURA 3 : SOLO SOB PLANTIO CONVENCIONAL E PLANTIO DIRETO.....	45
FIGURA 4 : LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	51
FIGURA 5 : PROCEDIMENTOS DE COLETA E ANÁLISE DO DMG.	65
FIGURA 6 : PROCEDIMENTOS DE COLETA E ANÁLISE DA RMP.....	67
FIGURA 7 : PROCEDIMENTOS DE COLETA E ANÁLISE DA PERMEABILIDADE (Kfs).....	69
FIGURA 8 : PROCEDIMENTOS DE ANÁLISE LABORATORIAL DE MOS.....	72
FIGURA 9 : TOPOGRAFIA DA MBCP COM MDE E DECLIVIDADE.....	74
FIGURA 10 : USO E COBERTURA DA TERRA NA MBCP PARA O ANO DE 2023.....	75
FIGURA 11 : DISTRIBUIÇÃO DOS DADOS (HISTOGRAMA E BOXPLOT) DO ÍNDICE IRAN_LOGISTIC APLICADO À MBCP.....	79
FIGURA 12 : CLASSIFICAÇÃO ESPACIAL DO ÍNDICE RELATIVO DE ÁREA NATURAL (IRAN) APLICADO À MBCP.....	81
FIGURA 13 : DISTRIBUIÇÃO E DISPERSÃO DOS VALORES DO ÍNDICE IRSE_LOGISTIC NAS SUBDIVISÕES DA MICROBACIA DO CÓRREGO PRETO (MBCP).....	85
FIGURA 14 : CLASSIFICAÇÃO ESPACIAL DO ÍNDICE RELATIVO DE SOLO EXPOSTO (IRSE) APLICADO À MBCP.....	86
FIGURA 15 : DISTRIBUIÇÃO DOS DADOS DO IAFA APLICADO A AVALIAÇÃO DA FRAGILIDADE DO MANEJO NA MBCP.....	89
FIGURA 16 : RESÍDUOS E RESÍDUOS AJUSTADOS PARA O IAFA NA MBCP.....	91
FIGURA 17 : CLASSIFICAÇÃO E DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DO IAFA NA MBCP.....	92
FIGURA 18 : DISTRIBUIÇÃO DOS DADOS (BOXPLOT) DO DMG (MM) NOS DIFERENTES USOS DA TERRA NA MBCP.....	95
FIGURA 19 : GRÁFICOS DE DIAGNÓSTICO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) APLICADA AOS DADOS DO DMG NA MBCP.....	97
FIGURA 20 : MÉDIAS DO DMG NOS USOS DA TERRA NA MBCP, COM LETRAS DE SIGNIFICÂNCIA - TUKEY ($P < 0,05$).....	98
FIGURA 21 : DISTRIBUIÇÃO DOS DADOS (BOXPLOT) DA MOS (g/dm^3) NOS DIFERENTES USOS DA TERRA NA MBCP.....	101
FIGURA 22 : GRÁFICOS DE DIAGNÓSTICO DA ANOVA) APLICADA AOS DADOS DA MOS (g/dm^3) NA MBCP.....	102
FIGURA 23 : DISTRIBUIÇÃO DOS DADOS (BOXPLOT) DA K (M/S) NOS DIFERENTES USO DA TERRA DA MBCP.....	106
FIGURA 24 : GRÁFICO QQ DOS RESÍDUOS DOS POSTOS DA PERMEABILIDADE (K) NOS USOS DA TERRA NA MBCP.....	107
FIGURA 25 : MÉDIAS DOS RANKS (FRIEDMAN) DE K (M/S) POR USO DA TERRA NA MBCP.....	107
FIGURA 26 : DISTRIBUIÇÃO DOS DADOS (BOXPLOT) DA RMP (MPa) NOS DIFERENTES USOS DA TERRA NA MBCP.....	110
FIGURA 27 : GRÁFICO QQ DOS RESÍDUOS DOS POSTOS DA RMP (MPa) NOS USOS DA TERRA NA MBCP.....	111
FIGURA 28 : MÉDIAS DOS RANKS (FRIEDMAN) DA RMP (MPa) POR USO DA TERRA NA MBCP.....	112

FIGURA 29: DISTRIBUIÇÃO (BOXPLOT) DO DEMA NOS USOS DA TERRA NA MBCP.	119
FIGURA 30: DIAGNÓSTICO DOS RESÍDUOS DA ANOVA APLICADA AOS DADOS DO DEMA PARA OS USOS DA TERRA NA MBCP.	120
FIGURA 31: MÉDIAS DO DEMA POR USO DA TERRA COM LETRAS DE SIGNIFICÂNCIA (TUKEY) NA MBCP.	122
FIGURA 32: DISTRIBUIÇÃO DOS DADOS (BOXPLOT) DO ICQMS NOS USOS DA TERRA DA MBCP.	127
FIGURA 33: MÉDIAS DOS RANKS (FRIEDMAN) DO ICQMS POR USO DA TERRA NA MBCP.	128
FIGURA 34: DISTRIBUIÇÃO DOS DADOS (BOXPLOT) DO PAMA NOS DIFERENTES USO DA TERRA DA MBCP..	132
FIGURA 35: GRÁFICO QQ DOS RESÍDUOS DOS POSTOS DO PAMA USOS DA TERRA DA MBCP.	134
FIGURA 36: MÉDIAS DOS RANKS OBTIDAS (FRIEDMAN) PARA O PAMA NOS USOS DA TERRA DA MBCP.	134
FIGURA 37: DISTRIBUIÇÃO DOS DADOS (BOXPLOT) DO QPMA NOS USOS DA TERRA DA MBCP.	138
FIGURA 38: GRÁFICO QQ DOS RESÍDUOS DOS POSTOS DO QPMA NOS USOS DA TERRA NA MBCP.	140
FIGURA 39: MÉDIAS DO ÍNDICE QPMA TRANSFORMADO EM LOG_{10} POR USO DA TERRA NA MBCP COM LETRAS DE SIGNIFICÂNCIA (TUKEY).....	141

LISTA DE TABELAS

TABELA 1: VARIÁVEIS DE MANEJO DO SOLO E RESPECTIVO DIAGNÓSTICO AMBIENTAL.....	54
TABELA 2: SISTEMA INTERNACIONAL (SI) DE UNIDADES E DIMENSÕES FÍSICAS FUNDAMENTAIS (MLT).	54
TABELA 3: MATRIZ DE DIMENSÕES DAS VARIÁVEIS, UNIDADES ORIGINAIS E NO SI).	55
TABELA 4: SUBESPAÇO ENTRE AS VARIÁVEIS DE SOLO SELECIONADO PARA A ANÁLISE.....	57
TABELA 5: MATRIZ SOLUÇÃO (X^t) DOS π -TERMOS (ÍNDICES ADIMENSIONAIS).	58
TABELA 6: GRUPO DE ÍNDICES ADIMENSIONAIS ESPACIAIS.	59
TABELA 7: GRUPO DE ÍNDICES ADIMENSIONAIS RELACIONADOS COM O MANEJO DO SOLO.....	60
TABELA 8: ESCALA DE VALORES PARA AVALIAÇÃO DO DMG DO SOLO.	66
TABELA 9: ESCALA DE VALORES RELACIONADOS A PER EXTRAÍDOS DA LITERATURA.....	67
TABELA 10: VALORES ATRIBUÍDOS À RMP DO SOLO.	68
TABELA 11: A DETERMINADO COM BASE EM CONSIDERAÇÕES ESTRUTURAIS E TEXTURAIS.	70
TABELA 12: ESCALA DE VALORES ATRIBUÍDOS AO COEFICIENTE DE PERMEABILIDADE (K) PARA O ESTUDO.	70
TABELA 13: NÍVEIS DE INTENSIDADE DOS VALORES ATRIBUÍDOS À PAA PARA O ESTUDO.....	71
TABELA 14: ESCALA DE VALORES PARA AVALIAÇÃO DA MOS.	73
TABELA 15: DETALHAMENTO DO USO DA TERRA NAS SUBDIVISÕES ESTABELECIDAS NA MBCP.....	77
TABELA 16: ESTATÍSTICA DESCRITIVA DO USO DA TERRA NA MBCP.	77
TABELA 17: DADOS EXPERIMENTAIS RELACIONADOS AO IRAN NAS SUBDIVISÕES DO USO DA TERRA NA MBCP.	79
TABELA 18: ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS DADOS DO ÍNDICE IRAN_LOGISTIC NA MBCP.	80
TABELA 19: CLASSIFICAÇÃO ATRIBUÍDA AO ÍNDICE IRAN_LOGISTIC.....	81
TABELA 20: DADOS EXPERIMENTAIS RELACIONADOS AO IRSE NAS SUBDIVISÕES DO USO DA TERRA NA MBCP.	84
TABELA 21: ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS DADOS DO IRSE_LOGISTIC PARA A MBCP.	85
TABELA 22: CLASSIFICAÇÃO ATRIBUÍDA AO IRSE_LOGISTIC.....	86
TABELA 23: RESULTADO DO IAFA NAS SUBDIVISÕES DO USO DA TERRA NA MBCP.	88
TABELA 24: MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE PERSON ENTRE OS ÍNDICES ESPACIAIS NA MBCP.	90
TABELA 25: RESUMO DA REGRESSÃO LINEAR MÚLTIPLA PARA OS ÍNDICES ESPACIAIS NA MBCP.	90
TABELA 26: CLASSIFICAÇÃO ATRIBUÍDA AO IAFA.	91
TABELA 27: VALORES OBTIDOS EXPERIMENTALMENTE PARA O DMG (MM) NA MBCP COM SOMA, MÉDIA E DESVIO PADRÃO DOS DADOS.....	95
TABELA 28: TESTE DE SHAPIRO-WILK APLICADO AOS DADOS DO DMG (MM) NOS USOS DA MBCP.	96
TABELA 29: TESTE DE LEVENE APLICADO AOS DADOS DO DMG (MM) NOS MANEJOS DA MBCP.	96
TABELA 30: TESTE ANOVA APLICADO AOS DADOS DO DMG (MM) NOS MANEJOS DA MBCP.....	97
TABELA 31: TESTE DE TUKEY HSD APLICADOS AOS DADOS DO DMG (MM) AOS USOS DA TERRA DA MBCP.	98
TABELA 32: VALORES OBTIDOS EXPERIMENTALMENTE PARA O MOS (G/DM^3) NA MBCP COM SOMA, MÉDIA E DESVIO PADRÃO DOS DADOS.....	100

TABELA 33: TESTE DE SHAPIRO-WILK APLICADO AOS DADOS DA MOS (G/DM ³) NOS USOS DA MBCP.	101
TABELA 34: TESTE DE LEVENE PARA VERIFICAÇÃO DA HOMOGENEIDADE DE VARIÂNCIAS NOS DADOS DA MOS (G/DM ³).	102
TABELA 35: TESTE ANOVA APLICADO AOS DADOS DA MOS (G/DM ³) NO MANEJO DA MBCP.	102
TABELA 36: VALORES OBTIDOS EXPERIMENTALMENTE PARA PERMEABILIDADE DO SOLO - K (M/S) NA MBCP COM SOMA, MÉDIA E DESVIO PADRÃO DOS DADOS.	105
TABELA 37: TESTE DE SHAPIRO-WILK APLICADO AOS DADOS DE K (M/S) NOS MANEJOS DA MBCP.	106
TABELA 38: TESTE DE LEVENE PARA HOMOGENEIDADE DE VARIÂNCIAS.	106
TABELA 39: TESTE DE DUNN COM CORREÇÃO DE HOLM APLICADO A K (M/S) NO MANEJO DA MBCP.	108
TABELA 40: VALORES OBTIDOS EXPERIMENTALMENTE PARA A RMP (MPA) NA MBCP COM A SOMA, MÉDIA E DESVIO PADRÃO DOS DADOS.	110
TABELA 41: TESTE DE SHAPIRO-WILK APLICADO A RMP (MPA) NOS USOS DA MBCP.	111
TABELA 42: TESTE DE LEVENE APLICADO AOS DADOS DA RMP (MPA) NOS USOS DA MBCP.	111
TABELA 43: TESTE DE DUNN COM CORREÇÃO DE HOLM APLICADO A RMP (MPA) NO MANEJO DA MBCP. ...	112
TABELA 44: PRESSÃO ANTRÓPICA ANALÓGICA (PAA) POR TIPO DE USO DA TERRA ANALISADO NA MBCP. ...	114
TABELA 45: ESTIMATIVAS DA PROFUNDIDADE EFETIVA DAS RAÍZES (PER) POR TIPO DE USO DA TERRA DA MBCP.	116
TABELA 46: VALORES OBTIDOS EXPERIMENTALMENTE PARA O DEMA NA MBCP COM SOMA, MÉDIA E DESVIO PADRÃO DOS DADOS.	118
TABELA 47: TESTE DE SHAPIRO-WILK APLICADO AO ÍNDICE ADIMENSIONAL DEMA NOS USOS DA MBCP. ...	119
TABELA 48: TESTE DE LEVENE APLICADO AOS DADOS DO ÍNDICE ADIMENSIONAL DEMA NO MANEJO DA MBCP.	120
TABELA 49: TESTE ANOVA APLICADO AOS DADOS DO ÍNDICE ADIMENSIONAL DEMA NO MANEJO DA MBCP.	120
TABELA 50: TESTE DE TUKEY HSD APLICADO AOS DADOS DO DEMA NOS USOS DA MBCP.	121
TABELA 51: CLASSES INTERPRETATIVAS DO ÍNDICE DEMA.	122
TABELA 52: VALORES DO PEMA OBTIDOS EM DADOS SECUNDÁRIOS DA LITERATURA, APLICADOS AOS USOS DA TERRA ANALISADOS NA MBCP.	124
TABELA 53: CLASSES INTERPRETATIVAS DO ÍNDICE PEMA (MA = 1 M ²).	124
TABELA 54: CLASSIFICAÇÃO DO ÍNDICE PEMA POR USO DA TERRA (MA = 30 M ²) PARA A MBCP.	125
TABELA 55: DADOS EXPERIMENTAIS DO ICQMS NOS USOS DA MBCP.	127
TABELA 56: TESTE DE SHAPIRO-WILK APLICADO AO ÍNDICE ADIMENSIONAL ICQMS NOS USOS DA MBCP. ...	128
TABELA 57: TESTE DE LEVENE APLICADO AOS DADOS DO ÍNDICE ADIMENSIONAL ICQMS NO MANEJO DA MBCP.	128
TABELA 58: TESTE DE DUNN COM CORREÇÃO DE HOLM APLICADO AOS DADOS DO ICQMS NA MBCP.	129
TABELA 59: CLASSES INTERPRETATIVAS DO ÍNDICE ICQMS.	130
TABELA 60: VALORES OBTIDOS EXPERIMENTALMENTE PARA O ÍNDICE ADIMENSIONAL PAMA NA MBCP COM SOMA, MÉDIA E DESVIO PADRÃO DOS DADOS.	132

TABELA 61: TESTE DE SHAPIRO-WILK APLICADO AOS DADOS DO ÍNDICE ADIMENSIONAL PAMA NOS USOS DA MBCP.	133
TABELA 62: TESTE DE LEVENE APLICADO AOS DADOS DO ÍNDICE ADIMENSIONAL PAMA NO MANEJO DA MBCP.	134
TABELA 63: TESTE DE DUNN COM CORREÇÃO DE HOLM APLICADO AO PAMA NOS DADOS DE USO DA TERRA DA MBCP.	135
TABELA 64: CLASSES INTERPRETATIVAS APLICADAS AO ÍNDICE PAMA.....	136
TABELA 65: VALORES OBTIDOS EXPERIMENTALMENTE PARA O ÍNDICE ADIMENSIONAL QPMA NA MBCP COM A SOMA, MÉDIA E DESVIO PADRÃO DOS DADOS.	138
TABELA 66: TESTE DE SHAPIRO-WILK APLICADO AO ÍNDICE ADIMENSIONAL QPMA NOS USOS DA MBCP....	139
TABELA 67: TESTE DE LEVENE APLICADO AOS DADOS DO ÍNDICE ADIMENSIONAL QPMA NOS MANEJOS DA MBCP.	139
TABELA 68: TESTE ANOVA APLICADO AOS DADOS DO ÍNDICE ADIMENSIONAL QPMA NOS MANEJOS DA MBCP.	140
TABELA 69: COMPARAÇÕES MÚLTIPLAS DE MÉDIAS PELO TESTE DE TUKEY PARA O ÍNDICE QPMA ENTRE OS USOS DA TERRA NA MBCP	141
TABELA 70: CLASSIFICAÇÃO ATRIBUÍDA AO ÍNDICE QPMA.....	142

LISTA DE SIGLAS

AD = Análise Dimensional

AE1, AD1, MD1 e 2, ME1 e 2, BD, BE = Subdivisões territoriais da MBCP

ANOVA = Análise de Variância

AS% = Índice de Estabilidade do Agregado

Cfa = Clima temperado úmido com verão quente (classificação Köppen)

CN = Cobertura Natural

COS = Carbono Orgânico do Solo

CTC = Capacidade de Troca Catiônica

DEMA = Índice Adimensional de Degradação Estrutural do Manejo Agrossilvipastoril

DMG = Diâmetro Médio Geométrico dos agregados do solo

DMS = Diferença mínima significativa

FLONA = Floresta Nacional de Ipanema

IAC = Instituto Agronômico de Campinas

IAFA = Índice Adimensional Espacial de Fragilidade Ambiental

IBGE = Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICQMS = Índice Composto de Qualidade do Manejo do Solo

ICT = Instituto de Ciência e Tecnologia

IRAN = Índice Adimensional Relativo de Área Natural

IRSE = Índice Adimensional Relativo ao Solo Exposto

k = Coeficiente de Permeabilidade do Solo

LV = Latossolo Vermelho

LVA = Latossolo Vermelho-Amarelo

MA = Área de Manejo Agrossilvipastoril

MBCP = Microbacia do Córrego Preto

MLT = Massa, Comprimento e Tempo (dimensões fundamentais)

MOS = Matéria Orgânica do Solo

MPa = Megapascal

ODS = Objetivos de Desenvolvimento Sustentável

PAA = Pressão Antrópica Analógica

PAA = Pressão antrópica analógica

PAMA = Índice de Pressão Antrópica Analógica

PEMA = Índice Adimensional de Qualidade da Profundidade Efetiva das Raízes

PER = Profundidade Efetiva das Raízes

PNAE = Programa Nacional de Alimentação Escolar

PRONAF = Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar

QPMA = Índice Adimensional de Qualidade da Permeabilidade no Manejo Agrossilvipastoril

RMP = Resistência Mecânica à Penetração do solo

SE = Solo Exposto

SI = Sistema Internacional de Unidades

SIG = Sistema de Informação Geográfica

SNUC = Sistema Nacional de Unidades de Conservação

TFSE = Terra Fina Seca em Estufa

UA = Universidade de Aveiro

UGRHI = Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos

UNESP = Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

VBA = Visual Basic for Applications

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA.....	21
2. HIPÓTESE.....	23
3. OBJETIVOS.....	23
3.1 GERAL	23
3.2 ESPECÍFICOS.....	23
4. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	24
4.1 FUNÇÕES ECOLÓGICAS DO SOLO E OS LATOSSOLOS NO CENÁRIO AGRÍCOLA	24
4.2 A VEGETAÇÃO NATURAL COMO SUPORTE À RESILIÊNCIA DOS AGROECOSSISTEMAS	29
4.3 A FUNÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA NA QUALIDADE E CONSERVAÇÃO DO SOLO	31
4.4 QUALIDADE ESTRUTURAL DO SOLO E SUA FUNÇÃO NA SUSTENTABILIDADE DO MANEJO.....	32
4.5 PERMEABILIDADE DO SOLO NA CONSERVAÇÃO E PRODUTIVIDADE AGRÍCOLA.....	35
4.6 A RESISTÊNCIA MECÂNICA DO SOLO COMO FATOR LIMITANTE AO DESENVOLVIMENTO RADICULAR	37
4.7 A PROFUNDIDADE RADICULAR COMO FATOR ESTRATÉGICO NO MANEJO DO SOLO	39
4.8 EFEITOS DA PRESSÃO ANTRÓPICA NA DEGRADAÇÃO DO SOLO POR EROÇÃO.....	41
4.9 INTEGRAÇÃO ENTRE MANEJO CONSERVACIONISTA E CONSERVAÇÃO DOS ECOSISTEMAS DO SOLO.....	44
4.10 ANÁLISE DIMENSIONAL E TEORIA DA SIMILARIDADE NO CONTEXTO DA MODELAGEM AMBIENTAL	48
5 MATERIAL E MÉTODOS.....	50
5.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	50
5.2 APRESENTAÇÃO DAS VARIÁVEIS DE SOLO.....	53
5.3 APLICAÇÃO DO MÉTODO DE ANÁLISE DIMENSIONAL NAS VARIÁVEIS	54
5.3.1 AGRUPAMENTO FUNCIONAL E APLICABILIDADE DOS ÍNDICES ADIMENSIONAIS NA AVALIAÇÃO DO SOLO	59
5.4 DETERMINAÇÃO DOS ÍNDICES ADIMENSIONAIS ESPACIAIS	61
5.5 DETERMINAÇÃO DOS ÍNDICES EXPERIMENTAIS DE QUALIDADE DO MANEJO	63
5.5.1 DETERMINAÇÃO DO DIÂMETRO MÉDIO GEOMÉTRICO DOS AGREGADOS DO SOLO [DMG].....	64
5.5.2 DETERMINAÇÃO DA PROFUNDIDADE EFETIVA DAS RAÍZES NO SOLO [PER]	66
5.5.3 DETERMINAÇÃO DA RESISTÊNCIA MECÂNICA A PENETRAÇÃO NO SOLO [RMP]	67
5.5.4 DETERMINAÇÃO DA PERMEABILIDADE DO SOLO [k].....	68
5.5.5 DETERMINAÇÃO DA PRESSÃO ANTRÓPICA ANALÓGICA [PAA].....	70
5.5.6 DETERMINAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO [MOS].....	71
5.6 CRITÉRIOS DE CLASSIFICAÇÃO E APLICAÇÃO DOS ÍNDICES ADIMENSIONAIS NA ANÁLISE DO MANEJO DO SOLO	73
6 RESULTADOS	74
6.1 CARACTERIZAÇÃO DO USO DA TERRA NA MBCP.....	74
6.2 AVALIAÇÃO DA MBCP PELOS ÍNDICES ADIMENSIONAIS ESPACIAIS	78
6.2.1 <i>Índice Adimensional Relativo de Área Natural [IRAN].....</i>	<i>78</i>
6.2.2 <i>Índice Adimensional Relativo ao Solo Exposto [IRSE]</i>	<i>83</i>
6.2.3 <i>Índice adimensional espacial de fragilidade ambiental [IAFA].....</i>	<i>88</i>
6.3 RESULTADOS DA EXPERIMENTAÇÃO DAS VARIÁVEIS DE QUALIDADE DO MANEJO APLICADA A USOS DA TERRA NA MBCP	94
6.3.1 <i>Diâmetro médio geométrico dos agregados solo [DMG].....</i>	<i>94</i>
6.3.2 <i>Matéria orgânica no solo [MOS]</i>	<i>100</i>
6.3.3 <i>Permeabilidade do solo [k].....</i>	<i>104</i>
6.3.4 <i>Resistência mecânica à penetração do solo [RMP]</i>	<i>109</i>
6.3.5 <i>Pressão antrópica analógica [PAA]</i>	<i>114</i>
6.3.6 <i>Profundidade efetiva das raízes no solo [PER]</i>	<i>115</i>
6.4 AVALIAÇÃO DOS USOS DA TERRA NA MBCP PELOS ÍNDICES ADIMENSIONAIS DE QUALIDADE DO MANEJO	117
6.4.1 <i>Í. A. de Degradação Estrutural do Manejo Agrossilvipastoril [DEMA]</i>	<i>117</i>

6.4.2	<i>Í. A. da Qualidade da Profundidade Efetiva das Raízes no Manejo do Solo [PEMA]</i>	123
6.4.3	<i>Í. Adimensional Composto de Qualidade do Manejo do Solo [ICQMS]</i>	126
6.4.4	<i>Í. A. da Pressão Antrópica Analógica no Manejo Agrossilvipastoril [PAMA]</i>	131
6.4.5	<i>Í. A. de Qualidade da Permeabilidade no Manejo Agrossilvipastoril [QPMA]</i>	137
6.5	SÍNTESE DA AVALIAÇÃO AMBIENTAL DA MBCP PELOS ÍNDICES ADIMENSIONAIS ESPACIAIS E DE QUALIDADE DO SOLO NO MANEJO	143
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS E PARA FUTURAS PESQUISAS	146
	REFERÊNCIAS	148
	APÊNDICE A - PROCEDIMENTOS REALIZADOS NA LINGUAGEM DE PROGRAMAÇÃO R STUDIO	171

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

A degradação dos solos constitui um dos principais desafios ambientais da contemporaneidade, afetando aproximadamente 25% da superfície terrestre e impactando diretamente mais de um terço da população mundial (FAO, 2025; WHITE, 2009). Esse processo está intrinsecamente relacionado à intensificação das atividades agropecuárias, impulsionadas pelo crescimento demográfico, pela expansão territorial e pela crescente demanda por alimentos, especialmente os de origem animal (LIU et al., 2024; WANG et al., 2023; FERREIRA; AMADO, 2021).

A conversão de ecossistemas naturais em áreas produtivas, aliada ao uso intensivo de insumos químicos e à mecanização excessiva, tem acelerado processos erosivos e comprometido serviços ecossistêmicos essenciais, como a regulação hídrica, a ciclagem de nutrientes e a manutenção da fertilidade do solo (BAZZOFFI, 2011; XIAO et al., 2018; WEBSTER et al., 2019; CÂNDIDO et al., 2025).

Nesse contexto, a qualidade do solo emerge como variável-chave para a sustentabilidade dos sistemas produtivos e para a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas, dada sua capacidade de atuar como reservatório de carbono, regulador hidrológico e suporte à biodiversidade edáfica (MACHADO et al., 2016; SIMON et al., 2024). A degradação física, química e biológica do solo compromete não apenas a produtividade agrícola, mas também a resiliência dos agroecossistemas frente a eventos extremos, como secas prolongadas e precipitações intensas.

Embora metodologias tradicionais como a Equação Universal de Perda de Solo (EUPS), pinos de erosão e traçadores radioativos sejam amplamente utilizadas na avaliação da degradação, essas abordagens apresentam limitações quanto à representatividade espacial, à complexidade operacional e à necessidade de infraestrutura especializada (WISCHMEIER; SMITH, 1978; LEMOS et al., 2021; LEMOS; ALVES, 2020). Diante disso, torna-se necessário o desenvolvimento de ferramentas metodológicas mais acessíveis, integrativas e sensíveis às variações locais de uso e manejo do solo.

A avaliação da qualidade do solo em bacias hidrográficas, com base em variáveis edáficas associadas ao manejo, surge como alternativa promissora, ao integrar processos hidrológicos, ecológicos e antrópicos em escala de paisagem. A Análise Dimensional (AD), fundamentada na Teoria da Similaridade e no Teorema π

de Buckingham, tem se destacado nesse campo por permitir a formulação de índices adimensionais que sintetizam, de forma objetiva e comparável, variáveis físicas, químicas e estruturais do solo (ALBIERO, 2006; FENGLER, 2018; MANOEL, 2020; SILVA et al., 2022; SANTOS et al., 2025). Tais índices apresentam elevada capacidade preditiva, representatividade espacial e aplicabilidade em diagnósticos ambientais voltados à sustentabilidade do uso da terra.

Este estudo aprofunda a abordagem desenvolvida em pesquisa de mestrado, com foco na experimentação de seis índices adimensionais derivados da AD, a partir de nove variáveis edáficas relacionadas ao manejo do solo. A validação empírica foi conduzida na microbacia do Córrego Preto (MBCP), localizada no município de Iperó-SP, inserida no Assentamento Ipanema e na zona de amortecimento da Floresta Nacional de Ipanema (FLONA). A área é marcada pela atuação de agricultores familiares organizados em cooperativas e associações, cuja produção está vinculada a políticas públicas e práticas sustentáveis de manejo agrossilvipastoril, como o Programa Nacional de Alimentação Escolar (PNAE), o Programa de Aquisição de Alimentos (PAA) e o Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar (PRONAF).

Ao integrar conservação ambiental e produção rural, este trabalho busca contribuir com metodologias inovadoras de avaliação da qualidade do solo, alinhadas aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 2, Fome Zero e Agricultura Sustentável; ODS 13, Ação contra a Mudança Global do Clima; e ODS 15, Vida Terrestre. A proposta metodológica visa subsidiar estratégias de manejo adaptativo, fortalecer a agricultura familiar e promover a resiliência dos agroecossistemas tropicais frente aos desafios socioambientais contemporâneos.

2. HIPÓTESE

Índices adimensionais formulados com base em variáveis físico-estruturais e funcionais do solo, derivados da Análise Dimensional, possuem capacidade de diagnóstico da degradação edáfica em bacias hidrográficas sob manejo agrossilvipastoril, contribuindo para a sustentabilidade dos sistemas produtivos e para a conservação dos recursos naturais em escala de paisagem.

3. OBJETIVOS

3.1 Geral

Avaliar a qualidade físico-estrutural e funcional do solo em atividades de manejo agrossilvipastoril, por meio da aplicação, validação e interpretação de índices adimensionais em diferentes usos da terra de uma microbacia hidrográfica, com vistas à identificação de padrões de degradação e à proposição de estratégias de manejo sustentável.

3.2 Específicos

- Realizar o levantamento e a sistematização das variáveis edáficas relevantes à avaliação da qualidade do solo;
- Quantificar atributos físico-estruturais e funcionais do solo em diferentes usos da terra;
- Executar experimentação em campo e análises laboratoriais com rigor metodológico e representatividade espacial;
- Aplicar, validar estatisticamente e classificar os índices adimensionais derivados da Análise Dimensional, conforme critérios técnicos e ambientais;
- Verificar a sensibilidade dos índices frente às variações de manejo e aos impactos antrópicos sobre o solo;

- Subsidiar estratégias de avaliação, monitoramento e planejamento do manejo do solo em microbacias hidrográficas, com base em indicadores integrados de qualidade edáfica.

4. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

4.1 Funções ecológicas do solo e os latossolos no cenário agrícola

Jónsson e Davíðsdóttir (2016) descrevem o solo como um recurso natural de formação muito lenta e, assim como outros habitats e ecossistemas, está sob crescente pressão devido às atividades humanas.

A Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2021) define o solo como uma coleção tridimensional de corpos naturais formados por materiais minerais e orgânicos, que ocupa a maior parte da superfície terrestre e contém matéria viva. Eles podem ser encontrados na natureza com vegetação e, ocasionalmente, sofrerem modificações por intervenções humanas.

O solo corresponde a um sistema trifásico composto pelas fases sólida, líquida e gasosa. Nesse sistema, a fração sólida inclui partículas minerais, como areia, silte e argila, além de matéria orgânica proveniente de restos de plantas e organismos em decomposição. A fração líquida corresponde a água presente nos poros do solo, cuja quantidade pode variar conforme a precipitação e a irrigação. Já a fração gasosa compõe-se do ar que ocupa os espaços porosos não preenchidos pela água e que contém gases como oxigênio (O_2) e dióxido de carbono (CO_2) (WHITE, 2009; VORONEY, 2019; KOPITTKE et al., 2024).

Além disso, a EMBRAPA também afirma que o solo se compõe de camadas ou horizontes formados por processos como adições, perdas, translocações e transformações de energia e matéria. Tais camadas refletem os processos de formação do solo, enquanto as camadas mais profundas mantêm as características do material original. Essa decomposição de rochas e minerais ao longo do tempo resulta na renovação contínua do solo.

A renovação contínua do solo chama-se pedogênese e consiste em um processo multifacetado influenciado por diversos fatores, incluindo o material de origem (tipicamente rochas ou sedimentos), o clima (temperatura e precipitação), organismos (plantas, animais e microrganismos), o relevo (topografia) e o tempo. O processo envolve a decomposição gradual da rocha “mãe” através do intemperismo, a

acumulação de matéria orgânica e a subsequente formação de horizontes distintos no solo. Os principais horizontes do solo são o Horizonte O, composto por material orgânico em decomposição; o Horizonte A, que é mineral e contém matéria orgânica; o Horizonte B, caracterizado pela acumulação de minerais; e o Horizonte C, formado por fragmentos da rocha original. Todos esses fatores e etapas interagem continuamente ao longo de milhares de anos e respondem pela formação dos solos (WHITE, 2009; WADOUX; MCBRATNEY, 2024).

A EMBRAPA ainda complementa que o solo possui limites superiores na atmosfera e pode ter uma coluna de água sobreposta, desde que não haja impedimento ao desenvolvimento de raízes de plantas adaptadas. Os limites laterais são definidos pelo contato com corpos d'água, rochas, gelo e outros materiais. O limite inferior geralmente transita gradualmente para rocha dura ou materiais saprolíticos. O material subjacente contrasta com o solo devido à diminuição de constituintes orgânicos e alteração dos constituintes minerais.

Em relação à morfologia, Lin (2011) afirma que o solo representa a expressão macroscópica acumulada dos processos pedogênicos naturais, bem como das práticas de manejo, que pode ser observado na escala do perfil, incluindo sua arquitetura. Os componentes principais da morfologia do solo geralmente envolvem estratificação, textura, cor, características redoximórficas, porosidade, estrutura e consistência, que atribuem a aparência e a sensação do solo. A análise da morfologia torna-se importante para compreender as propriedades e potencialidades de usos dos solos.

Conforme a EMBRAPA, as características morfológicas do solo, como a cor, permitem inferir sobre o teor de matéria orgânica, os tipos de óxidos de ferro, os processos de formação e outras propriedades. A textura do solo, por sua vez, interfere no comportamento físico-hídrico e químico e se expressa pela proporção dos componentes granulométricos da fase mineral do solo, como areia, silte e argila, bem como pela sensação tátil de atrito, sedosidade e/ou pegajosidade.

A granulometria do solo corresponde às proporções dessas partículas, que variam em tamanho e diâmetro. Nesse cenário, a EMBRAPA esclarece que a estrutura do solo corresponde ao arranjo das partículas primárias, ligadas por substâncias diversas presentes no solo, como matéria orgânica, óxidos de ferro e alumínio, carbonatos e sílica. A consistência do solo, por sua vez, diferencia a adesão e a

coesão das partículas, que podem variar em função da textura, da matéria orgânica e da mineralogia do solo.

A porosidade do solo corresponde ao volume preenchido por água ou ar no solo. Os solos arenosos possuem maior quantidade de macroporos facilitando o movimento do ar e água no solo, porém dificultando a retenção de água. Nos solos argilosos, entretanto, os microporos possuem maior capacidade de retenção de água, enquanto a drenagem pode ser deficiente. Nos solos orgânicos, por fim, devido à baixa densidade aparente do solo, a porosidade aumenta em relação aos solos minerais (BUMBER et al., 2024; LORIA; LAL, 2025).

Voroney (2019) diz que as partículas minerais de composição e tamanho variados e a matéria orgânica do solo combinadas formam a matriz sólida do solo, que ancora o crescimento das plantas e cria espaços porosos essenciais para o crescimento das raízes.

Conforme evidencia Needelman (2013), o solo constitui-se predominantemente por material sólido, com aproximadamente 90% desse material sendo inorgânico, exceto em solos orgânicos, onde a maioria é composta por material orgânico. As argilas e a matéria orgânica humificada, devido às suas propriedades coloidais e carga elétrica de superfície, são os principais locais de atividade do solo. A fração inorgânica compõe-se majoritariamente por silicatos, enquanto óxidos metálicos são comuns em solos tropicais. A fase gasosa do solo contém os mesmos gases da atmosfera, porém sua composição pode variar devido a fatores como atividade biológica e difusão de gases. A água do solo, conhecida como solução do solo, torna-se importante para as reações químicas e é determinada pelos fatores intensidade e capacidade, ela participa do ciclo hidrológico, com parte evaporando, escoando superficialmente, percolando até o lençol freático ou permanecendo retida no solo. A retenção da água está ligada a fenômenos de superfície e capilaridade.

Todos esses aspectos e processos auxiliam na manutenção da fertilidade do solo, na regulação do ciclo da água e na mitigação das mudanças climáticas, destacando a importância do solo em relação aos serviços ecossistêmicos, uma vez que o solo consiste no principal componente dos ecossistemas terrestres e sua degradação leva a uma diminuição na capacidade do solo de fornecer esses serviços.

O solo desempenha diversas funções essenciais no ambiente, em que se destacam os serviços ecossistêmicos de suporte, regulação, provisão e culturais

(DOMINATI et al., 2010; JÓNSSON E DAVÍÐSDÓTTIR, 2016; DAI et al., 2024; HOU, 2023; LINDBORG et al., 2023).

Os serviços de provisão fornecidos pelos solos correspondem aos produtos gerados pelos ecossistemas, como alimentos, combustível, fibras e água doce. Quanto às funções de suporte, referem-se aos serviços necessários para a produção dos demais, sendo a produção primária, produção de oxigênio e formação do solo. Por sua vez, os serviços de regulação incluem benefícios que os seres vivos recebem da regulação dos processos ecossistêmicos, como a manutenção da qualidade do ar, regulação do clima, controle da erosão, regulação de doenças humanas e purificação da água. Já os serviços culturais consistem em benefícios não materiais atribuídos aos ecossistemas, como enriquecimento espiritual, desenvolvimento cognitivo, reflexão, recreação e experiências estéticas (DOMINATI et al., 2010; JÓNSSON E DAVÍÐSDÓTTIR, 2016; PRADO et al., 2016; O'RIORDAN et al., 2021; PRANGEL et al., 2023).

Dentro dos serviços prestados pelos solos, destacam-se a regulação e a provisão, que mantêm uma relação intrínseca com as condições climáticas, influenciando diretamente as práticas de manejo do solo, o que torna relevante abordar esse tema, uma vez que as mudanças climáticas representam um desafio global significativo, e o solo, por sua vez, atua como reservatório de carbono, armazenando quantidades substanciais desse elemento em seu interior, desempenhando papel vital na regulação da composição química e atmosférica e, assim, contribuindo para a estabilidade do clima global. Além disso, o solo sustenta a vegetação terrestre, tornando-se fundamental para a produção de alimentos e fibras e indispensável à manutenção da vida no planeta. No contexto brasileiro, onde os latossolos se destacam como o principal tipo de solo devido a sua abundância no território e importância para a agricultura, silvicultura e pecuária, o manejo adequado é imprescindível para manter a saúde e qualidade do solo.

Os latossolos, cobrem cerca de 39% do território brasileiro e constituem os principais solos do país e, devido ao intemperismo e lixiviação, sua fração argila apresenta riqueza em caulinita, goethita, hematita e gibbsita. Sob vegetação nativa, esses solos possuem baixa capacidade de troca catiônica (CTC), alta saturação de alumínio e baixa disponibilidade de nutrientes, problemas mitigáveis com adubação. Seu alto potencial produtivo resulta das excelentes condições físicas, como estrutura granular, baixa densidade e alta macroporosidade. A topografia suave em que se

encontram facilitada a agricultura mecanizada e a friabilidade reduz o risco de compactação desses solos (GOEDERT, 1983; DICK, 1986; KER, 1997; FERREIRA et al., 1999; EBERHARDT et al., 2008; OLIVEIRA et al., 2004; CASTRO & CRUSCIOL, 2013; SILVA et al., 2015; LOPES & GUILHERME, 2016; RESENDE et al., 2019; MOURA et al., 2021).

A EMBRAPA (2021) destaca que devido a ampla utilização dos latossolos na agricultura brasileira é recomendando que seu uso siga a aptidão agrícola específica, tais como correções periódicas da acidez, saturação por alumínio e baixa fertilidade desses solos. Além disso, o teor de argila dos latossolos deve ser monitorado, especialmente quando próximo ao limite de 15%, o que exige cuidados especiais em manejos intensivos, principalmente nos sistemas irrigados. Nesses sistemas, manter o solo coberto a maior parte do tempo, especialmente no início das chuvas, previne processos erosivos. Recomenda-se, ainda, a adoção de manejos conservacionistas como cultivo mínimo e plantio direto, a fim de adotar técnicas mais sustentáveis voltadas à conservação desses solos.

Os latossolos necessitam de práticas específicas de manejo devido a acidez natural elevada e baixa fertilidade, necessitando de correção da acidez com calagem, adubações regulares, especialmente com fósforo, além do controle à erosão. Também, existe a necessidade de irrigação em regiões secas e adição de matéria orgânica para melhorar a estrutura do solo e sua capacidade de retenção de água e nutrientes.

A degradação do solo, resultante da retirada da cobertura vegetal e da mecanização excessiva, reduz significativamente a capacidade produtiva, principalmente em latossolos, sendo a qualidade física do solo importante aos serviços ambientais que o recurso pode prestar. A compactação do solo compromete o desenvolvimento das plantas, afetando a porosidade e a condutividade hidráulica, enquanto culturas de cobertura melhoram as propriedades físicas do solo e a mecanização intensiva acelera a degradação física.

A avaliação ambiental de áreas de manejo com foco na sustentabilidade agrícola e florestal, permite compreender a severidade e a magnitude dos impactos ambientais, além de capacitar a modelagem ambiental a partir da integração de fatores físicos, bióticos e antrópicos propiciando uma leitura abrangente da paisagem (ARSHAD et al., 1996; MEA, 2005; STEFANOSKI et al., 2013; SHAH et al., 2017; TRENTIN et al., 2018; RIVERA E BONILLA, 2020; HARUNA et al., 2020; DAVARI et al., 2020;

YOSHIDA E STOLF, 2019; FRANÇA et al., 2014; OGILVIE et al., 2021; PENG et al., 2023).

4.2 A vegetação natural como suporte à resiliência dos agroecossistemas

A cobertura vegetal natural desempenha um papel estratégico na conservação dos recursos naturais, especialmente em áreas agrícolas, onde sua presença contribui para a estabilidade ecológica e a produtividade sustentável. As florestas nativas cobrem cerca de um terço da superfície terrestre e, no cenário atual de intensificação das mudanças climáticas, a manutenção ou recuperação da vegetação nativa torna-se ainda mais relevante (KATILA et al., 2020; LEHMANN et al., 2006). As florestas naturais atuam na regulação do ciclo hidrológico, proteção contra a erosão, ciclagem de nutrientes e no sequestro de carbono, sendo fundamentais para a resiliência dos agroecossistemas (ZHONG et al., 2025; ALTIERI et al., 2025).

A substituição da vegetação natural por monoculturas extensivas, frequentemente associadas ao uso intensivo de insumos químicos e à mecanização, tem comprometido a estrutura do solo, reduzido sua fertilidade e elevado sua vulnerabilidade a eventos climáticos extremos, como secas e enchentes (DAVARI et al., 2020; BAZZOFFI, 201).

A presença de cobertura vegetal em áreas de manejo do solo age como barreira natural contra processos erosivos, principalmente em terrenos mais declivosos. A vegetação atua na interceptação das gotas de chuva, redução da velocidade do escoamento superficial e favorece a infiltração da água, diminuindo a perda de partículas do solo e a degradação estrutural (BAZZOFFI; GARDIN, 2011).

A presença de raízes e resíduos orgânicos favorece a formação de agregados estáveis, importantes para a retenção de umidade e nutrientes. Esses fatores são responsáveis pela resiliência dos sistemas agrícolas frente às grandes variações climáticas, especialmente em regiões tropicais, em que os solos são naturalmente mais suscetíveis à degradação. Além disso, a cobertura vegetal contribui para o aumento da matéria orgânica do solo, elemento essencial para o sequestro de carbono e mitigação dos efeitos do aquecimento global (ARIAS-GIRALDO et al., 2021; BAVOSO et al., 2012; LEHMANN et al., 2006; TOBORE et al., 2025).

A resiliência biológica do solo depende diretamente da presença de vegetação, pois o aporte contínuo de resíduos orgânicos estimula a formação de macroagregados, mais estáveis e funcionais do que os microagregados formados em ambientes degradados (BAVOSO et al., 2012). A estruturação adequada do solo capacita a sustentação das plantas, além da manutenção da produtividade agrícola a longo prazo.

Contudo, a expansão de atividades agropecuárias, especialmente em países em desenvolvimento, contribui com a substituição de cobertura natural por áreas agrícolas, promovendo perdas significativas de carbono orgânico do solo e degradação das suas propriedades físicas, químicas e biológicas (DAVARI et al., 2020; ENCK, 2020). O desmatamento, impulsionado pela demanda por lenha e pela expansão de monoculturas, compromete a integridade dos ecossistemas e reduz a capacidade do solo de prestar serviços ecossistêmicos essenciais (MAJA; AYANO, 2021; BOGAERT et al., 2025).

Nesse contexto, os agricultores tradicionais desempenham um papel estratégico na conservação ambiental. A agroecologia, promovida como base produtiva nesses territórios, valoriza a diversidade de cultivos, o uso racional dos recursos naturais e o conhecimento tradicional acumulado pelas comunidades camponesas (MAJA; AYANO, 2021; OLIVEIRA; ALMEIDA, 2024). Em muitos assentamentos, observa-se a implementação de sistemas agroflorestais, consórcios de culturas e recuperação de áreas degradadas, práticas que favorecem a manutenção da cobertura vegetal e a restauração da funcionalidade ecológica do solo.

Além dos agricultores rurais, as Unidades de Conservação (UCs) surgem como instrumentos legais importantes para conter o avanço da degradação ambiental. Áreas delimitadas pelo poder público possuem o objetivo de proteger ecossistemas frágeis e assegurar o uso sustentável dos recursos naturais. Regulamentadas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), as UCs se dividem em categorias de Proteção Integral e Uso Sustentável, conforme suas características ecológicas e sociais (BRASIL, 2006). A presença dessas áreas protegidas em regiões agrícolas, principalmente próximas a assentamentos da reforma agrária, fortalece a conservação da cobertura vegetal e amplia a conectividade ecológica entre fragmentos florestais.

Também se destaca o monitoramento da cobertura natural do solo como uma ferramenta relevante para a gestão ambiental, que pode ser realizado de modo eficaz por meio de técnicas de sensoriamento remoto. PESSOA et al. (2025) explicam que

imagens orbitais permitem acompanhar mudanças na cobertura vegetal ao longo do tempo e espaço, fornecendo subsídios para o planejamento territorial e a conservação ambiental. A análise da dinâmica da cobertura do solo também pode indicar ameaças iminentes à integridade dos ecossistemas e orientar políticas públicas voltadas à expansão de áreas protegidas (SMIT et al., 2024), reforçando a importância da integração entre conservação ambiental, agricultura sustentável e justiça social

4.3 A função da matéria orgânica na qualidade e conservação do solo

Roscoe et al. (2004) definem a matéria orgânica do solo (MOS) como um conjunto de componentes com diferentes graus de complexidade e diversidade estrutural. Esses componentes podem estar associados ou não à matriz do solo, ou protegidos em poros inacessíveis à microbiota. A MOS consiste em materiais orgânicos heterogêneos que variam em composição, disponibilidade para a microbiota e função no ambiente.

White (2009), por sua vez, explica que a MOS se origina dos restos de plantas verdes, resíduos de animais e excrementos depositados sobre a superfície e misturada a uma extensão variável com os componentes minerais, além de ser colonizada por uma variedade de microrganismos do solo, com maior importância para aqueles que atuam na decomposição oxidativa do substrato.

Locatelli et al. (2023) dizem que a perda de MOS pode agravar a degradação física, dada a sua estreita relação com a qualidade do solo. Bonetti et al. (2017) explicam que solos com alto teor de MOS respondem melhor aos ciclos úmido-seco e congelamento-degelo, facilitando a recuperação natural. Nos latossolos, essa capacidade de recuperação está ligada ao teor de MOS e argila. Em solos tropicais, a fração argila, rica em óxidos de ferro e alumínio, interage com a MOS, protegendo-a da decomposição e aumentando sua resiliência.

Em solos tropicais, a MOS representa a maior fonte de troca catiônica (CTC) do solo, desempenhando papel crucial na manutenção das atividades biológicas, estabilidade e qualidade, além de aumentar a produtividade do solo (CARMEIS FILHO et al., 2017; FENGLER, 2018).

Marcatto e Silveira (2016) em sua pesquisa, mostraram que o latossolo vermelho (LV) sob o manejo de pastagem apresentou um teor de MOS de 34,67 g/dm³ na

camada de 0 a 20 cm do solo, enquanto na área de floresta nativa sob a mesma profundidade, o valor da MOS foi de 40,13 g/dm³.

As práticas agrícolas desempenham papel importante na mitigação das emissões de gases de efeito estufa (GEE) do solo e no aumento da MOS a partir dos estoques de COS. Autret et al. (2020) identificam várias práticas, como rotação de culturas, retorno de resíduos, cultivo de cobertura, agrofloresta e redução do revolvimento do solo como formas de aumentar esses estoques.

Bonetti et al. (2017) dizem que os sistemas de conservação, como o plantio direto e a integração lavoura-pecuária, ajudam a recuperar solos degradados ao aumentar resíduos orgânicos das culturas na superfície, protegendo o solo contra compactação e degradação.

Em sistemas de cultivo conservacionistas, como o plantio direto, os resíduos na superfície do solo absorvem a pressão de máquinas pesadas, evitando a criação de vazios e amortecendo os efeitos da compactação. Resíduos orgânicos no perfil do solo possuem ainda mais importância, pois se ligam às partículas do solo, prevenindo a compactação.

A pesquisa de Cavalari, Gemtos e Karamoutis (2023) demonstrou que o cultivo reduzido com grade de discos aumentou a MOS de 28,86 kg/m³ para 32,50 kg/m³, enquanto a aração contínua da aveca reduziu a MOS de 28,60 kg/m³ para 18,72 kg/m³.

Pasaribu, Wahjunie e Tarigan (2023) afirmam que solos com altos níveis de matéria orgânica tendem a apresentar propriedades físicas mais estáveis. O uso de matéria orgânica, como composto ou esterco, pode ajudar a melhorar a estrutura do solo, aumentar a retenção de água e melhorar a fertilidade geral. Estudos recentes reforçam essa importância (OLDFIELD et al., 2019; COTRUFO; LAVALLEE, 2022; ABRAR et al., 2025).

4.4 Qualidade estrutural do solo e sua função na sustentabilidade do manejo

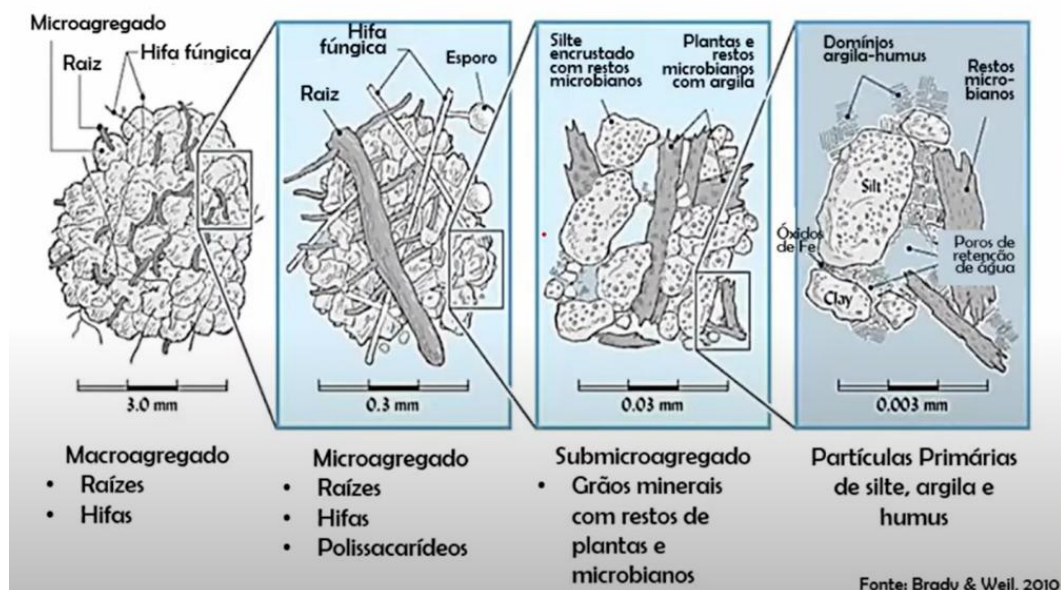
A agregação do solo se destaca em relação à produtividade e saúde do solo. O processo de agregação corresponde à interação dinâmica dos materiais orgânicos com a composição mineral, resultando na formação de microagregados dentro de macroagregados do solo (REGELINK et al., 2015; ALMAJMAIE et al., 2017).

Portanto, trata-se do arranjo das partículas primárias de areia, silte e argila por meio de processos físico-químicos, como floculação e expansão/contração das massas de argila junto aos processos biológicos, incluindo a influência das raízes e da matéria orgânica. Agentes cimentantes, como óxidos de ferro e alumínio, bem como compostos orgânicos do solo, contribuem para a estabilização e crescimento dos agregados do solo (ZHAO et al., 2017; DAI et al., 2024).

A matéria orgânica nesse processo atua como agente de ligação das partículas do solo, enquanto a mineralogia e os cátions influenciam a estabilidade dos microagregados (PAUL et al., 2013). As propriedades do solo como textura, conteúdo de matéria orgânica, cátions polivalentes, pH e atividade microbiana influenciam a estabilidade dos agregados (REGELINK et al., 2015; ALMAJMAIE et al., 2017; RIVERA; BONILLA, 2020).

Na **Figura 1** nota-se como as forças químicas, físicas e biológicas aproximam-se das partículas de areia, silte e argila do solo com a matéria orgânica (MOS) formando um arranjo, enquanto agentes cimentantes consolidam os agregados. Fatores como a floculação de argilas, atividade de organismos do solo e manejo possuem influência na formação dos agregados (WHITE, 2009; ZHANG et al., 2017; ZHAO et al., 2017; DAI et al., 2024).

Figura 1 - Processo de formação dos agregados do solo.



Fonte: BRADY; WEIL, 2010.

Garland et al. (2024) explicam que a agregação do solo envolve interações abióticas e bióticas, como crescimento de plantas, atividade microbiana e bioturbação,

influenciadas pelas práticas de manejo do solo. Isso ocorre, uma vez que a estrutura dos agregados influencia diretamente a infiltração de água, a disponibilidade hídrica para as plantas, o espaço poroso para trocas gasosas nas raízes, a atividade biológica e a resistência à erosão do solo.

Solos com boa estrutura física tendem a armazenar mais água e a apresentar maior produtividade. Em contrapartida, a compactação do solo prejudica o crescimento das raízes e reduz a absorção de água e nutrientes pelas plantas (WHITE, 2009; ZHANG et al., 2017; ZHAO et al., 2017; DAI et al., 2024).

O manejo do solo em atividades agrossilvipastoris mostra que culturas perenes e anuais têm impactos diferentes na preservação e degradação dos solos agrícolas. Cultivos perenes promovem a sustentabilidade no uso agrícola do solo, enquanto cultivos anuais reduzem a estabilidade dos agregados do solo. O cultivo conservacionista, que aumenta a matéria orgânica e reduz a aração, contribui com a formação de macroagregados e o acúmulo de carbono orgânico, beneficiando a estrutura e a saúde do solo. Microrganismos do solo também contribuem para a melhoria da estrutura e produtividade do solo, promovendo um ecossistema mais saudável e sustentável (ZHANG et al., 2017; VON BRAUN et al., 2023).

Nessa perspectiva, o plantio de culturas de cobertura consiste em uma prática de conservação comumente adotada para melhorar a formação e estabilidade dos agregados do solo por meio da liberação de polissacarídeos, mucilagem da raiz e a atividade de seus sistemas radiculares (LIU et al., 2005).

Estudos recentes recomendaram culturas de cobertura como práticas mais sustentáveis voltadas ao manejo da agregação e estrutura do solo em sistemas agrícolas (BLANCO-CANQUI; RUIS, 2020; LYNCH et al., 2021); OMER et al., 2024).

As práticas de manejo conservacionistas representam abordagens importantes e diretas na agregação do solo, impactando tanto as forças construtivas quanto os processos de formação de agregados (LAL, 2015; ZHAO et al., 2017).

Vários estudos individuais sobre culturas de cobertura sugerem que os efeitos na agregação do solo podem variar dependendo da espécie de cultura de cobertura utilizada (DAI et al., 2024; ROJAS et al., 2016; OMER, 2024; DAI et al., 2024).

Em relação aos latossolos, Batista et al. (2023) dizem que eles apresentam uma estrutura bem agregada, com microagregados pequenos e resistentes, geralmente menores que 250 μm . Esses microagregados desempenham papel de relevância na permeabilidade do solo capacitando a circulação de água e gases, além de

proporcionar menor resistência à penetração de raízes no solo e favorecer a capacidade de retenção de água. A mineralogia do solo e a intensa atividade biológica contribuem para a formação de agregados altamente estáveis.

Em um experimento de campo de sete anos com culturas de cobertura, SIMON et al. (2022) descobriram que o uso de culturas de cobertura teve um impacto notável na distribuição de agregados secos do solo durante o crescimento da cultura comercial de milho. As classes de tamanho que foram notavelmente afetadas pela presença de culturas de cobertura foram aquelas nos agregados $< 0,42$ mm e $0,42-0,84$ mm.

Isso acontece, pois as culturas de cobertura melhoram potencialmente a agregação do solo (WOOD; BOWMAN, 2021). Além disso, os tratamentos com culturas de cobertura facilitam a formação de macroagregados ($< 0,25$ mm) na superfície do solo (LIU et al., 2005; WHITE, 2009).

Apesar da importância que a agregação do solo possui em atividades de manejo, nos últimos anos, a estrutura do solo em terras agrícolas sofreu rápida degradação, devido à intensa intervenção antrópica no cultivo com práticas inadequadas (ZHAO et al., 2017; CHEN et al., 2022). A degradação contínua do solo ameaça a produção sustentável de safras e até mesmo a segurança alimentar (BLANCO-CANQUI et al., 2013; CHEN et al., 2022; DAI et al., 2024).

A agregação do solo pode ser determinada pelo diâmetro médio ponderado (DMP), pelo diâmetro médio geométrico (DMG) e pelo índice de estabilidade do agregado (AS%), obtidos pela divisão do solo em classes de agregados pelo método de peneiramento úmido (KEMPER; CHEPIL, 1965).

4.5 Permeabilidade do solo na conservação e produtividade agrícola

A permeabilidade do solo (k), conforme descrito por Rodriguez et al. (2015), mede a facilidade com que a água percola através dos poros do solo. Esse parâmetro se mede pelo coeficiente de permeabilidade (k), determinado experimentalmente através da Lei de Darcy.

Formulada por Henry Darcy em 1856, essa lei descreve o fluxo de um fluido através de um meio poroso, baseada em experimentos com o fluxo de água através de leitos de areia. Rodriguez et al. (2015) destacam que o coeficiente k pode ser determinado experimentalmente pela Lei de Darcy. Este coeficiente depende da

viscosidade do fluido, granulometria do solo, grau de saturação e estrutura do solo, sendo expresso em unidades de distância por unidade de tempo (m/s). A permeabilidade do solo possui influência do tamanho das partículas, onde partículas e espaços porosos maiores reduzem o tempo da passagem de água pelo solo.

Gupta et al. (2024) complementam que a permeabilidade do solo depende diretamente da textura do solo. Solos mais pedregosos apresentam valores de permeabilidade superiores a $1E10^{-4}$ m/s, enquanto solos finos, como argilas, possuem valores bem inferiores. Em solos tropicais, a caulinita domina a fração argila, favorecendo a formação de agregados estáveis e alta permeabilidade à água e gases. A condutividade hidráulica saturada (K_{sat}) ajuda a entender a permeabilidade (k), pois reflete a capacidade do solo de permitir a passagem de água quando saturado. As práticas de manejo com aplicação de calcário e fertilizantes, podem alterar as propriedades físico-químicas do solo. Portanto, incorporar medições de K_{sat} pode contribuir com a precisão das estimativas de erosão do solo em regiões tropicais.

Além da permeabilidade, a aeração do solo é outro fator que precisa ser considerado, pois como Carmo et al. (2021) explicam, a aeração do solo influencia tanto a estrutura como o sistema de poros, interferindo no fluxo de ar e troca gasosa do solo, impactando no crescimento das plantas.

Nesse contexto, Pasaribu, Wahjunie e Tarigan (2023) explicam que o tráfego de máquinas e uso de sistemas de cultivo inadequados impactam a permeabilidade, a umidade e o tamanho das partículas do solo. Em contraponto, as práticas de conservação, como o plantio direto, podem contribuir com a estabilização do sistema de poros, embora possa reduzir a permeabilidade ao ar devido à diminuição da porosidade e aumento da tortuosidade.

Para alcançar resultados ótimos, Carmo et al. (2021) dizem que em termos de crescimento, produtividade e qualidade de alimentos e produtos agrícolas, as condições do solo precisam estar próximas das ideais, a fim de permitir que as raízes cresçam e absorvam nutrientes e água de maneira eficiente. Um solo com boa estrutura física deve apresentar 50% de porosidade, sendo 1/3 composta por macroporos para facilitar a respiração radicular e 2/3 por microporos para garantir a drenagem, permeabilidade (k) e retenção de água em proporções adequadas.

A interação entre as raízes das plantas e a estrutura do solo também desempenha um papel significativo na permeabilidade do solo (k). Conforme Wang, Gu e Ni (2023) dizem, as raízes das plantas aumentam a porosidade e a

permeabilidade do solo (k), ainda que em solos arenosos a continuidade dos poros possua pouca influência na permeabilidade ao ar.

Os latossolos como explica Batista et al. (2023), apresentam alta permeabilidade à água e gases devido à sua estrutura bem agregada, intensa atividade biológica, baixa resistência à penetração de raízes, alta capacidade de retenção de água e resistência à erosão. Apesar dessas características, as práticas de calagem e fertilização podem alterar as propriedades físico-químicas desses solos, e interferir em sua permeabilidade.

No sistema de plantio direto, a mobilização mínima do solo contribui para o desenvolvimento das plantas, pois esse tipo de manejo promove a estruturação, porosidade, infiltração e retenção de água no solo. Quando ocorre a ausência de rotação de culturas e presença de tráfego intenso de máquinas o solo pode se tornar mais resistente ao crescimento das raízes e reduzir a permeabilidade. Práticas como escarificação e uso de culturas de cobertura aumentam a estabilidade dos agregados e melhoram a permeabilidade (TOKURA et al., 2018; SPLIETHOFF, RAMPIM e POTT, 2019).

Ma et al. (2024) destacam que a rotação de culturas e a escarificação do solo melhoram sua permeabilidade, facilitando a infiltração de água e o desenvolvimento das raízes, além de influenciar o ciclo do nitrogênio desse solo. O sistema de plantio direto reduz a compactação do solo e cria condições favoráveis à infiltração de água e manutenção da estrutura do solo voltadas à sustentabilidade dos agroecossistemas.

Em solos tropicais, onde a caulinita domina a fração argila, a textura favorece a formação de agregados estáveis e alta permeabilidade à água e gases e, por esse motivo, podem ser analisados considerando os valores típicos de permeabilidade. Estudos recentes reforçam essa perspectiva, destacando que a permeabilidade do solo é diretamente influenciada pela estrutura física e pela condutividade hidráulica, especialmente em sistemas conservacionistas e tropicais (GARG et al., 2025).

4.6 A resistência mecânica do solo como fator limitante ao desenvolvimento radicular

Conforme Huang, Horn e Ren (2022), a compactação do solo por máquinas pesadas tem sido uma das principais causas da degradação do solo em terras agrícolas, impactando negativamente a porosidade e a permeabilidade do solo. Solos

aráveis estruturados e homogeneizados respondem de maneira distinta à compactação e ao cisalhamento e, em condições naturais, solos agrícolas passam por processos que estabilizam sua estrutura, permitindo suportar tensões externas. Solos estruturados apresentam menor redução de poros e melhor permeabilidade, além de possuírem um sistema de poros duplos que reage de forma diferenciada à compactação, enquanto atividades biológicas contribuem para manter poros conectados verticalmente, menos afetados pelo estresse normal.

Cavalaris, Gemtos e Karamoutis (2023) explicam que a compactação do solo resulta de processos físicos e artificiais, como a consolidação natural e o movimento de veículos agrícolas pesados, especialmente em solo úmido. Isso pode prejudicar o desenvolvimento das raízes e reduzir os rendimentos das culturas, com dicotiledôneas sendo mais afetadas que monocotiledôneas. Solos com baixo teor de matéria orgânica tornam-se mais suscetíveis à compactação e possuem infiltração e arejamento deficientes.

Bumber et al. (2024) dizem que a deformação do solo causada pelo tráfego de máquinas ocorre quando a resistência ao cisalhamento é excedida. A capacidade de suporte do solo, definida como a pressão máxima permitida do pneu do veículo sem causar danos depende da textura, camada de húmus, partículas esqueléticas e umidade do solo. Solos argilosos e muito úmidos são particularmente suscetíveis a deformações extremas.

A compactação do solo, de acordo com Nagahama et al. (2016), representa uma importante causa de perdas de produtividade devido às modificações físicas no ambiente radicular, como a redução das disponibilidades de oxigênio e água e o aumento da resistência ao crescimento radicular. Uma alternativa frequentemente recomendada para mitigar o problema é a escarificação, que utiliza um escarificador. Esse equipamento realiza o preparo do solo por meio de hastes, sem inverter a leiva, o que torna o processo menos agressivo à estrutura do solo e reduz a compactação de forma mais localizada.

Cavalaris, Gemtos e Karamoutis (2023) afirmam que a resistência do solo à penetração das raízes (RMP) constitui uma medida útil na avaliação da compactação do solo, entretanto mostra-se muito sensível à umidade do solo. Embora seja útil para comparações instantâneas, não se adequa para comparações em diferentes períodos, devido à variação de umidade do solo.

Para Veiga et al. (2007), as medições de RMP, adequadas para detectar descontinuidades estruturais, mostram-se altamente influenciadas pelo teor de água do solo, devendo ser realizadas quando o solo está na capacidade de campo. A resistência à penetração aumenta com a compactação, especialmente em solos úmidos, apresentando-se maior nas camadas superiores em sistemas de plantio direto comparados aos convencionais e, estudos mostram que a resistência do solo à penetração varia com a profundidade e o teor de água e isso afeta o crescimento radicular das culturas.

Nesse cenário, a importância das práticas de manejo, como o plantio direto e o uso de arado escarificador, reside em sua capacidade de influenciar a RMP, reduzindo a compactação, melhorando a porosidade e a pressão da água nos poros, facilitando a penetração das raízes e promovendo um melhor desenvolvimento das plantas. Estudos recentes reforçam essa abordagem ao demonstrar que a resistência à penetração das raízes pode ser significativamente reduzida com práticas conservacionistas, promovendo maior desenvolvimento radicular e produtividade agrícola (MAHL et al., 2008; DRESCHER et al., 2011; SHAHEB et al., 2021). A RMP, de acordo com Gubiani (2013), se mede com um penetrômetro e podem assumir os valores de RMP atribuídos por Canarache (1991).

4.7 A profundidade radicular como fator estratégico no manejo do solo

A profundidade efetiva das raízes corresponde à porção superior da zona da raiz onde as plantas obtêm a maior parte da água. Ela desempenha papel importante para o planejamento da irrigação, pois permite determinar o volume correto de água necessário para o cultivo, mostrando que conhecer os perfis de absorção de água pela raiz ajuda a otimizar o uso da água nas relações planta-solo-água. Apesar disso, os métodos diretos, como escavação e perfuração do solo, tradicionalmente usados para determinar essa profundidade, são trabalhosos e perturbam o solo (BING et al., 2016; SCHULTZ et al., 2022; ABANTO-RODRÍGUEZ et al., 2023). Estudos recentes reforçam essa abordagem ao demonstrar que a profundidade efetiva das raízes influencia diretamente a eficiência do uso da água em sistemas agrícolas tropicais (KELL, 2013; LYNCH et al., 2021).

Coelho, Da Silva e Miranda (2010) destacam que a eficiência do uso da água em irrigação depende do manejo aplicado à cultura e, também, das variáveis do

sistema solo-água-plantas. Além disso, os estudos que eles citam indicam que a extração de água pelas raízes nem sempre se alinha com a densidade das raízes, destacando a importância de considerar a profundidade efetiva das raízes no solo na otimização do uso da água. Estratégias de manejo que consideram a profundidade efetiva das raízes têm se mostrado eficazes na sustentabilidade hídrica (SANTOS et al., 2025).

A maioria das plantas retira 40% do total de água utilizada do quarto superior do perfil do solo abrangido pelo sistema radicular, e 30%, 20% e 10% das segunda, terceira e quarta frações do perfil do solo explorado pelas raízes, respectivamente. Isso mostra que a maior parte da absorção de água ocorre nas camadas mais superficiais do solo, onde as raízes estão mais concentradas (CUNHA et al., 2010).

Além disso, a distribuição do sistema radicular no solo não costuma ser uniforme afetando o movimento de água no perfil do solo, isso resulta do movimento de água maior nas regiões do perfil onde as raízes estão mais concentradas, resultando em maior depleção da água nessas áreas. Posto nesse contexto, a profundidade e a distribuição das raízes ao influenciarem diretamente na eficiência da absorção de água e nutrientes, acaba gerando impacto sobre a saúde e o desenvolvimento das plantas (CUNHA et al., 2010; COELHO; DA SILVA; MIRANDA, 2010; WANG; GU; NI, 2023). Além disso, a compactação do solo pode limitar a penetração radicular, afetando negativamente o rendimento das culturas (SHAHEB et al., 2021).

A EMBRAPA explica que os latossolos vermelhos apresentam profundidade e porosidade favorecendo o desenvolvimento radicular, especialmente em solos eutróficos. No entanto, solos álicos com alta saturação de alumínio e ácidos com baixos valores, especialmente de cálcio, apresentam barreiras químicas limitantes ao crescimento das raízes e possuem suscetibilidade à compactação.

ALBERTO et al. (2009) dizem que a capacidade total de água armazenada no solo e disponível para a planta depende da profundidade do sistema radicular. Em seu experimento com o trigo, por exemplo, houve baixa frequência de raízes em profundidades maiores do que 0,30 m, tendo relação direta com o manejo do solo. O manejo convencional ao utilizar gradagens compactou o solo, especialmente nas camadas de 0,10 m e 0,30 m e isso dificultou a penetração das raízes no solo. Em contraste, o manejo conservacionista preservou a estrutura do solo, reduziu a compactação e promoveu um ambiente mais favorável para o crescimento das raízes em maiores profundidades (MA et al., 2024; PENG et al., 2024).

4.8 Efeitos da pressão antrópica na degradação do solo por erosão

A degradação dos solos constitui um dos principais desafios ambientais contemporâneos e, afeta aproximadamente um quarto da superfície terrestre, além de impactar diretamente mais de um terço da população global (WOLKA et al., 2023; MAESTRE et al., 2025).

Desde a década de 1950, o crescimento populacional e econômico intensificou a demanda por alimentos, especialmente os de origem animal, resultando em uma crescente dependência de fertilizantes nitrogenados na agricultura. Contudo, parcela significativa desses insumos não é absorvida pelas culturas, sendo perdida para o ambiente, com impactos negativos sobre os ecossistemas, a biodiversidade e a saúde humana, sobretudo em regiões de agricultura intensiva (MOURI; AISAKI, 2015; WANG et al., 2023; LIU et al., 2024).

Hernández-Valdez et al. (2023) destacam que as ações antrópicas transformaram substancialmente a superfície terrestre, sendo que menos da metade das florestas permanece relativamente intacta, enquanto mais de 40% da terra está ocupada por práticas agrícolas e pecuárias. Mathewos et al. (2023) complementam que, no contexto de manejos agropecuários e silvícolas, a erosão do solo compromete diversos serviços ecossistêmicos, especialmente os de regulação e provisão, relacionados às mudanças climáticas, ao uso da terra, à cobertura vegetal, à qualidade edáfica e à topografia (SANTOS et al., 2025).

Nesse cenário, o escoamento superficial é apontado como o principal vetor de esgotamento do solo em escala global, promovendo a acumulação de sedimentos em corpos hídricos e a contaminação de aquíferos. Além disso, a perda de solo compromete a produtividade agrícola, exigindo análises locais e estratégias adaptativas para mitigação dos processos erosivos. Os principais fatores que influenciam a erosão incluem a intensidade da precipitação, a declividade do terreno e as características físico-químicas do solo (WHITE, 2009; MATHEWOS et al., 2023; AZMERI et al., 2025).

Xiao et al. (2018) descrevem a erosão como um processo geomorfológico complexo que afeta aproximadamente 8,6% da superfície terrestre, promovendo não apenas a perda de solo, mas também alterações significativas na dinâmica do carbono orgânico do solo (COS). A mineralização e o sequestro do COS em áreas de erosão,

transporte e deposição estão diretamente associados às modificações nas propriedades biogeoquímicas do solo, com implicações relevantes para os ecossistemas aquáticos (SIMON et al., 2024).

Beczek et al. (2024) classificam a degradação do solo em química, biológica e física, sendo a erosão hídrica uma das formas mais expressivas de degradação física. Essa erosão inclui processos como salpicos, laminar, sulcos e ravinas, nos quais o impacto das gotas de água desloca partículas do solo. Fatores como textura, estrutura e umidade do solo, bem como a erosividade da precipitação, influenciam a dispersão de microrganismos e poluentes (WISCHMEIER; SMITH, 1978; REID; OCHIAI, 2025).

Bazzoffi (2011) ressalta que, em terrenos inclinados, a erosão atinge seu ápice quando a superfície está desprotegida ou com cobertura vegetal insuficiente, pois o impacto das gotas de chuva desagrega e transporta partículas do solo. A presença de resíduos vegetais e a copa das plantas atuam como barreiras naturais, interceptando a chuva, reduzindo o escoamento superficial e favorecendo a infiltração da água.

Balota et al. (2015) observam que a conversão de florestas nativas ou plantadas em áreas agrícolas promove alterações significativas nas propriedades do solo, sendo o manejo intensivo um fator agravante da erosão, com consequente esgotamento da matéria orgânica e redução da qualidade edáfica.

Os impactos ambientais negativos do cultivo contínuo são bem documentados na literatura, com destaque para a perda de solos, produção de gases, erosão e contaminação de águas subterrâneas com fertilizantes ou pesticidas (RÓTOLO et al., 2015; BARROS et al., 2017; ABAGANDURA et al., 2019).

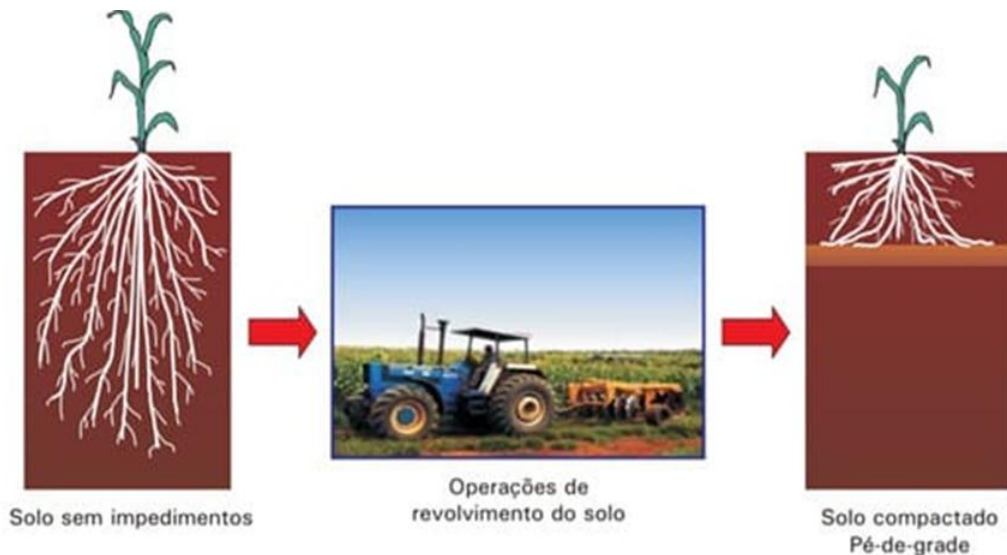
Nesse contexto, as pastagens ocupam cerca de 70% da área agrícola global e contribuem substancialmente para o PIB agrícola. No entanto, a degradação dessas áreas representa um desafio crescente, com impactos sobre a produtividade, a qualidade do solo e os serviços ecossistêmicos (WEBSTER et al., 2019).

Daramola et al. (2022) demonstram que pastagens e áreas agrícolas são fontes significativas de sedimentos em bacias hidrográficas, especialmente quando desprovidas de cobertura vegetal. A perda de florestas intensifica o escoamento e a produção de sedimentos, em função de alterações no albedo, na rugosidade do solo e na evapotranspiração, sendo o fluxo fluvial o principal vetor de transporte.

O manejo convencional (**Figura 2**), caracterizado por práticas como aração e nivelamento com implementos como arado de discos, aiveca e grades pesadas, promove o revolvimento intensivo do solo, resultando na desestruturação dos

agregados, perda de matéria orgânica e redução da biomassa microbiana (SÁ; SANTOS JUNIOR, 2005).

Figura 2 - Solo sem impedimentos que passou por operações de revolvimento.



Fonte: Sá & Santos Junior, 2005.

Moore et al. (2020) destacam que culturas anuais como o milho, embora apresentem elevado rendimento e forneçam grandes quantidades de carboidratos para bioenergia, demandam elevadas doses de nitrogênio, o que acarreta maior lixiviação e emissão de óxido nitroso (N_2O), dependendo do tipo de manejo. A FAO (2019) aponta o milho como a cultura de maior produção mundial, com 1,1 bilhão de toneladas/ano, sendo responsável por 20% do uso global de fertilizantes nitrogenados e por 35% dos custos na produção de milho e trigo (RODRÍGUEZ-ESPINOSA et al., 2023).

Apesar do aproveitamento de resíduos de culturas anuais e perenes, a agricultura intensiva compromete a estrutura do solo e reduz seu teor de matéria orgânica, limitando sua produtividade e capacidade de adaptação climática (ZHANG et al., 2017). A agricultura convencional contribui ainda para a poluição hídrica e edáfica, perda de biodiversidade, erosão, consumo excessivo de recursos naturais e desertificação (CASTRO FILHO et al., 2002; BULLER et al., 2015; FONSECA et al., 2016; PATRIZI et al., 2018; ABAGANDURA et al., 2019).

O escoamento superficial proveniente de áreas agrícolas pode ser uma fonte significativa de nitrogênio para corpos hídricos, sendo o uso excessivo de esterco e fertilizantes químicos um fator de degradação da qualidade da água (MOURI; AISAKI, 2015).

Basche e DeLonge (2019) enfatizam a urgência de transição para práticas de manejo sustentável, destacando que técnicas conservacionistas promovem benefícios significativos ao solo em comparação aos métodos convencionais (**Figura 2**). A implementação dessas práticas requer o monitoramento das mudanças no uso e cobertura da terra, a fim de estimar a perda de solo em escala de paisagem.

4.9 Integração entre manejo conservacionista e conservação dos ecossistemas do solo

Para Sharma e Kumar (2023), um bom manejo do solo deve ter como objetivo criar condições físicas ótimas para o crescimento das plantas, incluindo fatores como aeração adequada para raízes e microrganismos, água disponível adequada, fácil penetração da raiz, germinação rápida e uniforme das sementes e resistência do solo à hidratação, selamento da superfície e erosão acelerada.

De acordo com Ledo et al. (2020), existe uma estimativa de que as terras agrícolas possam, sob manejo adequado, sequestrar até 66% da perda histórica de carbono, e o plantio de árvores e culturas perenes são comprovadamente eficazes para o aumento do carbono, além disso podem ser implementadas sem que haja perda de área produtiva.

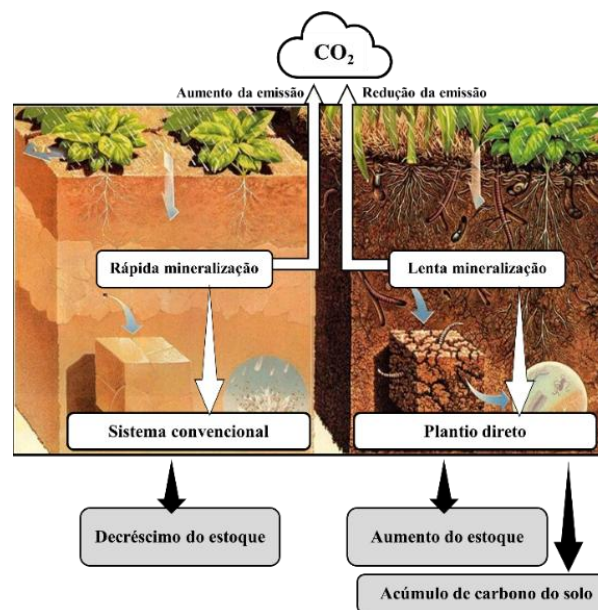
Conforme a FAO, a “perenização” de terras agrícolas corrobora uma estratégia para a mitigação das mudanças climáticas e contribui, também, para aumento da segurança alimentar e prestação de serviços ecossistêmicos, uma vez que as culturas perenes garantem a cobertura vegetal e, portanto, a fotossíntese durante todo o ano e isso eleva a biomassa vegetal.

A adoção crescente de sistemas de cultivo de conservação, desde sua introdução nos anos de 1960, reflete uma maior conscientização sobre os riscos de erosão do solo, poluição difusa e os altos custos associados ao cultivo convencional. Enquanto os sistemas convencionais envolvem operações frequentes e intensivas de manipulação do solo, os sistemas de cultivo de conservação racionalizam essas práticas. Essa redução na intensidade do cultivo tem sido acompanhada pelo desenvolvimento de rotações de culturas, métodos de drenagem e alternativas de manejo de pragas. A escolha entre os sistemas de cultivo possui a influência das propriedades físicas do solo (CASTRO FILHO et al., 2002).

O cultivo conservacionista busca reverter a tendência das técnicas convencionais, garantindo a sustentabilidade da produtividade agrícola. Entretanto, para estabelecer sistemas de cultivo conservacionista corretamente, é necessário adotar práticas de redução e ausência de aração, com retorno de resíduos vegetais ao solo (ZHANG et al., 2017).

O sistema conservacionista tem como princípio o mínimo ou o não revolvimento do solo (**Figura 3**), utilizando-se de máquinas ou implementos que quebram superficialmente a estrutura do solo, sem revolvê-lo intensamente, procurando não destruir os agregados e deixando maior quantidade de resíduos na superfície da área. Importa ressaltar que, nesse tipo de sistema de plantio, em qualquer preparo de solo deve-se manter o mínimo de 30% da cobertura de resíduos sobre a superfície do solo (LUCARELLI, 1997 apud ALBIERO, 2006).

Figura 3: Solo sob plantio convencional e plantio direto.



Fonte: ARTUZO, 2019.

O cultivo conservacionista minimiza a perturbação mecânica do solo e pode melhorar sua estrutura e condições nutricionais. Apesar disso, os impactos do cultivo conservacionista na produtividade das culturas e no balanço de N nos agroecossistemas ainda não estão totalmente esclarecidos. Além disso, o cultivo conservacionista afeta a retenção de N no solo e as perdas de N por emissões gasosas (como volatilização de amônia e emissão de óxido nitroso), lixiviação (principalmente de nitrato) e remoção de nitrogênio pelas culturas (LI et al., 2023).

Por outro lado, sistemas integrados têm demonstrado melhor desempenho ambiental em estudos anteriores, com práticas como plantio em curvas de nível, rotação de culturas e lavoura para recuperação de pastagens degradadas (ABAGANDURA et al., 2019).

Tonini et al. (2021) dizem que o sistema silvipastoril implementado com eucalipto explora o potencial da silvicultura, bem como seus benefícios econômicos e ambientais a partir da convivência entre campos nativos e operações pecuárias, sem sobreposição ou substituição, tratando-se de um sistema que pode ser considerado inovador quando possui diversas aplicações em propriedades rurais como produção de lenha, plataformas, postes, madeira redonda e serrada para construção rural, autoconsumo ou mesmo o comércio.

A área de árvores plantadas foi contabilizada em 9,94 milhões de hectares em 2022, com um crescimento de 0,3% em relação ao ano de 2021. Dentro desses cultivos, o eucalipto abrange 76% da área plantada no Brasil, configurando a espécie mais cultivada, totalizando 7,6 milhões de hectares. Esse cultivo, em sua maioria, encontra-se nas regiões Sudeste e Centro-Oeste do país, com destaque para Minas Gerais (29%), Mato Grosso do Sul (15%) e São Paulo (13%) (IBÁ, 2023).

Em relação às pastagens, as estratégias mais promissoras para promover a intensificação no Brasil correspondem à recuperação/replanteio direto das gramíneas e, particularmente, à adoção de sistemas agrícolas integrados como sistemas lavoura-pecuária, pecuária-floresta e sistemas lavoura-pecuária-floresta (CHERUBIN et al., 2021).

Nascimento et al. (2023) dizem que a sustentabilidade de um sistema de pastagem deve atingir seu ápice de potencial produtivo, mantendo o seu equilíbrio a longo prazo, de modo a minimizar o uso de insumos e buscando reaproveitar os recursos naturais disponíveis. Nesse sentido, o manejo conservacionista de pastagens propicia a reestruturação física do solo, fornece forragens de qualidade para o gado e considera o bem-estar animal.

Lima et al. (2022) chama a atenção para estudos que mostram que as pastagens, se bem manejadas, armazenam mais carbono, também contribuem para o melhoramento das condições físicas do solo, elevando a porcentagem de agregados com diâmetros maiores, a retenção de água, a taxa de infiltração e a porosidade e, ainda, auxilia na redução da densidade do solo.

De acordo com Bernaldi et al. (2020), sistemas de integração lavoura-pecuária (iLP) e lavoura-pecuária-floresta (iLPF) favorecem a recuperação de solos degradados, melhoram o aporte de matéria orgânica, aumentam a ciclagem de nutrientes, infiltração e retenção de água, contribuem para a formação e estabilidade de agregados do solo, possibilitam aumento da produtividade e reduzem os custos com irrigação, fertilizantes, condicionadores de solo e outros insumos agrícolas.

Tuo et al. (2018) explicam que a revegetação de terras cultivadas possui destaque em relação ao sequestro de carbono orgânico do solo (COS) e nitrogênio total (NT), pois auxilia na redução do CO_2 atmosférico. Globalmente, o COS do solo diminuiu de 20% a 43% devido à conversão de florestas em terras agrícolas. Estudos demonstram que o estoque de COS aumentou em áreas secas e diminuiu em áreas úmidas ao converter as terras não florestadas em áreas florestadas.

A agricultura e as mudanças no uso da terra representam a maior fonte de emissões de gases de efeito estufa (GEEs) e perda de biodiversidade no país. Estratégias como a produção integrada iLP e iLPF buscam reduzir essas emissões, aumentar a produtividade da terra e diversificar a produção. Esses sistemas agrícolas visam melhorar a sustentabilidade por meio da integração de diferentes tipos de produção agrícola na mesma área, favorecendo também a recuperação de pastagens degradadas. A combinação do cultivo de culturas anuais, como o milho, com a criação de gado em pastagens resulta em benefícios socioeconômicos e ambientais (BERNALDI et al., 2020; REIS et al., 2021).

No Brasil, o sistema agropastoril tem sido amplamente adotado, contribuindo para melhorias nas propriedades físicas e químicas do solo, bem como para o aumento da eficiência produtiva. Estados como Mato Grosso do Sul, Mato Grosso e Rio Grande do Sul lideram a expansão desses sistemas. O consórcio de forrageiras com milho tem se mostrado eficaz na melhoria da fertilidade do solo, aumentando o ciclo de nutrientes, o teor de matéria orgânica e a eficiência na conversão de energia pelas culturas (BERNALDI et al., 2020).

Paustian et al. (2016) destacam que, embora os solos contribuam significativamente para as emissões agrícolas, a melhoria em sua gestão pode reduzir sobremaneira essas emissões, auxiliar no sequestro de carbono atmosférico, reduzir a emissão de gases de efeito estufa e promover a resiliência dos sistemas agrícolas. A gestão sensata do solo, com foco no aumento da matéria orgânica e na restrição do ciclo do nitrogênio, contribui para a elevação da fertilidade, produtividade e

biodiversidade edáfica, além de reduzir a erosão, o escoamento superficial e a poluição hídrica, promovendo a proteção dos sistemas de cultivo e pastagens frente aos impactos das mudanças climáticas.

4.10 Análise dimensional e teoria da similaridade no contexto da modelagem ambiental

A teoria da similaridade possui base na análise dimensional e constitui uma abordagem metodológica que utiliza parâmetros adimensionais para estabelecer relações entre diferentes sistemas físicos. A análise dimensional busca transformar variáveis dimensionais em parâmetros adimensionais para serem aplicados na teoria da similaridade, com a intenção de comparar e prever o comportamento de sistemas em diferentes escalas. Essa teoria permite extrapolar resultados de experimentos em modelos reduzidos para sistemas em escala real, assegurando que as leis físicas fundamentais sejam mantidas. Essa abordagem tem sido amplamente validada em estudos recentes que demonstram sua aplicabilidade na modelagem ambiental e na construção de indicadores robustos (FERNÁNDEZ et al., 2024).

Gray e Gray (2017) explicam que a teoria da similaridade desempenha um papel fundamental para garantir que um novo sistema mantenha as condições necessárias e mínimas de similaridade com o sistema original. Isso assegura que a dinâmica e a cinemática do novo sistema sejam representativos do sistema original, o que permite uma análise precisa e confiável. Ao estabelecer essas condições de similaridade, pode-se replicar o comportamento do sistema original de maneira eficaz, facilitando o desenvolvimento e a validação de novos modelos e protótipos

A empregabilidade da teoria da similaridade em variáveis de qualidade do solo para a elaboração de índices consiste em uma ferramenta poderosa, uma vez que sua principal função é determinar os termos π (Pi) necessários ao estabelecimento da similaridade entre dois processos ou sistemas físicos, que pode ser determinada a partir da utilização do teorema π de Buckingham (JENTZSCH, 2002).

O teorema π foi abordado pela primeira vez por A. Vaschy em 1892 e mais tarde, em 1914, por E. Buckingham que o experimentou pela primeira vez e por esse motivo acabou por adotar seu nome (CURTIS; LOGAN; PARKER, 1982).

Oppenheimer, Doman e Merrick (2023) discutem que em sistemas físicos, as relações entre variáveis de entrada e saída são restritas, entretanto, pode-se substituir

variáveis dimensionais por um conjunto menor de parâmetros adimensionais, estabelecendo limitações físicas entre essas variáveis. A análise dimensional e o teorema π de Buckingham constituem métodos utilizados para impor ou verificar a similaridade dinâmica entre sistemas que operam em diferentes escalas.

O teorema π de Buckingham atua na simplificação das relações físicas complexas ao transformar variáveis dimensionais em parâmetros adimensionais e isso facilita a análise e a modelagem de sistemas físicos. Essa metodologia torna-se valiosa para criar conjuntos de dados a partir de experimentos em uma escala específica, permitindo prever o comportamento de sistemas em diferentes escalas. Aplicado principalmente na mecânica dos fluidos, hidráulica e aerodinâmica, o teorema contribui para a eficiência e precisão de modelos físicos, com produtos adimensionais como o número de Reynolds e o número de Weber (GOŁĄBEK et al., 2020; OPPENHEIMER; DOMAN; MERRICK, 2023)

A finalidade desse teorema consiste em elaborar índices a partir dos grupos adimensionais. Esses grupos constituem uma ferramenta de uso simplificado, porém fundamental em sua praticidade conferindo a possibilidade de conhecer as propriedades fundamentais de um estudo antes mesmo da realização de experimentações (FREITAS et al., 2015; FENGLER, 2018).

Li (1983) explica que o teorema de Buckingham trata-se de um sistema físico que pode ser adequadamente descrito por um certo conjunto de dimensões parâmetros e por menos parâmetros adimensionais que incorporam todas as variáveis. Neste teorema o número de parâmetros adimensionais (π) contidos em um conjunto é igual ao número de quantidades físicas consideradas (n) menos a classificação (r) da matriz determinada pelas unidades básicas necessárias.

Gray e Gray (2017) afirmam que o teorema π tem por objetivo definir parâmetros adimensionais significativos na representação do problema que está sendo considerado, além de serem utilizados para dimensionar as variáveis envolvidas a partir das suposições físicas específicas.

O teorema π de Buckingham é a base na análise dimensional e consiste em um meio simplificador de um problema físico, ao apelar à homogeneidade dimensional na redução do número de variáveis relevantes. A premissa da análise dimensional considera que a forma de qualquer equação fisicamente significativa deve ser tal que a relação entre as quantidades físicas reais permaneça válida independentemente das magnitudes das unidades básicas. Portanto, importa identificar um conjunto completo

de variáveis independentes que possam influenciar a quantidade física Q_0 , que se atribui à variável dependente (CIULLA et al., 2017).

De acordo com Sonin (2004) a análise dimensional deve ter como base um conjunto completo de grandezas independentes que definam a grandeza de interesse, ou seja, todas as grandezas com valores que afetem a grandeza de interesse devem estar incluídas independentemente de algumas terem valores invariantes nas situações em questão, e neste caso omitir uma variável independente relevante pode prejudicar fatalmente a análise.

A teoria da similaridade, baseada na análise dimensional, utiliza parâmetros adimensionais para relacionar diferentes sistemas físicos. Ela permite extrapolar resultados de modelos reduzidos para sistemas reais, mantendo as leis físicas fundamentais. O teorema π de Buckingham simplifica essa análise, facilitando a previsão do comportamento de sistemas em várias escalas. Essa metodologia revelou-se valiosa em áreas como mecânica dos fluidos, hidráulica e aerodinâmica, melhorando a eficiência e precisão dos modelos físicos. Em resumo, a teoria da similaridade e o teorema π representam ferramentas essenciais para desenvolver novos modelos e protótipos confiáveis (GOŁĄBEK et al., 2020; OPPENHEIMER; DOMAN; MERRICK, 2023).

5 MATERIAL E MÉTODOS

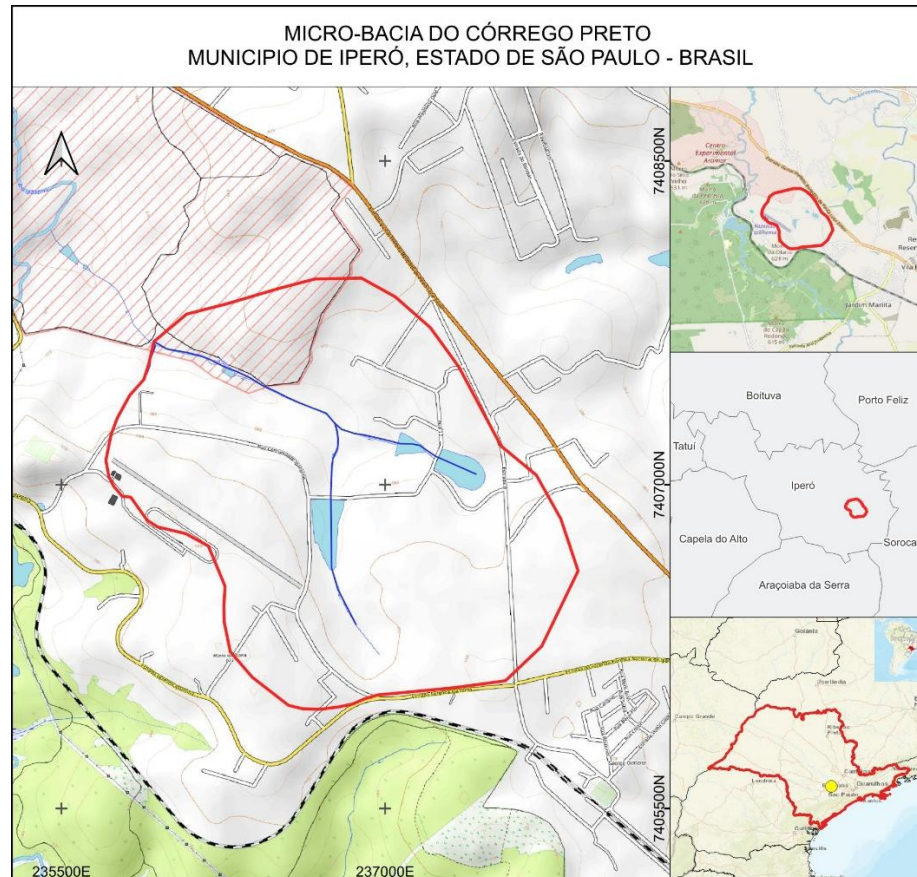
5.1 Caracterização da área de estudo

O município de Iperó, localizado a aproximadamente 116 km da capital do estado de São Paulo, está inserido na macrorregião de Sorocaba. Segundo estimativas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), sua população era de 34.913 habitantes em 2018. Em 2006, o município contava com 211 estabelecimentos agropecuários, destacando-se a produção de banana, café e laranja nas lavouras permanentes, e de cana-de-açúcar, feijão, mandioca e milho nas lavouras temporárias (IBGE, 2006; 2018; PREFEITURA DE IPERÓ, 2018 apud STEYER; BERGAMASCO; ESQUERDO, 2018).

A área experimental da presente pesquisa está situada na microbacia do Córrego Preto (MBCP), principal afluente da margem direita do rio Ipanema, pertencente à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 10 (UGRHI-10), que

abrange a bacia do rio Sorocaba e Médio Tietê. A MBCP está inserida no interior do Assentamento Ipanema e sobrepõe-se à zona de amortecimento da Floresta Nacional de Ipanema (FLONA), no município de Iperó (INCRA, 2005) (**Figura 4**).

Figura 4: Localização da área de estudo.



Fonte: Elaboração própria.

O Assentamento Ipanema, oficialmente denominado Projeto de Assentamento (PA) Ipanema, foi criado em 14 de dezembro de 1995 por meio de cessão de terras públicas. De acordo com dados do INCRA (2023), o assentamento possui uma área total de 1.743,61 hectares, com capacidade prevista para 148 famílias, das quais 147 já foram assentadas.

Além de sua relevância ambiental, a área apresenta uma dinâmica social marcada pela organização comunitária e pela luta por direitos territoriais, iniciada com a ocupação da antiga Fazenda Ipanema por cerca de 800 famílias ligadas ao Movimento dos Trabalhadores Rurais Sem Terra (MST) em 1992. Atualmente, os assentados estão organizados em cooperativas e associações, com produção voltada para programas públicos como o Programa Nacional de Alimentação Escolar (PNAE) e o Programa de Aquisição de Alimentos (PAA), além de acesso a políticas de crédito

rural como o Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar (PRONAF) e iniciativas de fortalecimento da juventude rural (FERNANDES, 2000; MST, 2022; INCRA, 2023).

A FLONA de Ipanema, criada pelo Decreto Federal nº 530, de 20 de maio de 1992, constitui uma unidade de conservação de uso sustentável, conforme definido pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) – Lei nº 9.985/2000. Com uma área de 5.069 hectares, representa o maior remanescente de vegetação nativa da microrregião de Sorocaba, sendo composta predominantemente por floresta estacional semidecidual, com ocorrência de formações de cerrado e fragmentos de floresta ombrófila densa e mista (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE et al., 1993 apud FÁVERO et al., 2004).

Do ponto de vista geológico, a região é caracterizada por sedimentos da Formação Itararé, pertencente ao Grupo Itararé da Bacia do Paraná. Esses depósitos constituem registros de eventos glaciais e pós-glaciais associados à glaciação gondwânica do Paleozoico, especialmente entre os períodos Carbonífero (354–290 Ma) e Permiano (290–248 Ma) (HOLZ et al., 2010; MILANI et al., 2007 apud CHAHUD, 2018).

O solo predominante na área é o Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVA), desenvolvido sob relevo suavemente ondulado a moderadamente ondulado (OLIVEIRA et al., 1999 apud SANTOS et al., 2015). O clima local é classificado como Cfa segundo Köppen, caracterizado por verões quentes, invernos amenos e distribuição pluviométrica relativamente uniforme ao longo do ano, com temperatura média de 22°C no mês mais quente (EMBRAPA, 2025).

A ocupação da área coincidiu com a implantação da unidade de conservação, o que confere à região uma complexa dinâmica socioambiental. A FLONA de Ipanema possui ainda relevante valor histórico e arqueológico, abrigando vestígios dos primeiros fornos de beneficiamento de ferro do Brasil, datados do século XVI, bem como estruturas da primeira siderúrgica nacional, do século XIX (FÁVERO et al., 2004, ICMBIO, 2025).

A seleção da microbacia do Córrego Preto como área experimental justifica-se pelas suas características ambientais e de uso do solo, que a tornaram adequada para a aplicação e validação de índices adimensionais de avaliação da qualidade do solo em sistemas agrossilvipastoris (MANOEL, 2020).

A inserção do Assentamento Ipanema na zona de amortecimento da FLONA estabelece uma interface estratégica entre conservação ambiental e produção rural, exigindo práticas de uso e manejo do solo compatíveis com os objetivos da unidade de conservação. A silvicultura de base ecológica, com espécies nativas e exóticas de baixo impacto, tem sido empregada como estratégia de recuperação de áreas degradadas e de promoção da conectividade ecológica. Por sua vez, a pecuária de pequena escala, embora relevante economicamente, demanda manejo adequado para evitar impactos como compactação do solo e assoreamento de corpos d'água (MANOEL, 2020; PAULA; PARRÉ, 2025).

Nesse contexto, a zona de amortecimento atua como espaço de transição regulado, onde o uso do solo deve harmonizar-se com os princípios da conservação, tornando os assentamentos rurais elementos relevantes na implementação de políticas públicas voltadas ao desenvolvimento rural sustentável e à proteção ambiental (Lei nº 9.985/2000, artigo 2º, inciso XVIII) (BRASIL, 2000).

5.2 Apresentação das variáveis de solo

A pesquisa experimental foi conduzida na microbacia do Córrego Preto (MBCP). Na área foram consideradas nove variáveis edáficas e ambientais, selecionadas com base em sua relevância para a avaliação da qualidade do solo sob diferentes condições de uso e manejo agrossilvipastoril, amplamente apresentado na literatura. A seleção dessas variáveis foi fundamentada em critérios físicos, biológicos e antrópicos, conforme sistematizado por Manoel (2020), e alinha-se aos princípios da análise ambiental integrada, que considera os componentes do meio físico, biótico e antrópico como elementos interdependentes na dinâmica do solo.

A **Tabela 1** apresenta a distribuição das variáveis segundo os componentes do diagnóstico ambiental, capacitando uma leitura estruturada dos fatores que influenciam a qualidade edáfica desse estudo. Essa abordagem metodológica encontra-se em consonância com a literatura científica sobre Latossolos tropicais, que destaca a importância da estrutura física, da cobertura vegetal e da pressão antrópica na manutenção da funcionalidade ecológica do solo (FERREIRA et al., 1999; SILVA et al., 2015; DAVARI et al., 2020).

Tabela 1: Variáveis de manejo do solo e respectivo diagnóstico ambiental.

Diagnóstico Ambiental	Variáveis indicadoras	Sigla
Meio Físico	Resistência Mecânica à Penetração do Solo	RMP
	Diâmetro Médio Geométrico do Solo	DMG
	Coefficiente de Permeabilidade do Solo	k
Meio Biótico	Cobertura Natural (Floresta)	CN
	Matéria Orgânica do Solo	MOS
	Profundidade Efetiva do Solo	PER
Meio Antrópico	Área de Manejo Agrossilvipastoril	MA
	Área de Solo Exposto	SE
	Pressão Antrópica Analógica	PAA

Fonte: Adaptado de MANOEL (2020).

As variáveis selecionadas (**Tabela 1**) foram integradas por meio da aplicação da Análise Dimensional (AD), resultando em expressões adimensionais utilizadas nesta pesquisa. Esse procedimento metodológico permitiu combinar variáveis com diferentes unidades físicas em relações matemáticas sem dimensão, conforme detalhado na seção seguinte.

5.3 Aplicação do método de análise dimensional nas variáveis

O método da Análise Dimensional (AD) foi aplicado ao conjunto de variáveis edáficas selecionadas, conforme os fundamentos teóricos estabelecidos por LEGENDRE & LEGENDRE (2012) e FENGLER (2018), que orientam a formulação de relações funcionais entre variáveis físicas por meio da homogeneização dimensional.

O primeiro passo consistiu na elaboração de uma matriz dimensional, na qual cada variável foi representada por suas respectivas dimensões fundamentais, expressas segundo o Sistema Internacional de Unidades (SI) (**Tabela 2**).

Tabela 2: Sistema Internacional (SI) de unidades e dimensões físicas fundamentais (MLT).

Grandeza	Unidade (SI)	Símbolo (SI)
<i>Comprimento (L)</i>	Metro	m
<i>Massa (M)</i>	Quilograma	kg
<i>Tempo (T)</i>	Segundo	s

Obs.: mass (M), length (L) e time (T) a sigla MLT vem dos termos em inglês.

A **Tabela 3** apresenta a matriz dimensional construída a partir das variáveis selecionadas. Nessa matriz, cada linha corresponde a uma variável do estudo,

enquanto as colunas representam as dimensões fundamentais de massa (M), comprimento (L) e tempo (T), conforme o Sistema Internacional de Unidades (SI).

Tabela 3: Matriz de dimensões das variáveis, unidades originais e no SI).

Variáveis	Unidade da variável	Unidade (SI)	Grandezas Fundamentais		
			M	L	T
RMP	MPa	Pa/ kgf/m ²	1	-1	-2
DMG	mm	m	0	1	0
k	cm/s	m/s	0	1	-1
CN	m ²	m ²	0	2	0
MOS	g/dm ³	kg/m ³	1	-3	0
PER	cm	m	0	1	0
MA	m ²	m ²	0	2	0
SE	m ²	m ²	0	2	0
PAA	MPa	Pa	1	-1	-2

Fonte: Adaptado de MANOEL (2020).

As unidades originais das variáveis foram decompostas em suas respectivas dimensões fundamentais, de acordo com as unidades dimensionais do SI: massa (M), comprimento (L) e tempo (T) como visto na **Tabela 3**. A conversão buscou garantir a consistência matemática do método e permitiu identificar as combinações de variáveis que resultaram em grandezas adimensionais. A partir dessa matriz, foram aplicadas técnicas de álgebra linear para a obtenção dos vetores nulos, os quais definem os termos π utilizados nas análises subsequentes.

A matriz dimensional (**Tabela 3**) foi transposta em linhas conforme as dimensões MLT para cada coluna de variável indicadora do solo, resultando em uma matriz dimensional conforme o modelo (**Matriz 1**).

$$\begin{array}{c} M \\ L \\ T \end{array} \begin{array}{ccccc} V_1 & V_2 & V_3 & \dots & V_n \\ \left[\begin{array}{ccccc} m_{1,1} & m_{1,2} & m_{1,3} & \dots & m_{1,n} \\ l_{1,1} & l_{1,2} & l_{1,3} & \dots & l_{1,n} \\ t_{1,1} & t_{1,2} & t_{1,3} & \dots & t_{1,n} \end{array} \right] \end{array} \quad \text{Matriz 1}$$

Onde, M , L e T representam as dimensões de massa, comprimento e tempo de cada variável, respectivamente; $V_1, V_2, V_3, \dots, V_n$ representam as variáveis de solo; $m_{1,1}; m_{1,2}; m_{1,3}, \dots, m_{1,n}$ são os expoentes das dimensões da massa nas variáveis de solo $V_1, V_2, V_3, \dots, V_n$, respectivamente; $l_{1,1}; l_{1,2}; l_{1,3}, \dots, l_{1,n}$ correspondem ao expoente da dimensão de comprimento nas variáveis do solo $V_1, V_2, V_3, \dots, V_n$, respectivamente; $t_{1,1}; t_{1,2}; t_{1,3}, \dots, t_{1,n}$ representam o expoente da dimensão de tempo nas variáveis de solo $V_1, V_2, V_3, \dots, V_n$, respectivamente.

Os parâmetros adimensionais (π -termos) resultaram da aplicação do Teorema π de Buckingham nas variáveis indicadoras (**Tabela 1**). A aplicação do Teorema dos π -termos de Vaschy Buckingham nas variáveis de solo teve por objetivo estabelecer a quantidade de índices adimensionais (π -termos) resultantes dessas relações. A formula matemática consiste da subtração do número de dimensões primitivas (MLT) do conjunto de variáveis utilizadas (9) (**Equação 1**).

$$A = n - r \quad \text{Equação 1}$$

Onde, A = número de π -termos resultantes; n = número de variáveis indicadoras de manejo do solo; r = número de dimensões primitivas (MLT). Os π -termos resultantes da **Equação 1** foram organizados conforme a **Equação 2**, em uma função que resultou em zero, confirmando a adimensionalidade dos π -termos.

$$f(\pi_1, \pi_2, \pi_3, \pi_4, \pi_5, \pi_6) = 0 \quad \text{Equação 2}$$

Assim, os expoentes $x_1, x_2, x_3, \dots, x_n$ das variáveis de solo de cada índice foram determinados, de modo que o produto (π -termo) fosse um número adimensional (**Equação 3**).

$$\pi = V_1^{x_1} * V_2^{x_2} * V_3^{x_3} * \dots * V_n^{x_n} \quad \text{Equação 3}$$

Onde, π representa a função adimensional que descreve o produto resultante da relação entre as variáveis de solo; $V_1, V_2, V_3, \dots, V_n$ são, respectivamente, as variáveis recebem a mesma dimensão de π ; $x_1, x_2, x_3, \dots, x_n$ representam aos expoentes das variáveis de solo; A solução para os expoentes $x_1, x_2, x_3, \dots, x_n$ das variáveis resultou da decomposição das dimensões primitivas (**Equação 4**), se repetindo para cada π -termo resultante.

$$\pi = [M^a L^b T^c]^x * [M^d L^e T^f]^{x_2} * [M^g L^h T^i]^{x_3} * \dots * [M^w L^y T^z]^{x_n} \quad \text{Equação 4}$$

Ao desenvolver essa potenciação, vem a **Equação 5**.

$$\pi = [M^{(ax_1+dx_2+gx_3+\dots+wx_n)} L^{(bx_1+ex_2+hex_3+\dots+yx_n)} T^{(cx_1+fx_2+ix_3+\dots+zx_n)}] \quad \text{Equação 5}$$

Como os produtos de π são adimensionais, os expoentes de cada dimensão (M, L, T) devem ser iguais a zero, resultando em um sistema de equações semelhante a **Equação 6**.

$$\begin{aligned} ax_1 + dx_2 + gx_3 + \dots + wx_n &= 0 \\ bx_1 + ex_2 + hx_3 + \dots + yx_n &= 0 \\ cx_1 + fx_2 + ix_3 + \dots + zx_n &= 0 \end{aligned} \quad \text{Equação 6}$$

Os resultados da **Equação 6** foram representados em uma matriz, como mostra o modelo (**Matriz 2**).

$$\begin{bmatrix} a_1 & d_2 & g_3 & \dots & w_n \\ b_1 & e_2 & h_3 & \dots & y_n \\ c_1 & f_2 & i_3 & \dots & z_n \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x_1 \\ x_2 \\ \vdots \\ x_n \end{bmatrix} = 0 \quad \text{Matriz 2}$$

Para a determinação dos termos adimensionais (π -termos), foi necessário selecionar um subespaço dentro do conjunto total de variáveis de solo, com o objetivo de estabelecer relações funcionais entre essas variáveis e as demais. A escolha das variáveis para compor o subespaço constitui uma etapa crítica na aplicação do método de Análise Dimensional, pois influencia diretamente a consistência e a validade dos produtos adimensionais gerados. Embora a seleção do subgrupo de variáveis seja, em princípio, opcional, ela exige critérios rigorosos, especialmente no que tange à independência dimensional das variáveis escolhidas. Para que o subespaço seja matematicamente viável, o determinante da matriz formada por essas variáveis deve ser diferente de zero, garantindo a linearidade e a não redundância entre as dimensões envolvidas (FENGLER, 2018).

Com base nesses critérios, foram selecionadas três variáveis representativas dos componentes físico, biótico e antrópico do diagnóstico ambiental. A escolha visou assegurar a diversidade dimensional necessária, contemplando três variáveis com dimensões distintas: três com dimensão de comprimento (L), duas com dimensão de massa (M) e uma com dimensão de tempo (T), conforme apresentado na **Tabela 4**.

Tabela 4: Subespaço entre as variáveis de solo selecionado para a análise.

Dimensão	RMP (Pa)	MOS (kg/m ³)	MA (m ²)
M	1	1	0
L	-1	-3	2
T	-2	0	0

Fonte: Adaptado de MANOEL (2020). Legenda: Matéria Orgânica do Solo (MOS), Resistência Mecânica à Penetração do Solo (RMP) e Área de Manejo Agrossilvipastoril (MA).

O subespaço resultante apresentou determinante igual a quatro (4), confirmando sua adequação para a aplicação do método. O passo subsequente consistiu na inversão da matriz do subespaço selecionado (y), a fim de viabilizar sua multiplicação pela matriz dimensional excedente (z). Essa operação resultou na matriz solução X , que contém os coeficientes necessários para a formulação dos termos adimensionais (π -termos). A relação matricial que expressa esse procedimento está formalizada na **Equação 7**.

$$X = y^{-1} \times (-1 \times z) \quad \text{Equação 7}$$

A aplicação do procedimento descrito na **Equação 7** resultou na obtenção dos produtos adimensionais (π -termos). Os π -termos derivaram da combinação da matriz identidade associada à matriz dimensional excedente (z) com a transposta da matriz solução (X^t). Essa operação permitiu a construção dos vetores que compõem os π -termos, que sintetizam as relações funcionais entre as variáveis do estudo em forma adimensional. Os resultados obtidos por meio desse processo estão sistematizados na **Tabela 5**.

Tabela 5: Matriz solução (X^t) dos π -termos (índices adimensionais).

π - termos	DMG (m)	CN (m ²)	PER (m)	SE (m ²)	k (m/s)	PAA (Pa)	MOS (kg/m ³)	RMP (Pa)	MA (m ²)
π_1	1	0	0	0	0	0	0	0	-0,5
π_2	0	1	0	0	0	0	0	0	-1,0
π_3	0	0	1	0	0	0	0	0	-0,5
π_4	0	0	0	1	0	0	0	0	-1,0
π_5	0	0	0	0	1	0	0,5	-0,5	0
π_6	0	0	0	0	0	1	0	-1,0	0

Fonte: Adaptado de MANOEL (2020).

Legenda: Resistência Mecânica à Penetração do Solo (RMP), Diâmetro Médio Geométrico (DMG), Coeficiente de Permeabilidade do solo (k), Cobertura Natural (CN), Matéria Orgânica do Solo (MOS), Profundidade Efetiva do Solo (PER), Área de Manejo agrossilvipastoril (MA), Área de Solo Exposto (SE) e Pressão Antrópica Analógica no Manejo do Solo (PAA).

De acordo com Fengler (2018), o número de produtos adimensionais (π -termos) obtidos por meio da Análise Dimensional, é equivalente à ordem da matriz identidade utilizada na resolução do sistema de equações. Cada π -termo representa uma combinação funcional única e independente das variáveis originais, sendo considerado um parâmetro singular dentro do conjunto de índices gerados. Essa

independência estrutural entre os π -termos permite a formulação de equações gerais que sintetizam, de forma não redundante, os diferentes aspectos do sistema analisado, conferindo a cada índice adimensional uma função interpretativa específica e autônoma.

Com o objetivo de simplificar a análise e ampliar a aplicabilidade dos resultados, os seis índices adimensionais obtidos (**Tabela 5**) foram organizados em dois grupos distintos, conforme sua função na avaliação da qualidade do solo em diferentes contextos de uso e manejo (**Tabelas 6 e 7**).

5.3.1 Agrupamento funcional e aplicabilidade dos índices adimensionais na avaliação do solo

A **Tabela 6** apresenta o primeiro grupo, os índices adimensionais espaciais, composto pelos π -termos π_2 (Índice Relativo de Área Natural – IRAN) e π_4 (Índice Relativo ao Solo Exposto – IRSE). Ambos os índices foram obtidos por meio da razão entre variáveis espaciais fundamentais: o IRAN resulta da divisão da área de cobertura natural (CN) pela área total de manejo agrossilvipastoril (MA), enquanto o IRSE é calculado pela razão entre a área de solo exposto (SE) e a mesma área de manejo (MA).

Tabela 6: Grupo de índices adimensionais espaciais.

π -termos	Nome do Índice	Índice
π_2	Índice Relativo de Área Natural (IRAN)	$IRAN = \frac{CN (m^2)}{MA (m^2)}$
π_4	Índice Relativo ao Solo Exposto (IRSE)	$IRSE = \frac{SE (m^2)}{MA (m^2)}$

Fonte: Adaptado de MANOEL (2020).

Ambos os índices (**Tabela 6**) variam no intervalo [0, 1], sendo que o valor unitário representa o limite assintótico superior, correspondente à totalidade da área de manejo ocupada por cobertura natural (no caso do IRAN) ou por solo exposto (no caso do IRSE). No contexto do preparo do solo, áreas de manejo reduzidas tendem a refletir menor grau de modificação antrópica, o que implica em maior qualidade ambiental. Assim, valores elevados de IRAN estão associados a áreas predominantemente naturais e pouco manejadas, enquanto valores elevados de IRSE indicam maior exposição do solo e, conseqüentemente, maior potencial de degradação estrutural.

A **Tabela 7** apresenta o segundo grupo de índices adimensionais, relacionados diretamente à experimentação do solo sob manejo. Esses índices foram formulados com o objetivo de representar a qualidade funcional e a intensidade da intervenção humana sobre o sistema edáfico.

Tabela 7: Grupo de índices adimensionais relacionados com o manejo do solo.

π -termos	Nome do Índice	Índice
π_1	Índice de Degradação Estrutural do Manejo Agrossilvipastoril (DEMA)	$DEMA = \frac{DMG}{\sqrt{MA}}$
π_3	Índice de Qualidade da Profundidade Efetiva das Raízes no Manejo do Solo (PEMA)	$PEMA = \frac{PER}{\sqrt{MA}}$
π_5	Índice de Qualidade da Permeabilidade no Manejo Agrossilvipastoril (QPMA)	$QPMA = k * \left(\frac{\sqrt{MOS}}{\sqrt{RMP}} \right)$
π_6	Índice de Pressão Antrópica Análogica no Manejo Agrossilvipastoril (PAMA)	$PAMA = \frac{PAA}{RMP}$

Fonte: Adaptado de MANOEL (2020).

Os índices π_1 (DEMA) e π_3 (PEMA) foram construídos com base na razão entre o diâmetro médio geométrico dos agregados (DMG) e a profundidade efetiva das raízes (PER), respectivamente, e a raiz quadrada da área de manejo (\sqrt{MA}). A inclusão desse termo confere comportamento assintótico aos índices, refletindo a tendência de estabilização da degradação estrutural em áreas de manejo reduzidas. Essa formulação está fundamentada na interpretação dimensional de que a raiz quadrada da área representa uma medida linear associada à intensidade do manejo, enquanto seu inverso expressa a intensidade relativa da modificação do solo.

Os índices π_5 (QPMA) e π_6 (PAMA) foram concebidos para representar, respectivamente, a eficiência funcional do solo em termos de permeabilidade hídrica e a intensidade relativa da intervenção antrópica sobre sua estrutura física. O QPMA integra a permeabilidade do solo (k), a matéria orgânica do solo (MOS), promotora de estabilidade estrutural, com a resistência mecânica à penetração (RMP), indicadora de compactação. Já o PAMA expressa a razão entre a pressão antrópica analógica (PAA) e a resistência física do solo (RMP), refletindo o grau de sobrecarga estrutural imposta ao sistema edáfico.

Os quatro índices adimensionais de avaliação da qualidade do manejo apresentados capacitam uma avaliação integrada da sustentabilidade estrutural do solo em diferentes contextos de uso, sendo fundamentais para o diagnóstico da qualidade edáfica em sistemas agrossilvipastoris.

Os tópicos a seguir descrevem, de forma detalhada, os procedimentos metodológicos adotados para a determinação das variáveis que compõem os dois grupos de índices, bem como os critérios técnicos e conceituais utilizados em sua formulação e análise.

5.4 Determinação dos índices adimensionais espaciais

A avaliação da fragilidade ambiental espacial da bacia hidrográfica do Córrego Preto foi conduzida com base na construção e integração de dois índices adimensionais: o Índice Relativo de Área Natural (IRAN) e o Índice Relativo ao Solo Exposto (IRSE). Esses índices foram calculados a partir de dados de uso e cobertura da terra obtidos por inspeções de campo e imagens de satélite da plataforma Bing, com vetorização e classificação temática realizadas no ambiente do Sistema de Informação Geográfica QGIS 3.34.4.

As classes temáticas consideradas no uso da terra foram: floresta, manejo anual, manejo perene, pastagem, solo exposto e urbanização. As variáveis espaciais foram quantificadas em metros quadrados (m²), sendo a cobertura natural (CN) representada exclusivamente pelas áreas de floresta; o solo exposto (SE), pela soma das áreas de solo exposto e urbanização; e a área de manejo (MA), pela soma das áreas de manejo anual, manejo perene, pastagem, solo exposto e urbanização. A partir dessas variáveis, foram definidos os índices IRAN e o IRSE.

Para garantir a comparabilidade entre os índices e viabilizar sua integração em análises compostas, os valores de IRAN e IRSE foram normalizados por meio da função logística sigmoide, amplamente utilizada em modelagens ambientais e análises multicritério (EASTMAN, 2001; JENSEN, 1996; OECD, 2008; CHIDIAC et al., 2023). Essa função transforma os dados em uma escala contínua entre 0 e 1, sem atingir os extremos, assegurando suavidade na transição entre classes e evitando distorções provocadas por valores atípicos. A **Equação 8** foi utilizada para a normalização dos dados.

$$F(x) = \frac{1}{1+e^{-k(x-x_0)}}$$

Equação 8

Onde: $F(x)$ representa o valor normalizado (logístico); x trata-se do valor original do índice (IRSE ou IRAN); x_0 constitui o ponto de inflexão da curva, neste estudo, $x_0 = 0,2$; k representa o coeficiente de inclinação da curva, neste estudo, $k = 10$.

Essa parametrização foi determinada para acentuar a sensibilidade da função em torno do valor crítico de 0,2, permitindo identificar com maior precisão as áreas com maior pressão antrópica ou menor cobertura natural.

Com base nos valores normalizados, foi desenvolvido o Índice Adimensional Espacial de Fragilidade Ambiental (IAFA), que integra, de forma equilibrada, os fatores que contribuem para a degradação ambiental e aqueles que atuam como elementos de proteção. A **Equação 9** adotada para esse índice foi a seguinte:

$$IAFA = IRSE_{logistic} + (1 - IRAN_{logistic}) / 2 \quad \text{Equação 9}$$

Nessa estrutura, o solo exposto atua como intensificador da fragilidade, enquanto a cobertura natural exerce função mitigadora. O complemento de IRAN inverte seu efeito protetor, permitindo a soma coerente dos componentes. A média aritmética entre os dois termos garante que o índice final permaneça dentro da escala de 0 a 1, assegurando equilíbrio entre os fatores e facilitando a interpretação dos resultados.

Para o cálculo e espacialização dos três índices, a bacia foi compartimentada em nove unidades territoriais, com base na altimetria do perfil longitudinal do Córrego Preto, obtido via Google Earth Pro. Foram consideradas as zonas alta, média e baixa, com subdivisão lateral (direita e esquerda), resultando nas unidades: AD1, AD2, AE1, MD1, MD2, ME1, ME2, BD e BE. Essa compartimentação subsidiou a aplicação dos índices IRAN, IRSE e IAFA, permitindo a avaliação espacial da fragilidade ambiental da MBCP.

Os índices $IRSE_{logistic}$ e $IRAN_{logistic}$ foram avaliados por meio de análise estatística descritiva (média, mediana, desvio padrão, mínimo, máximo e coeficiente de variação), a fim de avaliar a consistência e a distribuição dos índices espaciais. Em complemento foi elaborada a visualização gráfica dos dados, com histogramas com curva de densidade e boxplots, com a intenção de observar padrões de distribuição e dispersão dos dados.

Por outro lado, o índice IAFA foi submetido a testes estatísticos inferenciais para avaliar sua consistência e comportamento. Aplicou-se o teste de normalidade de Shapiro-Wilk, que indicou aderência dos dados à distribuição normal. A correlação

linear de Pearson foi utilizada para examinar a força e a direção das associações entre os componentes do modelo. Por fim, foi ajustado um modelo de regressão linear múltipla, com IRSE_logistic e IRAN_logistic como variáveis preditoras do IAFA. A qualidade do ajuste, por fim, foi avaliada por meio da análise gráfica dos resíduos.

5.5 Determinação dos índices experimentais de qualidade do manejo

Os índices experimentais DEMA, PEMA, QPMA e PAMA foram concebidos com o propósito de avaliar, de forma integrada e multidimensional, a qualidade estrutural do solo e a intensidade da pressão antrópica em distintos sistemas de uso e manejo da terra. A abordagem adotada visa à construção de indicadores adimensionais, sensíveis às variações de manejo e capazes de subsidiar diagnósticos ambientais em escala de microbacia.

As coletas de dados foram conduzidas em cinco tratamentos representativos, a saber: floresta estacional semidecidual secundária (Mata Atlântica), silvicultura de *Eucalyptus spp.* (eucalipto), cultivo anual de *Zea mays L.* (milho), cultivo perene de *Musa spp.* (banana nanica) e pastagem do gênero *Paspalum notatum* (sin. grama-batatais) na MBCP. Para cada sistema de uso, foram definidos seis pontos amostrais georreferenciados, totalizando 30 unidades experimentais.

A disposição espacial dos pontos seguiu um delineamento sistemático regular, com espaçamento de 30 metros entre pontos consecutivos nos eixos longitudinal e transversal, utilizando-se como referência 30 passadas de um metro em campo. A delimitação e o planejamento amostral foram realizados com o suporte do software QGIS (versão 3.34.4), assegurando representatividade espacial e padronização do esforço amostral.

As análises estatísticas foram conduzidas nas plataformas RStudio e Microsoft Excel. No ambiente R, foram empregados pacotes especializados como *ggplot2*, *dplyr*, *reshape2*, *car*, *ggpubr*, *multcompView*, *gridExtra*, *PMCMRplus*, *FSA* e *rstatix*, que possibilitaram a execução de testes paramétricos (ANOVA, Tukey HSD, Shapiro-Wilk, Levene) e não paramétricos (Friedman, Dunn com correção de Holm), conforme os pressupostos estatísticos de cada conjunto de dados. As análises foram complementadas por representações gráficas descritivas, diagnósticas e comparativas, incluindo boxplots, gráficos de resíduos, QQ-plots e médias dos ranks. O Microsoft Excel foi utilizado no tabelamento dos dados.

As variáveis e os índices adimensionais foram submetidos à verificação dos pressupostos de normalidade (teste de Shapiro-Wilk) e homogeneidade de variâncias (teste de Levene), com inspeção visual adicional por meio de gráficos QQ-Plot.

Para os conjuntos de dados que atenderam aos pressupostos paramétricos, foi aplicada análise de variância (ANOVA) de um fator, seguida do pós-teste de Tukey HSD para comparações múltiplas. Nos casos em que os dados não apresentaram distribuição normal ou variâncias homogêneas, optou-se pela aplicação do teste de Friedman, seguido do teste de Dunn com correção de Holm, visando ao controle do erro tipo I e à robustez inferencial das comparações.

A análise do índice PEMA foi conduzida com base em uma abordagem interpretativa, centrada na avaliação funcional da profundidade efetiva das raízes em diferentes sistemas de manejo. Os valores obtidos foram classificados conforme os limites estabelecidos nas classes interpretativas, permitindo identificar o grau de restrição ou favorecimento ao crescimento radicular em cada uso da terra. Embora o índice permita a obtenção de valores contínuos, não foram aplicados testes estatísticos inferenciais devido à ausência de variabilidade intra-grupo nos dados, inviabilizando a aplicação de testes baseados em diferenças entre médias.

A integração dos índices PEMA e DEMA resultou na formulação do Índice Composto de Qualidade do Manejo do Solo (ICQMS), estruturado com base na mesma lógica de construção do Índice de Avaliação da Fragilidade Ambiental (IAFA).

5.5.1 Determinação do diâmetro médio geométrico dos agregados do solo [DMG]

A determinação do Diâmetro Médio Geométrico dos agregados do solo (DMG) foi realizada com base no método de estabilidade de agregados por tamisamento a seco, conforme descrito por DONAGEMMA et al. (2011). As amostras de solo foram coletadas na camada superficial de 0 a 15 cm de profundidade, acondicionadas e transportadas para o Laboratório de Água e Solos da UNESP no Campus de Sorocaba, onde foram submetidas às análises laboratoriais.

No laboratório, as amostras foram inicialmente secas a 40 °C, seguidas por fragmentação manual e quarteamento. Para os tratamentos com eucalipto, milho, banana e pastagem, foram utilizados 300 g de solo seco, enquanto para o tratamento com floresta foram utilizados 250 g. O peneiramento foi realizado por 5 minutos,

utilizando tamises com aberturas decrescentes (de 4,75 mm a 0,30 mm), permitindo a classificação granulométrica dos agregados. A **Figura 5** (partes **A a F**) ilustra detalhadamente os procedimentos adotados durante a coleta em campo e a análise laboratorial das amostras.

Figura 5: Procedimentos de coleta e análise do DMG.



Passos: A) Coleta da amostra em campo; B) Secagem da amostra a 40°C; C) Amostras pós secagem; D) Peneiras selecionadas; E) Tempo de agitação estabelecido; F) pesagem dos conteúdos das peneiras em balança de precisão após agitação.

O cálculo do DMG procedeu da seguinte maneira: Com base na massa retida em cada peneira, foi calculado o índice de agregação e, posteriormente, o DMG, conforme a metodologia de MAZURAK (1950), expressa pela seguinte **Equação 10**.

$$DMG = 10x \left[\frac{\sum_{i=1}^n (z_i * \log_{10} y_i)}{\sum_{i=1}^n z_i} \right] \quad \text{Equação 10}$$

Onde, n corresponde ao número de classes de tamanho de agregados; z_i é a massa da classe i e y_i é a média aritmética dos limites inferior e superior da classe. A

avaliação do DMG nessa pesquisa seguiu os critérios propostos por MADARI (2004), conforme estabelecido na **Tabela 8**.

Tabela 8: Escala de valores para avaliação do DMG do solo.

Granulometria do solo	Valores DMG (mm)	Valores DMG (m)
Macroagregados	8	0,008
	4	0,004
	2	0,002
	1	0,001
	0,5	0,0005
	0,25	0,00025
Microagregados	0,125	0,000125
	0,053	0,000053

Fonte: Adaptado de MADARI (2004).

5.5.2 Determinação da profundidade efetiva das raízes no solo [PER]

A variável Profundidade Efetiva das Raízes (PER) foi estimada por meio de levantamento bibliográfico sistemático, em virtude da inviabilidade técnica e logística de sua mensuração direta em campo. A adoção dessa abordagem metodológica deveu-se a restrições operacionais relacionadas à necessidade de equipamentos especializados, à elevada demanda de tempo e à complexidade dos procedimentos de escavação e observação direta do sistema radicular em diferentes usos da terra.

A profundidade efetiva das raízes é definida como a espessura máxima do solo que permite o crescimento radicular em densidade suficiente, sem impedimentos físicos ou químicos significativos, garantindo suporte estrutural, acesso à água e nutrientes, e estabilidade funcional do sistema radicular. Sua determinação direta requer técnicas invasivas, como trincheiras, monólitos ou perfis radiculares, que, embora precisas, são de difícil execução em estudos com múltiplos tratamentos e replicações (ZHANG et al., 2024; LIU et al., 2025; GARCÍA et al., 2024).

Diante desse contexto, optou-se pela utilização de dados secundários consolidados na literatura científica. Essa abordagem permitiu a incorporação de valores representativos, assegurando a comparabilidade entre os tratamentos do estudo e a consistência metodológica da análise. As referências utilizadas incluem estudos de Dos Santos et al. (2004) e EMBRAPA (1999), os quais apresentam dados sistematizados com base em levantamentos de campo e caracterizações morfofuncionais do solo.

A avaliação da profundidade efetiva das raízes (PER) adotada neste estudo segue os critérios estabelecidos por Spera et al., 2002, Dos Santos et al. (2004) e EMBRAPA (1999), conforme apresentado na **Tabela 9**.

Tabela 9: Escala de valores relacionados a PER extraídos da literatura.

Tipo	PER (cm)	PER (m)
Solos rasos	≤ 50	$\leq 0,5$
Pouco profundo	51 a ≤ 100	0,51 a ≤ 1
Profundo	101 a ≤ 200	1,1 a ≤ 2
Muito profundo	>201	$>2,1$

Fonte: SPERA et al., 2002; DOS SANTOS et al. (2004) e EMBRAPA (1999).

5.5.3 Determinação da resistência mecânica a penetração no solo [RMP]

A variável resistência mecânica à penetração do solo (RMP) foi determinada em campo com a utilização de um penetrômetro de impacto, conforme a metodologia descrita por STOLF (1991). Os dados obtidos foram processados em planilha eletrônica no Microsoft Excel, com o auxílio de um script em Visual Basic for Applications (VBA), que converteu os valores de impacto em diferentes unidades: impactos por decímetro (impactos/dm), quilograma-força por centímetro quadrado (kgf/cm^2) e mega Pascal (MPa). O procedimento adotado para a obtenção dessa variável está detalhado na **Figura 6**.

Figura 6: Procedimentos de coleta e análise da RMP



Procedimentos: A) Manuseio do aparelho; B) Queda livre do embolo do aparelho; C) Verificando a profundidade da haste do aparelho no solo.

O cálculo da resistência à penetração com base no número de impactos foi realizado por meio da **Equação 11**, desenvolvida por Stolf (1991a).

$$RMP = (5,6 + 6,89 \times \left(\frac{N}{D-A} \times 10\right) \times 0,0981)) \quad \text{Equação 11}$$

A resistência mecânica à penetração do solo (RMP) é expressa em mega Pascal (MPa), sendo calculada com base no número de impactos (N) necessários para a obtenção da leitura. As variáveis A e D correspondem, respectivamente, às leituras de profundidade anteriores e posteriores à aplicação dos impactos, ambas expressas em centímetros.

Para interpretação dos resultados, adotou-se a classificação de CANARACHE (1991), que associa faixas de RMP ao grau de limitação física à penetração radicular, conforme apresentado na **Tabela 10**.

Tabela 10: Valores atribuídos à RMP do solo.

Classes RMP	Limites (MPa)	Limites (Pa)	Limitação
Muito Baixa	< 1,1	<1,1E6	Sem limitação
Baixa	1,1 a 2,5	1,1E6 a 2,5 E6	Pouca limitação
Média	2,6 a 5,0	2,6E6 a 5E6	Algumas Limitações
Alta	5,1 a 10	5,1E6 a 10E6	Sérias limitações

Fonte: Adaptado de CANARACHE (1991).

5.5.4 Determinação da permeabilidade do solo [k]

A condutividade hidráulica do solo (k), também referida como permeabilidade do solo, foi determinada in situ por meio do permeâmetro de Guelph, conforme os protocolos experimentais estabelecidos por REYNOLDS e ELRICK (1987). Os ensaios foram conduzidos utilizando o método de estágio único, com área efetiva de infiltração de 35,22 cm² e sob regime de carga hidráulica constante.

A escavação dos poços de ensaio foi padronizada com 15 cm de profundidade e 6 cm de diâmetro, assegurando uniformidade na aplicação do método. As alturas da lâmina de água (H) foram ajustadas conforme o tipo de uso da terra, respeitando as condições específicas de infiltração de cada sistema.

A estabilização da taxa de infiltração foi monitorada por meio da razão entre a variação do nível de água no reservatório (ΔL) e o tempo (Δt). O regime permanente foi considerado atingido quando essa razão se manteve constante em quatro

medições consecutivas, conforme os critérios estabelecidos por SOTO, CHANG e VILAR (2009). A **Figura 7** (A, B, C, D, E e F) apresenta os procedimentos adotados em campo para determinar a permeabilidade do solo (k) com o permeômetro de Guelph.

Figura 7: Procedimentos de coleta e análise da permeabilidade (Kfs).



Procedimentos: A) Limpeza da região de coleta; B) Abertura do poço; C) Instalação do aparelho; D) Determinação da carga do aparelho; E) Abastecendo o aparelho com a água; F) Analisando a permeabilidade (k) em função do tempo e altura da água.

A estimativa da condutividade hidráulica saturada (Kfs) e do fator de macroporosidade (ϕGm) foi realizada com base em equações que integram o fluxo de água, a carga hidráulica, o raio do poço e o parâmetro α . As **Equações 12 e 13**.

$$Kfs = \frac{Ci \times Qi}{(2\pi H^2 + \pi a^2 C + 2\pi H/\alpha)}$$

Equação 12

$$\phi Gm = \frac{Ci \times Qi}{[(2\pi H^2 + \pi a^2 C)\alpha + 2\pi H]}$$

Equação 13

As **Equações 12** e **13** calculam os parâmetros Kfs e ϕGm , respectivamente. Ambas as equações têm a mesma estrutura geral, que é a multiplicação da concentração inicial (Ci) pelo fluxo de água (Qi), dividido por um termo que depende da altura da água (H), do raio do furo de sondagem (a), da condutividade hidráulica do solo (C) e de um parâmetro α (REYNOLDS e ELRICK,1987).

Este último foi estimado empiricamente com base nas características estruturais e texturais do solo, conforme os valores de referência propostos por ELRICK et al. (1989), apresentados na **Tabela 11**.

Tabela 11: α determinado com base em considerações estruturais e texturais.

α (cm-1)	TIPO DE SOLO
0,01	Argilas compactas (aterros, liners, sedimentos lacustres e marinhos)
0,04	Solos de textura fina, principalmente sem macroporos e fissuras.
0,12	Argilas até areias finas com alta a moderada quantidade de macroporos e fissuras.
0,36	Areia grossa inclui solos com macroporos e fissuras

Fonte: ELRICK et al (1989)

A avaliação da permeabilidade do solo (k) foi realizada com base em faixas de permeabilidade típicas, conforme a **Tabela 12**.

Tabela 12: Escala de valores atribuídos ao coeficiente de permeabilidade (k) para o estudo.

Permeabilidade (k)	Tipo de solo	k (cm/s)	k (m/s)	
Alta	Pedregulhos	$>1E-03$	$>10E-2$	
	Areia	$10E-3$ a $10E-5$	$10E-2$ a $10E-4$	
Solos Permeáveis	Baixa	$10E-5$ a $10E-7$	$10E-4$ a $10E-6$	
	Muito Baixa	Argila	$10E-7$ a $10E-9$	$10E-6$ a $10E-8$
Solos Impermeáveis	Extremamente baixa	Argila	$<10E-9$	$<10E-8$

Fonte: ELRICK et al. (1989); HILLEL (1998); SCHOENHOLTZ et al. (2000).

5.5.5 Determinação da Pressão antrópica analógica [PAA]

A variável Pressão Antrópica Analógica (PAA) foi concebida como um indicador semiquantitativo da intensidade de intervenção humana sobre o solo, com base em critérios técnico-científicos aplicados a diferentes sistemas de uso e manejo da terra. Sua formulação foi desenvolvida por um grupo de pesquisadores do Instituto de Ciência e Tecnologia (ICTS) da Universidade Estadual Paulista (Unesp), campus de Sorocaba, a partir de uma abordagem ad hoc, fundamentada em analogias funcionais

entre o tipo de uso da terra, as práticas de manejo adotadas e seus efeitos potenciais sobre a estrutura e funcionalidade do solo (MANOEL, 2020).

A metodologia ad hoc adotada para a definição da PAA consistiu na atribuição de valores escalares crescentes, expressos em unidades de pressão (MPa e Pa), a diferentes categorias de uso agrossilvipastoril, considerando o grau de conservação ou degradação associado a cada prática. Essa ponderação foi realizada por especialistas com base em conhecimento empírico, evidências técnicas e literatura especializada, permitindo a construção de uma escala ordinal de pressão antrópica.

A PAA, portanto, não representa uma medida direta, mas sim uma representação analógica da intensidade de uso, que permite integrar qualitativamente os efeitos do manejo sobre o solo em análises comparativas e na formulação de índices compostos, como o Índice de Pressão antrópica no manejo agrossilvipastoril (PAMA). A **Tabela 13** apresenta os valores considerados na avaliação da PAA para cada categoria de uso da área de estudo, organizados em ordem crescente de impacto antrópico.

Tabela 13: Níveis de intensidade dos valores atribuídos à PAA para o estudo.

Uso agrossilvipastoril	PAA (MPa)	PAA (Pa)
Floresta primárias/secundárias	1	1.000.000
Silvicultura com práticas conservacionistas	2	2.000.000
Cultura perene com práticas conservacionistas	3	3.000.000
Silvicultura sem práticas conservacionistas	4	4.000.000
Cultura perene sem práticas conservacionistas	5	5.000.000
Pastagem com práticas conservacionistas	6	6.000.000
Pastagem sem práticas conservacionistas	7	7.000.000
Cultura anual com práticas conservacionistas	8	8.000.000
Cultura anual sem práticas conservacionistas	9	9.000.000
Uso urbano	10	10.000.000

Fonte: Adaptado de MANOEL (2020).

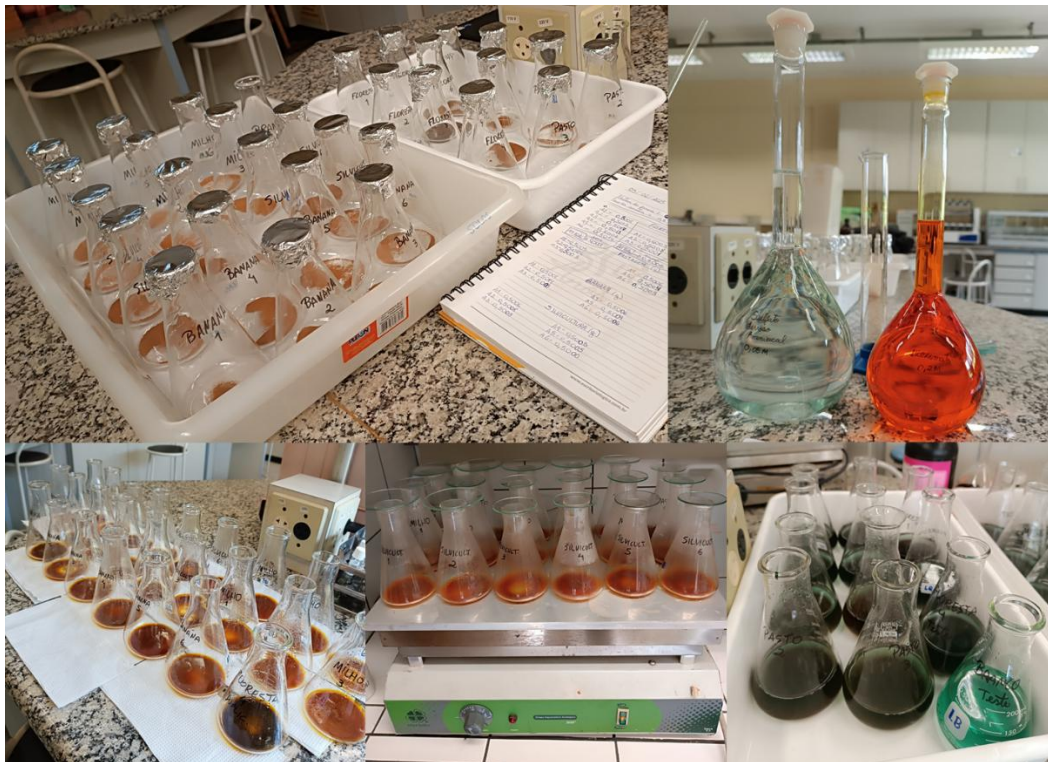
5.5.6 Determinação da matéria orgânica do solo [MOS]

A quantificação do teor de matéria orgânica do solo (MOS) foi realizada por meio da determinação do carbono orgânico oxidável, utilizando o método volumétrico baseado na oxidação química com dicromato de potássio em meio ácido, conforme descrito na literatura clássica de química analítica do solo (SILVA, 2009). Esse procedimento, amplamente validado, fundamenta-se na oxidação do carbono orgânico a dióxido de carbono (CO₂), com a concomitante redução do cromo hexavalente (Cr⁶⁺) a trivalente (Cr³⁺), em meio sulfúrico.

A metodologia empregada consistiu na pesagem de 0,5 g de terra fina seca em estufa (TFSE), previamente homogeneizada e peneirada em malha de 80 mesh. A amostra foi transferida para um erlenmeyer de 250 mL, ao qual foram adicionados 10 mL de solução de dicromato de potássio ($0,2 \text{ mol L}^{-1}$). A mistura foi aquecida até fervura branda por 5 minutos. Após resfriamento, adicionaram-se 80 mL de água deionizada, 1 mL de ácido ortofosfórico e 3 gotas de solução indicadora de difenilamina (10 g L^{-1}). A titulação foi conduzida com solução de sulfato ferroso amoniacal ($0,05 \text{ mol L}^{-1}$), até a mudança de coloração de azul para verde.

A concentração de carbono orgânico foi determinada com base na diferença entre o volume de titulante consumido na amostra e na prova em branco, sendo os resultados expressos em gramas de carbono por quilograma de solo seco (g/kg). A conversão do teor de carbono em matéria orgânica foi realizada utilizando o fator de van Bemmelen (1,724), que assume que, em média, 58% da matéria orgânica do solo é composta por carbono orgânico (BRUNETTO et al., 2006). A **Figura 8** mostra os procedimentos adotados para a determinação da MOS em campo e em laboratório.

Figura 8: Procedimentos de análise laboratorial de MOS.



Fonte: Acervo pessoal.

Para fins de interpretação e avaliação da MOS, os valores obtidos foram comparados com os intervalos de referência estabelecidos pelo Instituto Agronômico

de Campinas (IAC), os quais consideram a textura do solo como critério classificatório. Esses intervalos estão sistematizados na **Tabela 14**.

Tabela 14: Escala de valores para avaliação da MOS.

TIPOS DE SOLOS	VALORES MOS (g/dm ³)	VALORES MOS (kg/m ³)
Arenosos	15	15
Textura média	16 a 30	16 a 30
Argilosos	31 a 60	31 a 60
Acúmulo de MOS	> 60	> 60

Fonte: Instituto Agrônomo de Campinas (2024).

5.6 Critérios de classificação e aplicação dos índices adimensionais na análise do manejo do solo

As classes de valores atribuídas aos índices DEMA, PEMA, ICQMS, QPMA e PAMA foram definidas com base em escalas contínuas de cinco níveis interpretativos (muito baixa, baixa, moderada, alta e muito alta), elaboradas a partir de faixas de referência extraídas da literatura especializada e organizadas nas **Tabelas 8, 9, 10, 12, 13 e 14**.

Para o índice DEMA, adotou-se a classificação granulométrica de agregados proposta por MADARI (2004), distinguindo macro e microagregados conforme seus diâmetros médios geométricos (DMG).

O índice PEMA foi estruturado com base nos intervalos de profundidade efetiva do solo definidos por Spera et al., 2002, Dos Santos et al. (2002) e EMBRAPA (1999), permitindo a categorização dos solos quanto à sua capacidade de exploração radicular.

O índice ICQMS foi calculado a partir da combinação ponderada entre os índices DEMA e PEMA, sendo normalizado em escala de 0 a 1 para representar a qualidade estrutural e funcional do solo.

Para o índice QPMA, foram considerados os intervalos de condutividade hidráulica saturada (k) segundo ELRICK et al. (1989), os níveis de matéria orgânica do solo (MOS) conforme o Instituto Agrônomo de Campinas (2024), e os limites de resistência mecânica à penetração (RMP) definidos por CANARACHE (1991), compondo uma abordagem integrada da qualidade física e biológica do solo.

Por fim, o índice PAMA foi construído com base na razão entre a Pressão Antrópica Analógica (PAA), conforme proposta por MANOEL (2020), e a resistência

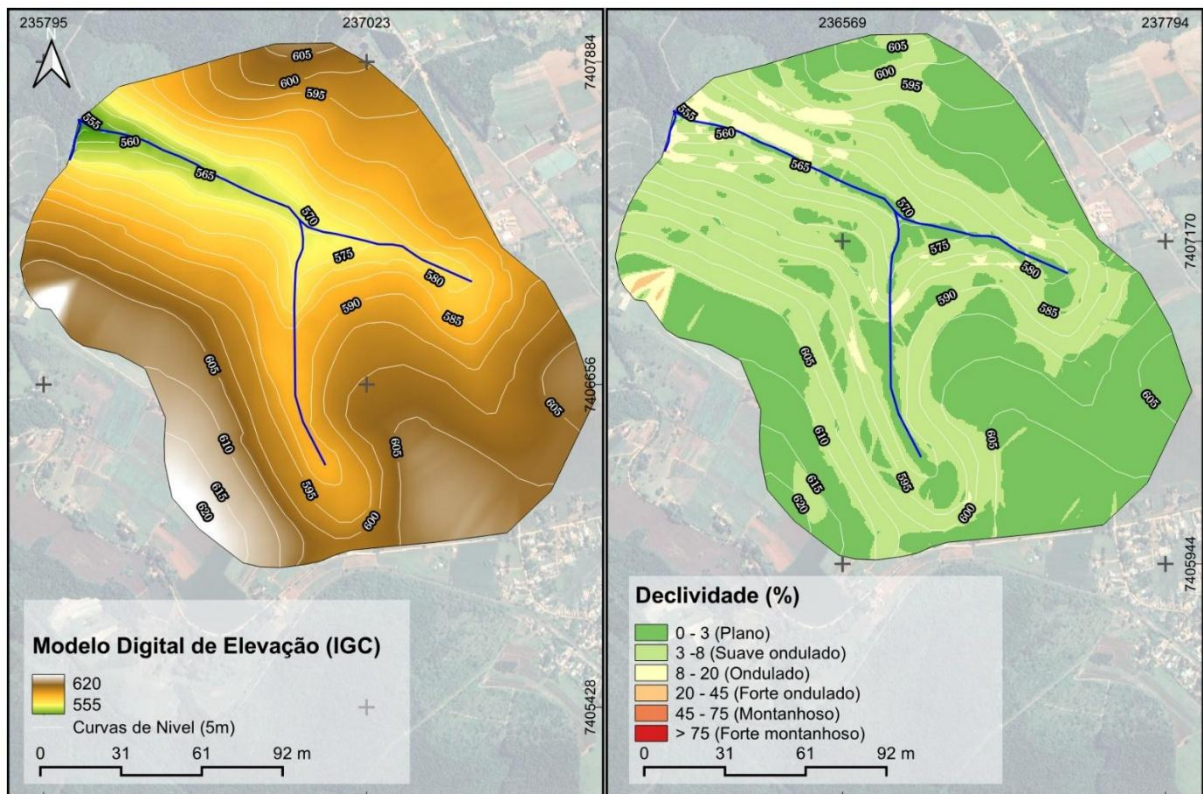
física do solo (RMP), também fundamentada em CANARACHE (1991). Essa relação permitiu representar gradientes crescentes de sobrecarga estrutural induzida pelo uso da terra, refletindo a intensidade da pressão antrópica sobre os atributos físicos do solo.

6 RESULTADOS

6.1 Caracterização do uso da terra na MBCP

A caracterização do uso e cobertura da terra constitui etapa fundamental para a compreensão da dinâmica socioambiental da Microbacia do Córrego Preto (MBCP), servindo de base para a análise integrada dos indicadores de qualidade ambiental e manejo do solo. A **Figura 9** apresenta a topografia da área de estudo, composta pelo Modelo Digital de Elevação (MDE) e pelo mapa de declividade, ambos elaborados com base em dados do Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo (IGC-SP).

Figura 9: Topografia da MBCP com MDE e Declividade.

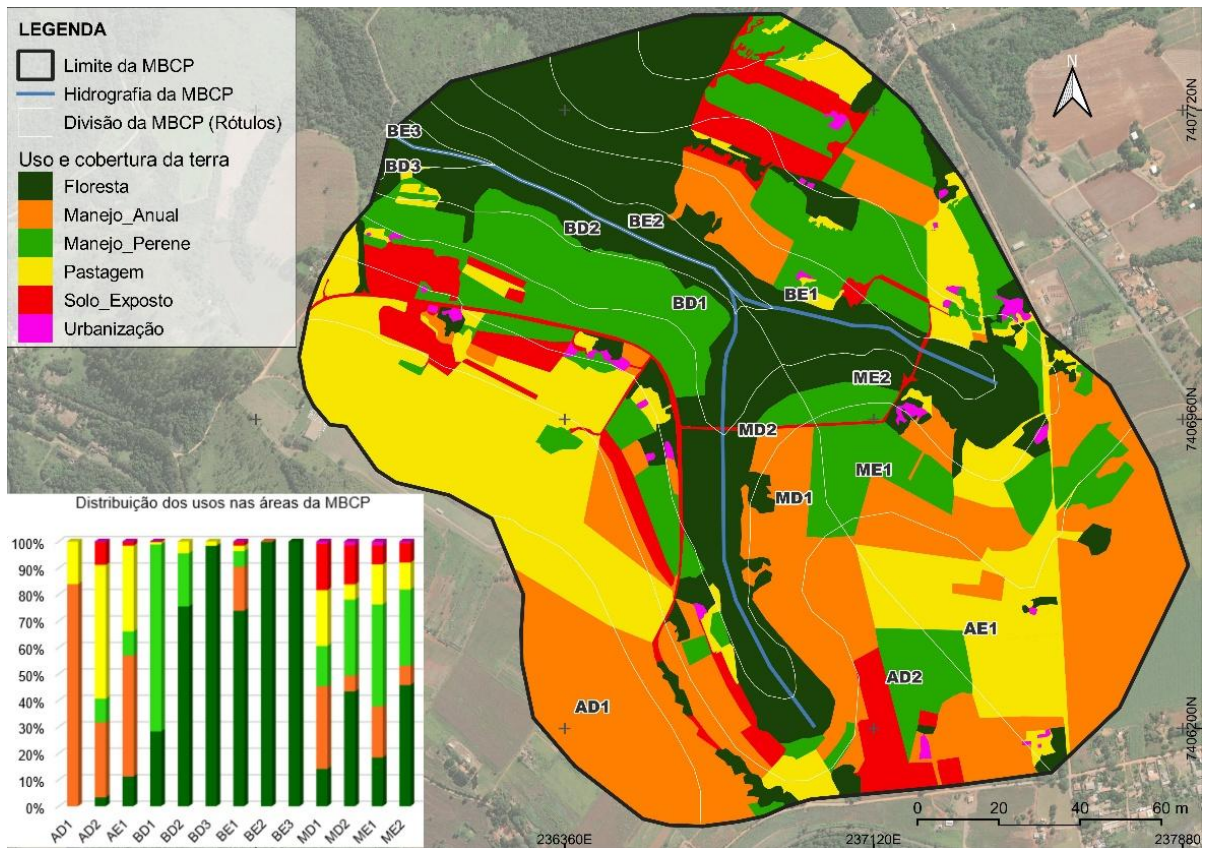


Fontes: Elaboração própria com base em imagens Bing Satélite (2023) e dados topográficos do IGC-SP (escala 1:10.000).

O MDE revela que a MBCP possui altitudes variando entre 555 e 620 metros, com amplitude altimétrica de 65 metros. Essa variação é suficiente para influenciar significativamente a distribuição dos usos da terra e os processos hidrológicos locais. O mapa de declividade, por sua vez, classifica o relevo em seis categorias, destacando que grande parte da área apresenta declividades entre 3% e 20%, correspondendo às classes "suave ondulado" e "ondulado", segundo a classificação da EMBRAPA (1979). Essas classes favorecem o uso agrícola, mas também apresentam riscos moderados à erosão e à compactação do solo, especialmente quando associadas a práticas de manejo inadequadas.

Áreas com declividades superiores a 20%, identificadas como fortemente onduladas e montanhosas, concentram-se nas porções mais elevadas da microbacia, especialmente nas subdivisões AD2, MD1 e AE1. Nessas regiões, o uso intensivo do solo, como manejo anual e pastagem, pode agravar os processos de degradação, comprometendo a estabilidade geomorfológica e a qualidade hídrica (MOREIRA e VALERIANO, 2013). A **Figura 10** apresenta o mapeamento do uso e cobertura da terra para o ano de 2023, permitindo a identificação dos padrões espaciais de ocupação e subsidiando a avaliação da fragilidade ambiental e da qualidade do manejo nos diferentes sistemas produtivos da área de estudo.

Figura 10: Uso e cobertura da terra na MBCP para o ano de 2023.



Fontes: Elaboração própria com base em imagens Bing Satélite (2023) e dados cartográficos do IGC-SP (escala 1:10.000).

A análise espacial do uso da terra (**Figura 10**) revela que as áreas florestais predominam nas regiões de cabeceira e foz da bacia, especialmente nas subdivisões BD, BE, ME1 e ME2, onde o relevo é mais acidentado. Essas áreas desempenham papel estratégico na conservação da biodiversidade, proteção dos recursos hídricos e manutenção da conectividade ecológica. Em contrapartida, os cultivos anuais e pastagens concentram-se nas porções centrais e altas da MBCP, frequentemente em terrenos com maior declividade, o que aumenta a vulnerabilidade à erosão e à perda de solo.

Os cultivos anuais e perenes predominam nas regiões centrais e meridionais da MBCP, frequentemente em terrenos mais inclinados e, portanto, mais vulneráveis à degradação física do solo. As pastagens estão amplamente distribuídas, com maior incidência nas áreas centrais, enquanto o solo exposto ocorre pontualmente, geralmente próximo a zonas de cultivo intensivo e núcleos urbanos da microbacia.

A urbanização, embora pouco expressiva em termos de área, apresenta distribuição dispersa e pode gerar impactos ambientais relevantes, como impermeabilização do solo e alteração da dinâmica hídrica. A **Tabela 15** detalha a

distribuição quantitativa dos usos da terra nas subdivisões da MBCP, evidenciando a relação entre relevo e ocupação.

Tabela 15: Detalhamento do uso da terra nas subdivisões estabelecidas na MBCP.

Divisão	Floresta (m ²)	M. Anual (m ²)	M. Perene (m ²)	Pastagem (m ²)	Solo Exposto (m ²)	Urbanização (m ²)
AD1	0	143769,20	0	27564,96	0	0
AD2	17227,29	146275,16	45926,74	260577,44	44320,23	1337,46
AE1	41437,82	168707,25	33693,20	119619,17	4923,16	875,03
BD	102763,12	0	117578,91	4517,21	299,76	10,32
BE	195573,10	30509,59	10690,75	3858,32	2373,24	486,36
MD1	53593,88	119395,90	57797,81	80474,69	66822,04	3362,39
MD2	108698,12	14909,29	71903,09	14498,75	36858,50	3710,67
ME1	84875,88	89327,84	177822,49	70011,11	32843,07	7083,14
ME2	137996,95	22039,92	86935,31	30677,95	22020,76	1959,56
TOTAL	742166,16	734934,15	602348,30	611799,60	210460,76	18824,93
%	0,25	0,25	0,21	0,21	0,07	0,01

Fonte: Elaboração própria com base em imagens Bing Satélite (2023) e dados cartográficos do IGC-SP (escala 1:10.000)

A apresentação dos dados dos manejos (**Tabela 15**) confirma o que se pode notar no uso da terra (**Figura 10**), que nas subdivisões BE, BD, ME2, ME1, MD2 e MD1 predominam cobertura florestal, o que reflete padrões semelhantes à média da bacia, em que essas regiões correspondem as áreas baixa e média da bacia conforme o perfil de elevação do rio Preto.

Em contrapartida, as porções AE1, AD2 e AD1, regiões altas da microbacia concentram maiores proporções de áreas de manejo anual e pastagem, o que pode estar relacionado ao uso inadequado dessas áreas mais elevadas, com riscos associados à erosão e à degradação do solo. A **Tabela 16** apresenta a estatística descritiva dos usos da terra na MBCP voltado à análise mais aprofundada da variabilidade espacial dos usos da área de estudo.

Tabela 16: Estatística descritiva do uso da terra na MBCP.

Categoria	Média (m ²)	Mediana (m ²)	Desvio Padrão (m ²)	Mínimo (m ²)	Máximo (m ²)	CV
Floresta	82.462,91	84.875,88	61.802,56	0	195.573,10	0,75
Manejo Anual	81.659,35	89.327,84	65.562,59	0	168.707,25	0,80
Manejo Perene	66.927,59	57.797,81	55.406,56	0	177.822,49	0,83
Pastagem	67.977,73	30.677,95	82.116,38	3.858,32	260.577,44	1,21
Solo Exposto	23.384,53	22.020,76	23.611,52	0	66.822,04	1,01
Urbanização	2.091,66	1.337,46	2.304,92	0	7.083,14	1,10

Fonte: Elaboração própria com dados do uso da terra na MBCP (2023) e análise estatística dos dados geoespaciais.

Os coeficientes de variação (CV) superiores a 1 (**Tabela 16**) nas categorias de pastagem, solo exposto e urbanização indicam heterogeneidade espacial. Essa diversidade reflete não apenas as condições biofísicas da paisagem, mas também os arranjos socioprodutivos locais. A substituição de áreas naturais por usos intensivos compromete a integridade ecológica da bacia, intensificando processos de degradação como erosão, compactação do solo e perda de biodiversidade (OLIVEIRA et al., 2024; MAESTRE et al., 2025).

A presença de solo exposto em áreas de maior declive, como nas subdivisões AD2 e MD1, representa risco potencial à qualidade hídrica e à estabilidade geomorfológica, exigindo práticas conservacionistas mais eficazes e planejamento territorial adequado (NYAIRO, 2024).

A aplicação dos índices espaciais adimensionais IRAN, IRSE e IAFA, conforme proposto nesta pesquisa, constitui uma estratégia eficaz para mensurar a cobertura natural, a exposição do solo e a fragilidade ambiental integrada. Esses índices permitem identificar áreas prioritárias para conservação e manejo sustentável, considerando a interação entre relevo, uso da terra e fragilidade ambiental.

6.2 Avaliação da MBCP pelos índices adimensionais espaciais

O primeiro conjunto de índices adimensionais aplicado a avaliação da área de manejo da MBCP foram os espaciais: Índice Relativo de Área Natural (IRAN), Índice Relativo ao Solo Exposto (IRSE) e Índice Adimensional Espacial de Fragilidade Ambiental (IAFA), este último derivado da integração dos dois primeiros após normalização logística. Esses índices foram desenvolvidos com o objetivo de mensurar, respectivamente, a proporção de cobertura vegetal natural, a intensidade de exposição do solo e a fragilidade ambiental resultante da interação entre os índices.

6.2.1 Índice Adimensional Relativo de Área Natural [IRAN]

O Índice Adimensional Relativo de Área Natural (IRAN) constitui uma ferramenta com capacidade de avaliar a proporção relativa de cobertura natural em unidades territoriais, portanto, pode ser considerado um indicador indireto da capacidade de suporte ecológico e da integridade ambiental da paisagem (MANOEL, 2020; ZHAO et

al., 2017). Sua formulação baseia-se na razão entre a área de cobertura natural (CN) e a área de manejo agrossilvipastoril (MA), conforme expressa a **Equação 14**.

$$IRAN = \frac{CN (m^2)}{MA (m^2)} \quad \text{Equação 14}$$

Valores elevados de IRAN indicam predominância de vegetação nativa ou em estágio de regeneração, o que está geralmente associado à baixa pressão antrópica e à maior resiliência dos sistemas naturais frente à degradação ambiental. Essa condição favorece a manutenção dos serviços ecossistêmicos e a estabilidade funcional da paisagem. Os resultados obtidos com a aplicação do IRAN, tanto em sua forma bruta quanto após normalização logística, nas subdivisões da MBCP, estão apresentados na **Tabela 17**.

Tabela 17: Dados experimentais relacionados ao IRAN nas subdivisões do uso da terra na MBCP.

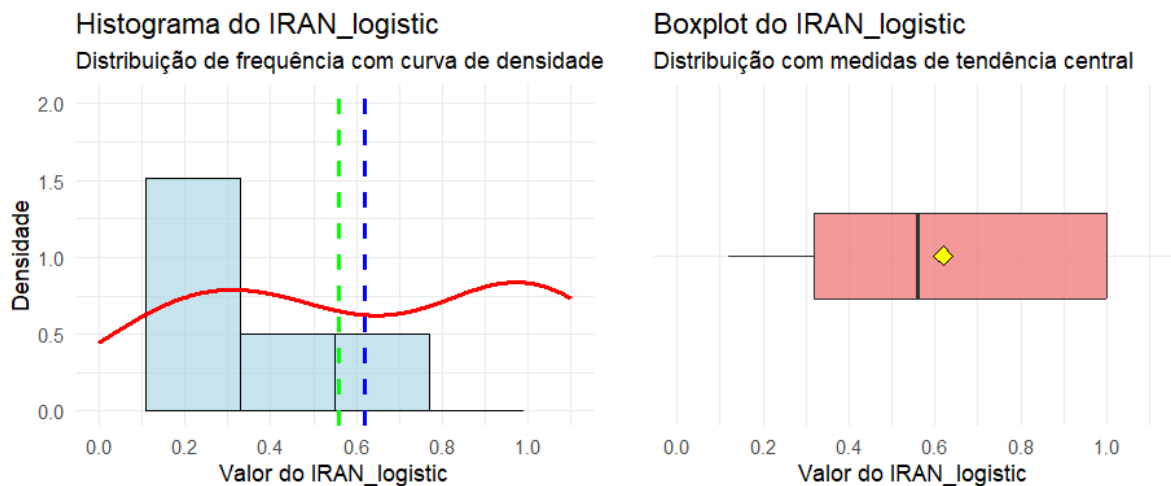
Subdivisões MBCP	CN (m ²)	MA (m ²)	IRAN	IRAN_logistic
AD1	0,00	171334,16	0,00	0,12
AD2	17227,29	498437,03	0,03	0,16
AE1	41437,82	327817,81	0,13	0,32
MD1	53593,88	327852,83	0,16	0,41
MD2	108698,12	141880,30	0,77	1,00
ME1	84875,88	377087,65	0,23	0,56
ME2	137996,95	163633,50	0,84	1,00
BD	102763,12	122406,20	0,84	1,00
BE	195573,10	47918,26	4,08	1,00

Fonte: Elaboração própria com base em imagens Bing Satélite (2023) e dados topográficos do IGC-SP (escala 1:10.000).

A variação observada no IRAN bruto (**Tabela 17**) vai de 0 (AD1) a 4,08 (BE), refletindo contrastes significativos na proporção de cobertura vegetal natural entre as unidades analisadas. A aplicação da normalização logística permitiu ajustar os valores para o intervalo [0,1], viabilizando comparações padronizadas entre as subdivisões e assegurando coerência na integração com os demais índices espaciais.

A **Figura 11** consiste na análise estatística do índice IRAN_logistic por meio do histograma com curva de densidade (à esquerda) e o boxplot (à direita), com a intenção de visualizar a dispersão dos dados e identificar tendências na distribuição dos dados.

Figura 11: Distribuição dos dados (Histograma e Boxplot) do índice IRAN_logistic aplicado à MBCP.



Fonte: Elaboração própria com os dados da pesquisa.

A análise conjunta do histograma com curva de densidade e do boxplot para o IRAN_logistic (**Figura 11**) permitiu inferir a ocorrência de assimetria à esquerda, com predominância de valores elevados entre 0,6 e 1,0, indicando alta proporção de cobertura natural nas unidades amostrais. As linhas verticais no histograma destacam a discrepância entre média e mediana, reforçando a assimetria. O boxplot evidencia mediana próxima de 0,5, intervalo interquartil entre 0,25 e 1,0, e valores mínimos próximos de zero. A posição da média acima da mediana confirma a influência de valores altos na distribuição.

Esses resultados sugerem que, embora existam áreas pontuais com ausência de cobertura natural, o cenário geral da microbacia é caracterizado por condições ambientais favoráveis, com baixa pressão antrópica em relação ao uso da terra. A **Tabela 18** apresenta a estatística descritiva para os dados do IRAN_logistic.

Tabela 18: Estatística descritiva dos dados do índice IRAN_logistic na MBCP.

Estatística	Valor
Média	0,62
Mediana	0,56
Desvio Padrão	0,38
Mínimo	0,12
Máximo	1,00
Coefficiente de Variação	0,62
Curtose	-2,02
Assimetria	-0,34

Fonte: Elaboração própria com os dados da pesquisa.

A estatística (**Tabela 18**) confirmou a tendência observada (**Figura 11**), os dados apresentaram valores entre 0,12 e 1,00 (média = 0,62; mediana = 0,56). O

elevado coeficiente de variação (0,62) e a assimetria negativa (-0,34) indicaram heterogeneidade na distribuição, enquanto a curtose acentuadamente negativa (-2,02) confirmou o padrão platicúrtico, com dispersão elevada e presença de valores extremos para o índice. A interpretação do IRAN_logistic estruturou-se em cinco classes de análise, conforme apresentado na **Tabela 19**.

Tabela 19: Classificação atribuída ao índice IRAN_logistic.

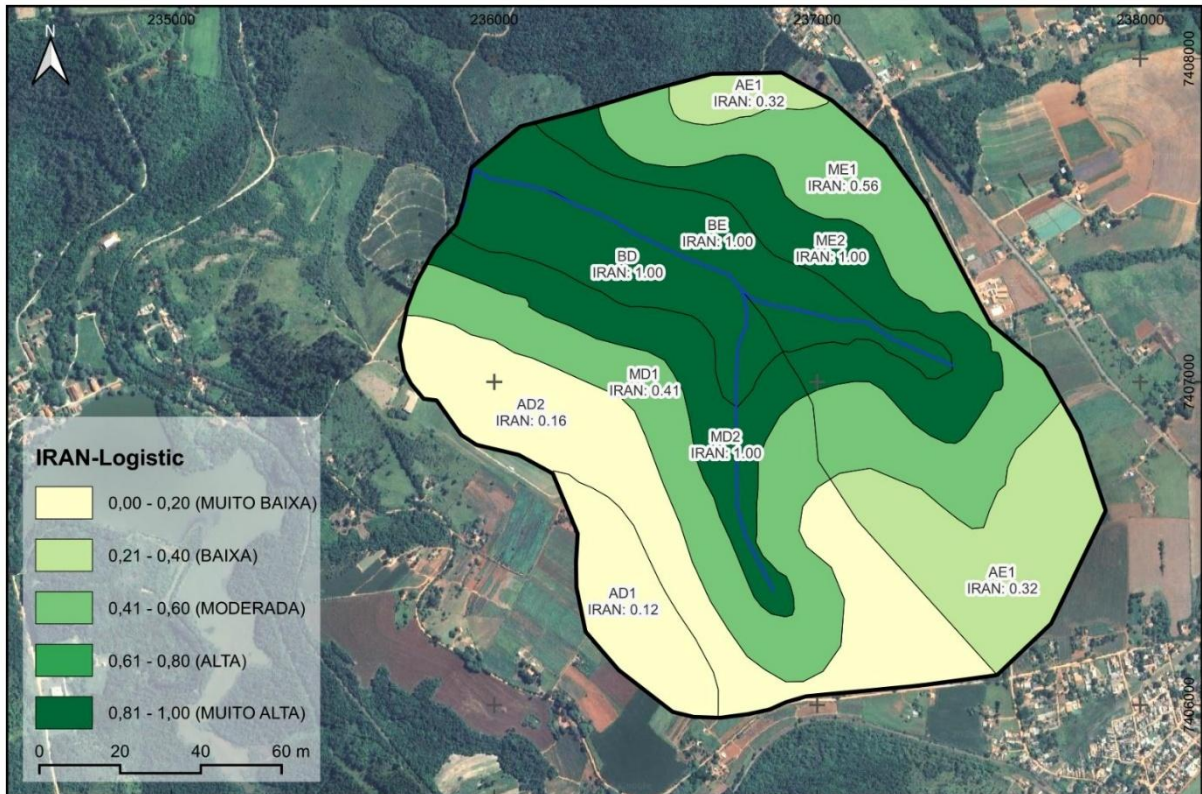
Classes - IRAN	Interpretação	Significado Ambiental
0,00 – 0,20	MUITO BAIXA	Alta pressão antrópica; baixa resiliência ecológica; risco elevado de degradação.
0,21 – 0,40	BAIXA	Predomínio de áreas manejadas; suporte ecológico limitado.
0,41 – 0,60	MODERADA	Equilíbrio relativo entre áreas naturais e manejadas; suporte ecológico intermediário.
0,61 – 0,80	ALTA	Predominância de vegetação nativa ou regenerada; boa capacidade de suporte ecológico.
0,81 – 1,00	MUITO ALTA	Alta integridade ambiental; baixa pressão antrópica; elevada resiliência ecológica.

Fonte: Adaptado de MANOEL (2020).

A classificação atribuída ao IRAN_logistic (**Tabela 19**) busca associar os valores do índice adimensional a diferentes graus de integridade ambiental, que variam de “muito baixa” a “muito alta”, com a intenção de identificar os padrões espaciais de conservação e uso da terra na área de estudo.

Os resultados mostraram heterogeneidade espacial significativa na distribuição da cobertura vegetal nativa ou regenerada, refletindo os diferentes graus de conservação e uso da terra nas unidades territoriais da microbacia. A espacialização dos resultados pode ser visualizada na **Figura 12**.

Figura 12: Classificação espacial do Índice relativo de área natural (IRAN) aplicado à MBCP.



Fonte: Elaboração própria com base em imagens Bing Satélite (2023) e dados cartográficos do IGC-SP (escala 1:10.000).

A análise espacial do índice IRAN_logistic na MBCP (**Figura 12**), confirma e facilita a visualização dos resultados estatísticos e gráficos a que os dados foram submetidos. Nota-se predominância das classes Alta (0,61–0,8) e Muito Alta (0,81–1) em grande parte das subdivisões territoriais da área de estudo. Essa distribuição indica que a cobertura vegetal natural ainda desempenha um papel relevante na estrutura ecológica da bacia, especialmente nas regiões média e baixa, onde se localizam as subdivisões ME2, BD e BE, todas com valor máximo (1). Nessas áreas, a cobertura florestal ocupa integralmente a área de manejo, o que representa condições ideais de conservação ambiental em consonância com os princípios da agroecologia e do manejo conservacionista, que valorizam a manutenção da vegetação como estratégia para controle da erosão, aumento da infiltração de água e melhoria da estrutura do solo (BAVOSO et al., 2012; ARIAS-GIRALDO et al., 2021; OLIVEIRA; ALMEIDA, 2024).

Por outro lado, as subdivisões AD1 (0,12) e AD2 (0,16), localizadas nas porções mais elevadas da bacia, enquadram-se na classe Baixa (0,21–0,4), refletindo maior pressão antrópica e significativa ausência de cobertura vegetal nessas regiões. Essa classificação sugere a presença de práticas de uso intensivo do solo, como agricultura

mecanizada, pastagens degradadas ou expansão urbana, comprometendo a integridade ecológica e elevando a fragilidade da área. Tais regiões devem ser priorizadas em ações de recuperação ambiental, como revegetação, implantação de sistemas agroflorestais e controle de processos erosivos pontuais (DAVARI et al., 2020; MATHEWOS et al., 2023).

As subdivisões AE1 (0,32) e MD1 (0,41) da microbacia situam-se na faixa de transição entre as classes Baixa e Moderada (0,41–0,60). Essas áreas apresentam cobertura natural ainda significativa, apesar de coexistirem com sinais de intervenção antrópica crescente. Por esse motivo, podem ser consideradas zonas estratégicas para a implementação de práticas de manejo sustentável, pois ainda mantêm parte de sua funcionalidade ecológica e que podem ser estabilizadas com menor esforço de restauração.

A heterogeneidade espacial observada nos valores do IRAN_logistic reforça sua utilidade como ferramenta de diagnóstico ambiental. A classificação interpretativa atribuída ao índice permite não apenas quantificar a pressão antrópica sobre o solo em função da cobertura vegetal, mas também subsidiar decisões estratégicas voltadas à conservação, ao uso sustentável e à recuperação de áreas ambientalmente sensíveis. A espacialização dos resultados, conforme apresentada na **Figura 12**, evidencia os contrastes entre zonas de alta integridade ecológica e áreas sob maior risco de degradação, oferecendo subsídios técnicos para o ordenamento territorial e a gestão integrada da MBCP com utilização do índice adimensional IRAN_logistic .

6.2.2 Índice Adimensional Relativo ao Solo Exposto [IRSE]

Na sequência da análise, foi considerado o Índice Relativo ao Solo Exposto (IRSE), o segundo índice adimensional empregado na avaliação da MBCP. Esse índice adimensional pode ser utilizado como uma ferramenta de mensuração da intensidade da exposição do solo em áreas de manejo e pode ser considerado um indicador direto da fragilidade à degradação estrutural e à erosão hídrica (DAVARI et al., 2020; MATHEWOS et al., 2023).

Assim como o IRAN, o IRSE é formulado com as variáveis espaciais mensuradas em metros quadrados (m²), sendo definido pela razão entre a área de solo exposto (SE) e a área de manejo agrossilvipastoril (MA). A **Equação 15** expressa sua estrutura algébrica.

$$IRSE = \frac{SE (m^2)}{MA (m^2)}$$

Equação 15

Nesse índice os valores mais elevados indicam maior proporção de superfície desprovida de cobertura vegetal, frequentemente associada à remoção da vegetação, compactação superficial e perda de matéria orgânica, fatores que intensificam os processos erosivos e comprometem a funcionalidade ecológica do solo (BAVOSO et al., 2012; SHAHEB et al., 2021; HERAS-HERAS et al., 2024).

A **Tabela 20** apresenta os dados experimentais obtidos para o IRSE nas subdivisões territoriais da MBCP, incluindo os valores brutos e os resultados normalizados logisticamente no intervalo [0,1].

Tabela 20: Dados experimentais relacionados ao IRSE nas subdivisões do uso da terra na MBCP.

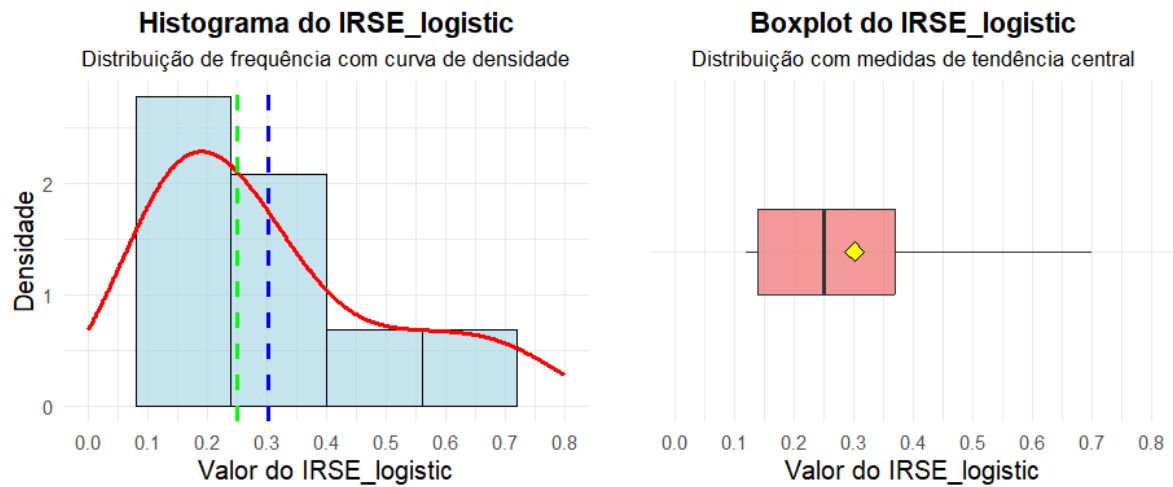
Subdivisões MBCP	SE (m ²)	MA (m ²)	IRSE	IRSE_logistic
AD1	0,00	171334,16	0,00	0,12
AD2	45657,69	498437,03	0,09	0,25
AE1	5798,19	327817,81	0,02	0,14
MD1	70184,43	327852,83	0,21	0,54
MD2	40569,17	141880,30	0,29	0,70
ME1	39926,21	377087,65	0,11	0,28
ME2	23980,32	163633,50	0,15	0,37
BD	310,08	122406,20	0,00	0,12
BE	2859,60	47918,26	0,06	0,20

Fonte: Elaboração própria com base em imagens Bing Satélite (2023) e dados topográficos do IGC-SP (escala 1:10.000).

Os dados experimentais (**Tabela 20**), mostraram que as subdivisões MD2 (0,7) e MD1 (0,54) apresentam os maiores níveis de exposição do solo. Essa condição pode estar associada à presença de cultivos em terrenos com maior declividade, conforme observado na análise topográfica anterior, o que favorece processos erosivos e degradação física do solo.

Por outro lado, subdivisões como AD1, BD e AE1 apresentam valores muito baixos de IRSE ($\leq 0,02$), refletindo condições mais conservadas ou menor intensidade de uso da terra. No entanto, é importante destacar que valores nulos ou baixos de SE não necessariamente indicam boa qualidade ambiental, podendo representar áreas com cobertura artificial ou ausência de uso produtivo. A **Figura 13** apresenta os gráficos do IRSE_logistic para a análise visual da dispersão e identificação de tendências na distribuição dos dados.

Figura 13: Distribuição e dispersão dos valores do índice IRSE_logistic nas subdivisões da Microbacia do Córrego Preto (MBCP).



Fonte: Fonte: Elaboração própria com os dados da pesquisa.

A análise conjunta do histograma com curva de densidade e do boxplot para o índice IRSE_logistic (Figura 13) demonstra a ocorrência de distribuição assimétrica à direita, com predominância de valores inferiores a 0,25, o que indica baixa proporção de solo exposto nas subdivisões da MBCP. A curva de densidade suavizada reforça essa concentração de valores baixos, enquanto as linhas verticais no histograma evidenciam a assimetria da distribuição.

O boxplot complementa a análise ao destacar mediana inferior a 0,25, intervalo interquartil estreito e presença de valores mínimos próximos de zero. A posição do marcador de média acima da mediana confirma a influência de valores mais elevados na média aritmética. Esses resultados sugerem a adoção de práticas conservacionistas na área de estudo, como o plantio direto, a manutenção de resíduos vegetais e o uso de culturas de cobertura, conforme destacado por Bernaldi et al. (2020) e Oliveira e Almeida (2024). A **Tabela 21** apresenta a estatística descritiva dos dados do IRSE_logistic para a MBCP.

Tabela 21: Estatística descritiva dos dados do IRSE_logistic para a MBCP.

Estatística	Valor
Média	0,30
Mediana	0,25
Desvio Padrão	0,20
Mínimo	0,12
Máximo	0,70
Coefficiente de Variação	0,67
Curtose	0,18
Assimetria	1,03

Fonte: Elaboração própria com os dados da pesquisa.

A estatística descritiva dos dados do índice IRSE_logistic, apresentada na **Tabela 21**, mostrou que os dados variaram entre 0,12 e 0,70 com média igual a 0,3 e mediana igual a 0,25. O coeficiente de variação de 0,67 e a assimetria positiva de 1,03 confirmam heterogeneidade na distribuição, enquanto a curtose próxima de zero (0,18) indica padrão de distribuição mesocúrtico, com caudas moderadas e ausência de valores extremamente concentrados ou dispersos. A classificação interpretativa atribuída ao IRSE_logistic (**Tabela 22**), permitiu leitura crítica da intensidade da exposição do solo nas unidades territoriais da área de estudo.

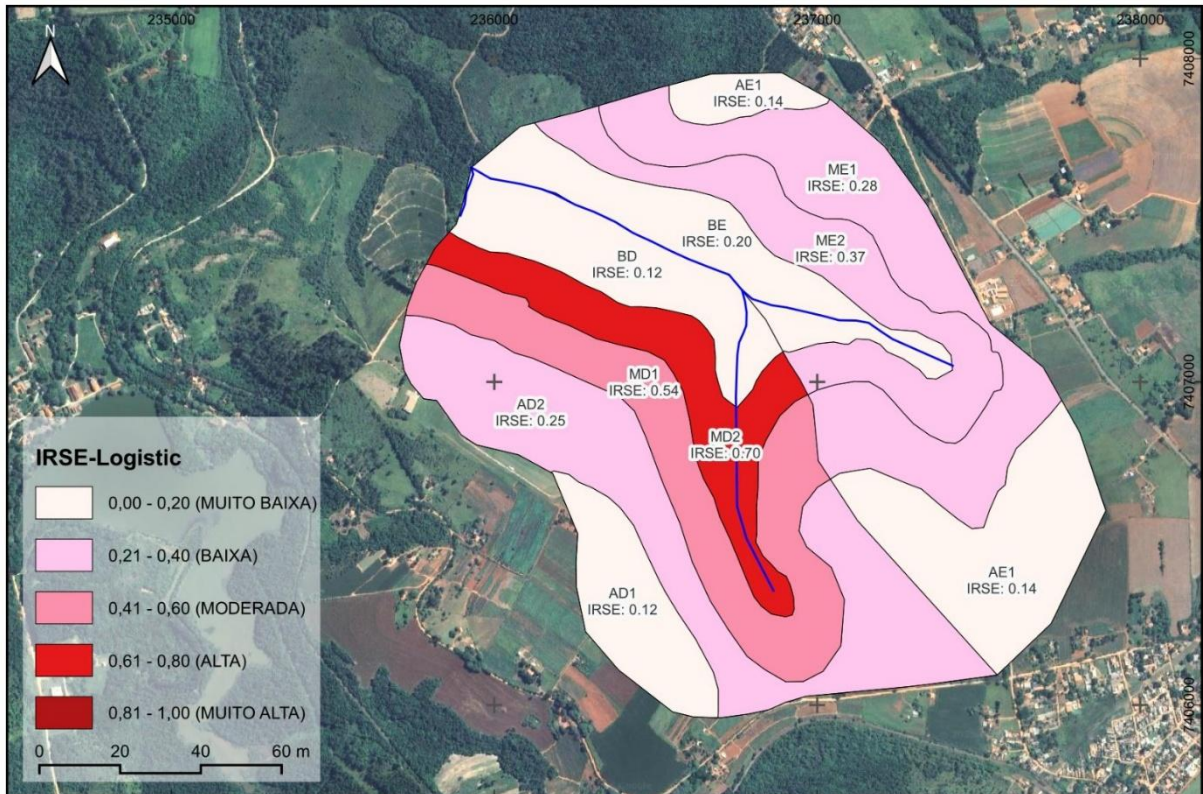
Tabela 22: Classificação atribuída ao IRSE_logistic.

Classes IRSE_logistic	Interpretação	Significado Ambiental
0,00 – 0,20	MUITO BAIXA	Baixa exposição do solo; menor risco de degradação estrutural e erosão hídrica.
0,21 – 0,40	BAIXA	Exposição moderada; risco ambiental controlado, mas requer atenção em áreas críticas.
0,41 – 0,60	MODERADA	Exposição significativa; aumento da vulnerabilidade à erosão e perda de estrutura.
0,61 – 0,80	ALTA	Elevada exposição; fragilidade estrutural acentuada e risco de degradação acelerada.
0,81 – 1,00	MUITO ALTA	Solo altamente exposto; condições críticas de manejo, com alta suscetibilidade à erosão.

Fonte: Adaptado de MANOEL (2020).

A classificação estabelecida para o índice IRSE_logistic (**Tabela 22**), permite uma leitura crítica da intensidade da exposição do solo nas diferentes subdivisões da Microbacia do Córrego Preto (MBCP) isso pode ser conferido espacialmente com auxílio da **Figura 14**.

Figura 14: Classificação espacial do índice relativo de solo exposto (IRSE) aplicado à MBCP.



Fonte: Elaboração própria com base em imagens Bing Satélite (2023) e dados cartográficos do IGC-SP (escala 1:10.000).

Com base na espacialização do IRSE_logistic nas subdivisões da MBCP (**Figura13**), foi possível notar que a maior parte das subdivisões da área de estudo se enquadraram nas classes baixa (0,21–0,40) e moderada (0,41–0,60) do índice. A predominância dessas classes sugere que a maior parte da área da microbacia se encontra parcialmente protegida por cobertura vegetal ou por resíduos culturais, refletindo práticas de manejo mais sustentáveis (BERNALDI et al., 2020; OLIVEIRA; ALMEIDA, 2024).

As subdivisões AE1 (0,14), AD2 (0,25) e ME1 (0,28) foram classificadas como baixa, demonstrando menores níveis de exposição do solo, consequentemente menor risco de degradação física e maior eficiência na retenção de água e nutrientes pelo solo. Esses resultados são compatíveis com áreas onde há presença de vegetação permanente ou práticas de manejo que reduzem o revolvimento do solo.

A subdivisão MD1 (0,54), enquadrada na classe moderada do IRSE_logistic, sugerindo coexistência entre práticas conservacionistas e áreas com menor presença de cobertura vegetal. Essa condição pode estar associada ao preparo intensivo do solo, à ausência de cobertura vegetal permanente ou à presença de áreas urbanizadas, que integram a classe de solo exposto (BAZZOFFI, 2011; BALOTA et

al., 2015). Tais características podem resultar em compactação superficial, redução da infiltração de água e aumento do escoamento superficial, comprometendo a qualidade física do solo e acelerando os processos erosivos (BAVOSO et al., 2012).

A presença de subdivisões com valores intermediários, como ME2 (0,37), também sugere áreas em transição entre manejo conservacionista e intensivo. Essas regiões podem ser consideradas estratégicas para a adoção de práticas mitigadoras, como terraceamento, rotação de culturas e sistemas agroflorestais (CHERUBIN et al., 2021; ABAGANDURA et al., 2019), o que já vêm sendo utilizado em parte da MBCP.

Os resultados mostram que a aplicação do IRSE_logistic como índice espacial permite identificar áreas prioritárias para intervenção, subsidiando o planejamento do uso da terra e a formulação de políticas de conservação do solo tanto pelo poder público, privado ou pela população local. A integração do IRSE_logistic com os demais índices reforça a abordagem sistêmica adotada na avaliação da fragilidade ambiental da microbacia.

6.2.3 Índice adimensional espacial de fragilidade ambiental [IAFA]

O Índice Adimensional Espacial de Fragilidade Ambiental (IAFA) foi concebido com o propósito de sintetizar os efeitos combinados da exposição do solo e da ausência de cobertura vegetal natural, visando à avaliação da fragilidade ambiental do território da MBCP. Sua formulação baseia-se na média ponderada entre o índice de solo exposto (IRSE_logistic) e o complemento do índice de cobertura natural ($1 - IRAN_logistic$), conforme expressa a **Equação 16**:

$$IAFA = IRSE\ logistic + (1 - IRAN\ logistic) / 2 \quad \text{Equação 16}$$

A estrutura algébrica (**Equação 16**) reflete a premissa de que a fragilidade ambiental se intensifica tanto pela exposição direta do solo quanto pela redução da vegetação nativa, fatores amplamente reconhecidos como determinantes da degradação física e funcional dos ecossistemas (DAVARI et al., 2020; SIMON et al., 2024). O IAFA foi aplicado à MBCP (**Tabela 23**).

Tabela 23: Resultado do IAFA nas subdivisões do uso da terra na MBCP.

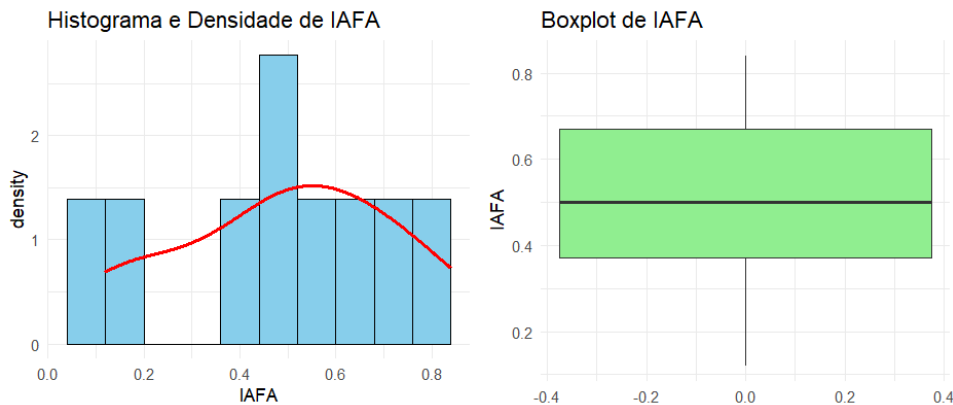
Subdivisões MBCP	IRSE_logistic	IRAN_logistic	IAFA
AD1	0,12	0,12	0,56

AD2	0,25	0,16	0,67
AE1	0,14	0,32	0,48
MD1	0,54	0,41	0,84
MD2	0,70	1,00	0,70
ME1	0,28	0,56	0,50
ME2	0,37	1,00	0,37
BD	0,12	1,00	0,12
BE	0,20	1,00	0,20

Fonte: Elaboração própria com os dados da pesquisa.

A aplicação do IAFA às subdivisões da MBCP (**Tabela 23**) demonstrou alta variabilidade espacial da fragilidade ambiental na área de estudo. A subdivisão MD1 apresentou o maior valor (0,84), indicando elevada exposição do solo e cobertura natural restrita, enquanto BD obteve o menor valor (0,12), refletindo condições mais conservadas e menor vulnerabilidade ecológica. A média geral do IAFA foi de 0,50, com desvio padrão de 0,23, evidenciando variação moderada entre as unidades territoriais. A **Figura 15** ilustra a distribuição dos dados do índice.

Figura 15: Distribuição dos dados do IAFA aplicado a avaliação da fragilidade do manejo na MBCP.



Fonte: Elaboração própria com os dados da pesquisa.

Os gráficos de distribuição do IAFA evidenciam a variabilidade espacial da fragilidade (**Figura 15**). O histograma com curva de densidade revela uma distribuição assimétrica à esquerda, com predominância de valores entre 0,1 e 0,5, indicando maior concentração de áreas com baixa fragilidade. A linha tracejada em ciano representa a média da distribuição, posicionada acima da moda visual, o que reforça a assimetria observada.

O boxplot destaca mediana próxima de 0,5 e a presença de valores extremos, como 0,84 e 0,12, que demonstram heterogeneidade no uso da terra da área de estudo. O marcador de média, situada acima da mediana, confirma a influência de valores mais elevados na média aritmética. Esses elementos sugerem a presença de

variações nas práticas de manejo e ocupação do solo. A **Tabela 24** apresenta a matriz de correlação de Person para os índices espaciais na área de estudo.

Tabela 24: Matriz de correlação de Person entre os índices espaciais na MBCP.

Índices Espaciais	IAFA	IRSE_logistic	IRAN_logistic
IAFA	1	0,62	-0,56
IRSE_logistic	0,62	1	0,30
IRAN_logistic	-0,56	0,30	1

Fonte: Elaboração própria com os dados da pesquisa.

A correlação de Pearson (**Tabela 24**), confirmou a coerência interna do IAFA em relação aos seus componentes. A correlação positiva moderada entre IAFA e IRSE_logistic ($r = 0,62$) indica que o aumento da exposição do solo está associado ao incremento da fragilidade ambiental. Por outro lado, a correlação negativa entre IAFA e IRAN_logistic ($r = -0,56$) reforça que a presença de cobertura vegetal natural contribui para a redução da fragilidade ambiental.

A baixa correlação entre IRSE_logistic e IRAN_logistic ($r = 0,30$) sugere que essas variáveis capturam dimensões distintas da paisagem, justificando sua combinação na estrutura algébrica do IAFA. Para quantificar a contribuição relativa de cada variável, foi aplicado um modelo de regressão linear múltipla, conforme a **Equação 17**:

$$IAFA = 0,5 + 0,5 \times IRSE \text{ logistic} - 0,5 \times IRAN \text{ logistic} \quad \text{Equação 17}$$

Os coeficientes resultantes do modelo indicaram que o aumento na exposição do solo contribui positivamente para a intensificação da fragilidade ambiental, enquanto o incremento na cobertura vegetal natural exerce efeito mitigador, reduzindo os valores do IAFA. A **Tabela 25** apresenta o resumo estatístico do modelo ajustado.

Tabela 25: Resumo da regressão linear múltipla para os índices espaciais na MBCP.

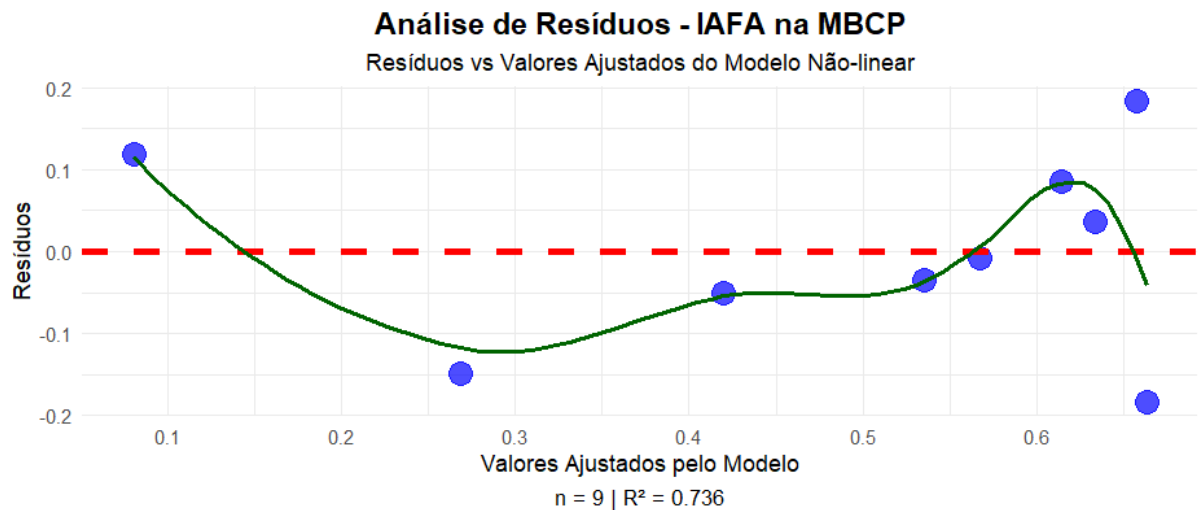
Variável	Coefficiente	Erro Padrão	t-valor	Valor-p
Intercepto	0,5	0,001	413,9	1,34e-14
IRSE_logistic	1,005	0,003	344,6	4,03e-14
IRAN_logistic	-0,502	0,002	-327,1	

Fonte: Elaboração própria com os dados da pesquisa.

A aplicação do modelo de regressão linear múltipla ajustado ao IAFA (**Tabela 25**) demonstrou elevada capacidade explicativa, com coeficientes estatisticamente significativos e valores de t expressivos, indicando forte associação entre as variáveis

independentes e o IAFA. A distribuição dos dados foi verificada pelos gráficos de diagnóstico do modelo de regressão linear múltipla aplicado ao IAFA (**Figura 16**).

Figura 16: Resíduos e resíduos ajustados para o IAFA na MBCP.



Fonte: Elaboração própria com os dados da pesquisa.

O gráfico de diagnóstico do modelo (**Figura 16**) não linear ajustado para a variável IAFA na MBCP exibe os resíduos em função dos valores ajustados, permitindo avaliar a adequação do modelo aos dados observados. A linha tracejada vermelha em $y = 0$ representa o ponto de equilíbrio dos resíduos, enquanto a curva suavizada em verde evidencia a tendência dos desvios ao longo da escala de valores ajustados.

Percebe-se, portanto, a distribuição dos resíduos relativamente homogênea em torno da linha de referência, sem padrões sistemáticos evidentes, o que sugere ausência de heterocedasticidade e qualidade no ajuste. O coeficiente de determinação $R^2 = 0,736$ exprime que o modelo explica aproximadamente 73,6% da variabilidade dos dados, o que reforça a sua capacidade preditiva. Com amostra composta por nove unidades ($n = 9$), os resultados demonstram que o modelo é estatisticamente consistente na representação da fragilidade ambiental expressa pelo índice IAFA. Foi elaborada a classificação interpretativa dos valores do IAFA, com vistas à delimitação de zonas de fragilidade ambiental em atividades de manejo do solo (**Tabela 26**).

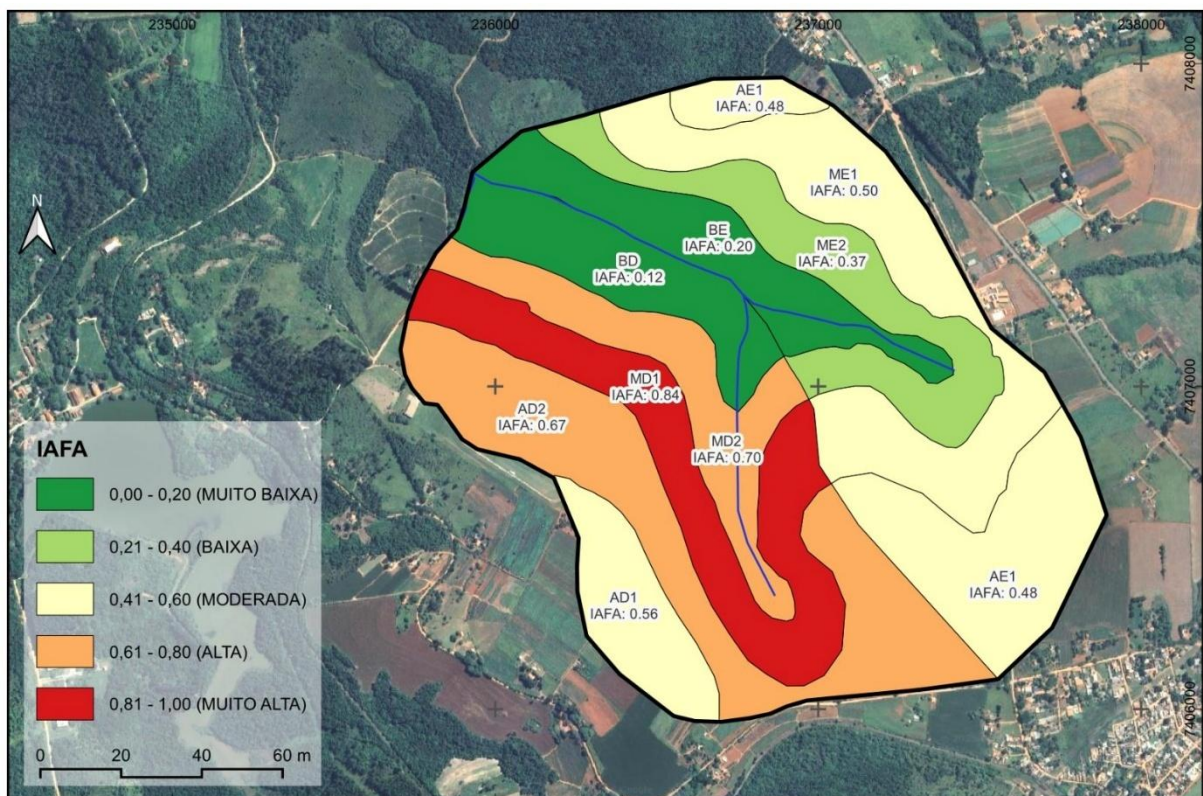
Tabela 26: Classificação atribuída ao IAFA.

Classificação do IAFA	Interpretação	Significado Ambiental
0 – 0,20	MUITO BAIXA	Áreas com cobertura natural predominante e solo protegido; mínima fragilidade ambiental.
0,21 – 0,40	BAIXA	Boa cobertura vegetal e baixa exposição do solo; fragilidade ambiental reduzida.
0,41 – 0,60	MODERADA	Condição intermediária; equilíbrio entre áreas conservadas e manejadas.
0,61 – 0,80	ALTA	Redução da cobertura natural e aumento da exposição do solo; risco ambiental elevado.
0,81 – 1	MUITO ALTA	Predomínio de solo exposto e ausência de vegetação; alta fragilidade à degradação.

Fonte: Adaptado de MANOEL (2020).

As classes do IAFA (**Tabela 26**) atribuídas a avaliação da fragilidade na área de estudo viabilizou uma leitura espacial com base em critérios quantitativos e ecológicos, permitindo a delimitação de zonas críticas, áreas de transição e regiões de estabilidade ambiental. A **Figura 17** ilustra a distribuição espacial do IAFA na área de estudo, conforme as classes estabelecidas para o índice (**Tabela 26**).

Figura 17: Classificação e distribuição espacial do IAFA na MBCP.



Fonte: Elaboração própria com base em imagens Bing Satélite (2023) e dados cartográficos do IGC-SP (escala 1:10.000).

A aplicação do IAFA na MBCP (**Figura 17**), revelou heterogeneidade espacial da fragilidade ambiental promovida pelo manejo agrossilvipastoril. As subdivisões BD

(0,12) e BE (0,20) foram classificadas como muito baixa fragilidade, indicando predominância de cobertura vegetal natural e pouca exposição do solo. Essas áreas representam núcleos de conservação, cuja manutenção é estratégica para a resiliência ecológica da microbacia. Em contrapartida, a subdivisão MD1 (0,94) apresentou fragilidade muito alta, evidenciando intensa pressão antrópica, ausência de vegetação nativa e elevado risco de degradação ambiental.

A predominância de áreas com fragilidade moderada a alta, como AE1 (0,48), ME1 (0,50), AD2 (0,67) e MD2 (0,70), revela um cenário de vulnerabilidade crescente, especialmente em regiões com uso agrícola intensivo e pouca adesão de práticas conservacionistas. Esses resultados corroboram estudos recentes que apontam o uso inadequado do solo como principal vetor de intensificação da fragilidade ambiental em bacias hidrográficas brasileiras (FRANÇA et al., 2014; PEDRINHO et al., 2024).

A análise estatística reforça a consistência do modelo adotado. A regressão linear múltipla demonstrou elevada capacidade explicativa, com coeficientes robustos e significativos. A correlação positiva entre IAFA e IRSE_logistic ($r = 0,62$) e a correlação negativa com IRAN_logistic ($r = -0,56$) evidenciam a coerência interna do índice e sua sensibilidade às variáveis estruturantes da paisagem.

Os resultados obtidos podem ser alinhados à literatura, que destaca a importância da integração de dados geoespaciais e indicadores ambientais para a avaliação da fragilidade ambiental (ROSS, 1994; TRICART, 1977). A abordagem metodológica adotada na MBCP, fundamentada em geotecnologias e modelagem espacial, segue a tendência observada em estudos recentes, que utilizam álgebra de mapas e análise integrada para subsidiar o planejamento ambiental (FRANÇA et al., 2014).

A espacialização dos resultados (**Figura 17**), permitiu uma leitura territorial refinada, que pode contribuir com a gestão sustentável da microbacia. A identificação de áreas críticas, como MD1, e de zonas de transição, como ME2 e AE1, orienta a priorização de ações de recuperação, conservação e monitoramento ambiental. Além disso, a presença de áreas com baixa fragilidade reforça a necessidade de políticas preventivas que evitem a expansão da pressão antrópica sobre esses setores.

Diante dessas constatações, o IAFA se mostra como um índice adimensional com capacidade de ser utilizado para diagnóstico ambiental em escala local, pois contribui para o entendimento dos processos de degradação e apresenta resultados que pode contribuir com a formulação de estratégias de manejo adaptativo. A

aplicação desse índice na MBCP evidencia o potencial de índices espaciais integrados para a avaliação da fragilidade ambiental de área de manejo do solo, especialmente em territórios com elevada diversidade de usos da terra e dinâmica socioambiental complexa, como é o caso da área e estudo.

Nesse contexto, torna-se pertinente aprofundar a análise da qualidade do manejo do solo, considerando variáveis físico-estruturais e químico-biológicas que influenciam diretamente a sustentabilidade dos sistemas produtivos. A seção a seguir apresenta a avaliação integrada dessas variáveis na MBCP.

6.3 Resultados da experimentação das variáveis de qualidade do manejo aplicada a usos da terra na MBCP

Diante da complexidade dos processos que envolvem a degradação e a conservação dos solos em sistemas agrossilvipastoris, torna-se importante aprofundar a análise da qualidade do manejo do solo, considerando um conjunto de variáveis físico-estruturais e químico-biológicas que influenciam diretamente a sustentabilidade dos sistemas produtivos e a prestação de serviços ecossistêmicos pelos solos.

Este tópico apresenta os resultados da experimentação integrada dessas variáveis à Microbacia do Córrego Preto (MBCP), com o objetivo de avaliar a qualidade do manejo em diferentes tipologias de uso da terra, a saber: área de cobertura natural, cultivo de eucalipto, banana, milho e pastagem. A abordagem adotada permitiu identificar padrões de degradação e conservação, subsidiando estratégias de manejo sustentável e contribuindo para a validação dos índices adimensionais propostos na pesquisa.

6.3.1 Diâmetro médio geométrico dos agregados solo [DMG]

A avaliação da qualidade do manejo do solo na MBCP exige a consideração de variáveis que traduzam a funcionalidade física, química e biológica do solo em diferentes contextos de uso da terra. Entre os parâmetros físico-estruturais, destaca-se a estabilidade dos agregados, que influencia diretamente a infiltração de água, a aeração, o desenvolvimento radicular dos cultivos e a resistência à erosão.

O Diâmetro Médio Geométrico (DMG) constitui um dos principais indicadores da estabilidade estrutural dos agregados do solo e possui ampla utilização em estudos

de qualidade física do solo em diferentes sistemas de uso da terra. O parâmetro expressa a resistência dos agregados à desagregação mecânica, refletindo diretamente o impacto das práticas de manejo sobre a estrutura do solo. Valores elevados de DMG estão associados à maior estabilidade dos agregados, o que favorece a infiltração de água, aeração e desenvolvimento radicular, enquanto valores reduzidos indicam degradação estrutural e maior suscetibilidade à compactação e erosão (VAN LIER e ALBUQUERQUE, 1997; CESÁRIO et al., 2010).

A **Tabela 27** apresenta os valores obtidos experimentalmente para o DMG nos diferentes usos da terra na Microbacia do Córrego Preto (MBCP), incluindo a soma, média e desvio padrão dos dados por uso da terra analisado.

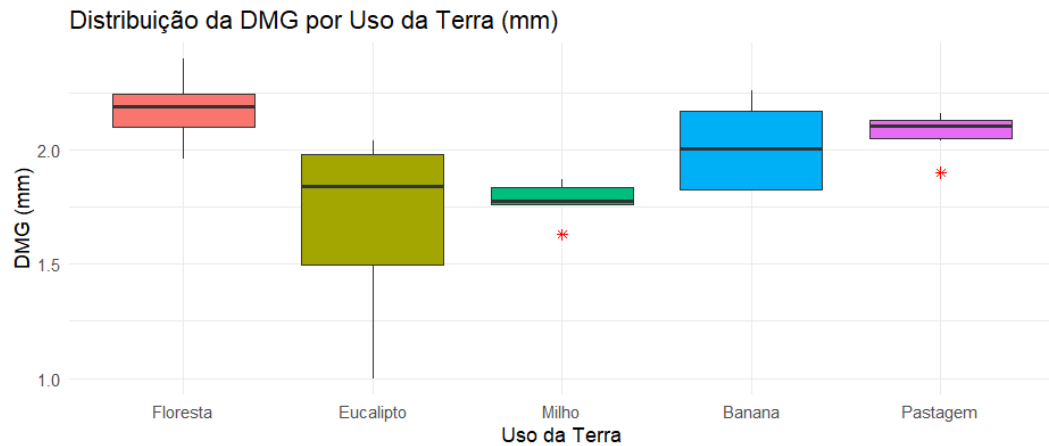
Tabela 27: Valores obtidos experimentalmente para o DMG (mm) na MBCP com soma, média e desvio padrão dos dados.

DMG (mm)	Floresta	Eucalipto	Milho	Banana	Pastagem
R1	1,96	2,04	1,85	2,16	2,08
R2	2,40	1,79	1,87	1,85	2,13
R3	2,25	1,40	1,76	1,82	2,16
R4	2,22	1,89	1,76	1,82	2,13
R5	2,08	1,00	1,79	2,26	1,90
R6	2,16	2,01	1,63	2,17	2,04
Soma	13,07	10,14	10,65	12,09	12,43
Média	2,18	1,69	1,77	2,02	2,07
Desvio padrão	0,15	0,41	0,09	0,21	0,09

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa

As médias observadas (**Tabela 27**) indicam que os maiores valores foram registrados nas áreas de floresta nativa (2,18 mm), seguidas por pastagem (2,07 mm) e banana (2,02 mm), refletindo maior estabilidade estrutural do solo sob cobertura vegetal permanente e práticas de manejo conservacionistas. Em contrapartida, os menores valores foram observados nos sistemas de eucalipto (1,69 mm) e milho (1,77 mm), sugerindo menor estabilidade dos agregados, possivelmente associada à compactação do solo, redução da matéria orgânica e maior exposição à erosão. A **Figura 18** apresenta a distribuição dos dados de DMG por meio do boxplot.

Figura 18: Distribuição dos dados (Boxplot) do DMG (mm) nos diferentes usos da terra na MBCP.



Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa

A **Figura 18** demonstra a variabilidade nos dados do DMG e padrões de estabilidade estrutural do solo entre os usos da terra, com destaque para os sistemas florestais e pastagens, que apresentaram maior mediana e menor dispersão dos valores. Para verificar os pressupostos estatísticos, foi aplicado o teste de Shapiro-Wilk (**Tabela 28**) aos dados.

Tabela 28: Teste de Shapiro-Wilk aplicado aos dados do DMG (mm) nos usos da MBCP.

Tratamento	W	p-valor
Banana	0,80	0,06
Eucalipto	0,86	0,20
Floresta	0,99	0,99
Milho	0,91	0,46
Pastagem	0,86	0,18

Fonte: Dados experimentais da pesquisa. Obs.: $P > 0,05$ e nível de confiança de 95%.

Os resultados obtidos (**Tabela 28**) indicaram que os valores de p foram superiores a 0,05, sugerindo que os dados do DMG podem ser considerados normalmente distribuídos dentro do intervalo de confiança de 95%. Para complementar a verificação, foi aplicado o teste de Levene (**Tabela 29**) para avaliar a homogeneidade das variâncias dos dados do DMG.

Tabela 29: Teste de Levene aplicado aos dados do DMG (mm) nos manejos da MBCP.

Estatística F	p-valor
2,56	0,06

Fonte: Dados experimentais da pesquisa.

A aplicação do teste de Levene (**Tabela 29**) demonstrou que a estatística F foi de 2,56 e o valor $p = 0,06$ e mostrou que não houve diferença estatisticamente significativa (DMS) entre as variâncias ao nível de 5% de significância. Dessa forma, a hipótese nula de homocedasticidade foi mantida, confirmando que os dados atenderam ao pressuposto de variâncias homogêneas entre os grupos. Diante das evidências, a ANOVA foi empregada aos dados (**Tabela 30**).

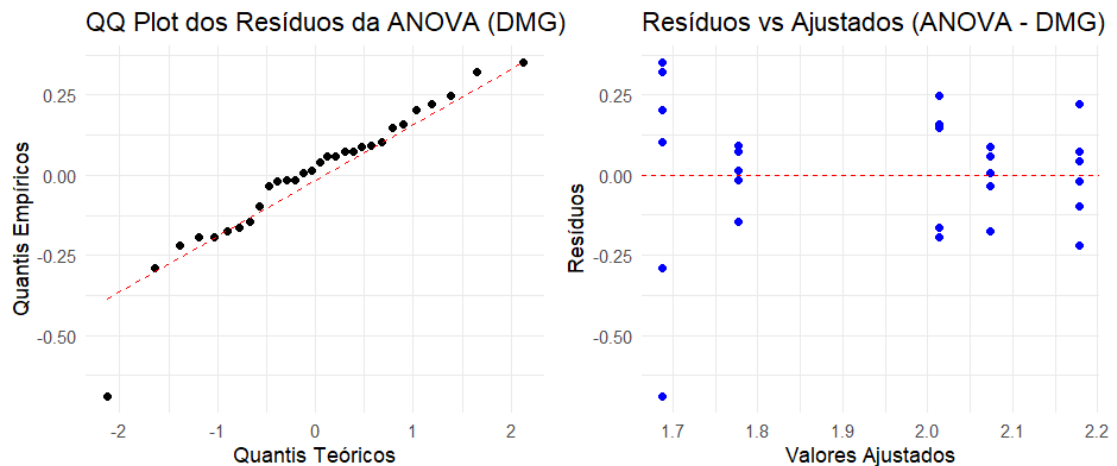
Tabela 30: Teste ANOVA aplicado aos dados do DMG (mm) nos manejos da MBCP.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor- P	F crítico
Entre grupos	1,02	4	0,26	5,16	0,004	2,76
Dentro dos grupos (resíduo)	1,24	25	0,05			
Total	2,26	29				

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

A ANOVA (**Tabela 30**), revelou DMS entre os manejos analisados na MBCP ($F = 5,16$; $p = 0,004$), permitindo a rejeição da hipótese nula de igualdade das médias ao nível de significância de 5%. A conformidade com os pressupostos foi corroborada pelos gráficos diagnósticos da ANOVA para os dados (**Figura 19**).

Figura 19: Gráficos de diagnóstico da análise de variância (ANOVA) aplicada aos dados do DMG na MBCP.



Obs.: (a) gráfico de probabilidade normal (QQ plot) dos resíduos; (b) gráfico de dispersão dos resíduos em função dos valores ajustados.

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

Os gráficos diagnósticos (**Figura 19**) apontaram ocorrência de dispersão aleatória dos pontos em torno da linha zero sugerindo ausência de padrões sistemáticos e, portanto, variância constante entre os grupos. Tal configuração sugeriu que os erros do modelo foram aleatórios, independentes e apresentaram variância

constante, mostrando que os dados do DMG atenderam aos pressupostos fundamentais da ANOVA. Diante da confirmação dos pressupostos de normalidade e homogeneidade das variâncias, procedeu-se à aplicação do teste de comparações múltiplas de Tukey HSD (**Tabela 31**).

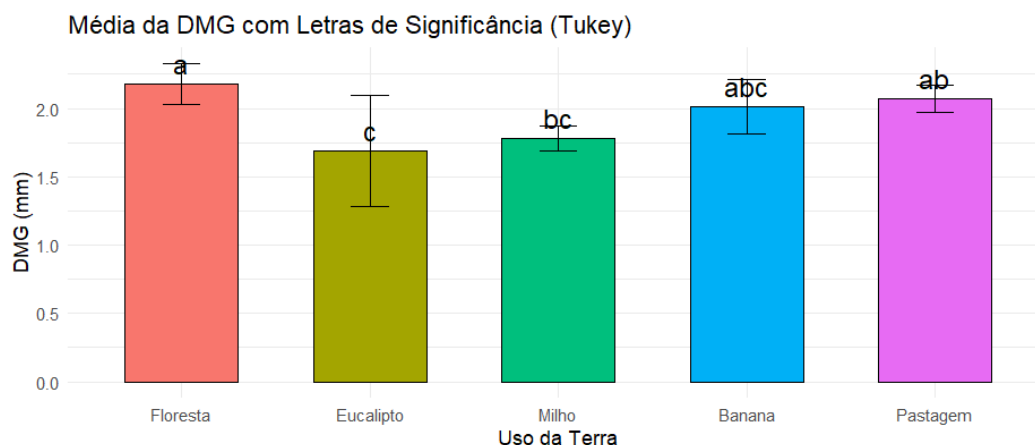
Tabela 31: Teste de Tukey HSD aplicados aos dados do DMG (mm) aos usos da terra da MBCP.

T1	T2	Diferença	IC < 95%	IC > 95%	p-ajustado
Banana	Eucalipto	-0,33	-0,70	0,05	0,12
Banana	Floresta	+0,17	-0,21	0,54	0,70
Banana	Milho	-0,24	-0,61	0,14	0,37
Banana	Pastagem	+0,06	-0,32	0,44	0,99
Eucalipto	Floresta	+0,49	+0,11	0,87	0,01
Eucalipto	Milho	+0,09	-0,29	0,47	0,96
Eucalipto	Pastagem	+0,39	+0,01	0,76	0,04
Floresta	Milho	-0,40	-0,78	-0,02	0,03
Floresta	Pastagem	-0,11	-0,48	0,27	0,92
Milho	Pastagem	+0,30	-0,08	0,67	0,18

Fonte: Autoria própria. Obs.: $p < 0,05$ indica diferença significativa (DMS).

O teste de Tukey HSD (**Tabela 31**) identificou DMS entre os pares eucalipto e floresta ($p = 0,01$), eucalipto e pastagem ($p = 0,04$) e floresta e milho ($p = 0,03$). A **Figura 20** expõe as médias do DMG com barras de erro padrão e letras indicativas de grupos estatisticamente semelhantes, corroborados pelo teste de Tukey.

Figura 20: Médias do DMG nos usos da terra na MBCP, com letras de significância - Tukey ($p < 0,05$).



Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

Observa-se na **Figura 20** que o uso florestal apresentou a maior média de DMG (2,18 mm), sendo estatisticamente distinto do sistema de eucalipto, que apresentou a menor média (1,69 mm). O cultivo de milho apresentou média intermediária (1,78 mm),

estatisticamente semelhante ao eucalipto e à banana (2,01 mm). A pastagem (2,07 mm) apresentou média elevada, estatisticamente semelhante à floresta e à banana.

A superioridade do uso florestal em relação ao cultivo de milho pode ser atribuída à presença contínua de cobertura vegetal, à ausência de revolvimento frequente do solo e à maior incorporação de matéria orgânica, fatores que favorecem a formação e a estabilidade dos agregados. Por outro lado, o cultivo de milho, caracterizado por práticas agrícolas intensivas, como preparo mecânico do solo, uso de insumos químicos e baixa cobertura vegetal fora do ciclo da cultura, tende a reduzir a estabilidade estrutural do solo, refletindo em menores valores de DMG.

Esses resultados indicam que valores mais elevados de DMG estão associados a sistemas com cobertura vegetal permanente, como floresta nativa, pastagem e banana, evidenciando maior estabilidade dos agregados nesses usos. Em contrapartida, os menores valores foram registrados nos sistemas de eucalipto e milho, que apresentam maior grau de perturbação antrópica e menor proteção do solo.

Os resultados do DMG para esses dados experimentais na MBCP corroboram a literatura especializada, que destaca a importância das práticas conservacionistas na promoção da estrutura física do solo. A presença contínua de cobertura vegetal, associada à intensa atividade biológica, favorece a formação de micro e macroagregados estáveis, como observado em ambientes florestais (BATISTA et al., 2023). A matéria orgânica do solo (MOS), os exsudatos radiculares e a ação de microrganismos atuam como agentes cimentantes, promovendo a coesão entre partículas e a resistência à desagregação (ZHAO et al., 2017; DAI et al., 2024).

Em contraste, os sistemas de eucalipto e milho apresentaram valores reduzidos de DMG, refletindo os efeitos negativos do manejo intensivo, como a compactação do solo, a redução da MOS e a menor proteção superficial. Esses fatores comprometem a formação e a estabilidade dos agregados, resultando em menor qualidade física do solo e maior vulnerabilidade à erosão (BRONICK; LAL, 2022; DAI et al., 2024).

De modo geral, os resultados reforçam que práticas conservacionistas, como o uso de culturas perenes, a manutenção da cobertura vegetal e a mínima mobilização do solo, contribuem significativamente para a melhoria da estrutura edáfica e para a resiliência dos sistemas agrossilvipastoris (LYNCH et al., 2021; VON BRAUN et al., 2023). A adoção de culturas de cobertura, por exemplo, tem sido amplamente recomendada por sua capacidade de promover a agregação do solo por meio da liberação de polissacarídeos e da atividade radicular (LIU et al., 2005).

É relevante destacar que os padrões observados na área de estudo também refletem a influência de fatores socioeconômicos sobre o uso e manejo do solo. No contexto do Assentamento Ipanema, a adoção de práticas sustentáveis em áreas de pastagem e banana pode estar associada à atuação de cooperativas locais e à valorização de sistemas produtivos resilientes. Por outro lado, a intensificação do uso do solo em áreas de milho e eucalipto, frequentemente motivada por demandas econômicas imediatas, pode comprometer a qualidade física do solo a longo prazo, mesmo em regiões como a área de estudo. O DMG demonstrou ser um indicador sensível e capaz de avaliar os efeitos do uso e manejo do solo sobre a estrutura física.

6.3.2 Matéria orgânica no solo [MOS]

Dando continuidade à avaliação integrada da qualidade do manejo, o próximo parâmetro analisado é a Matéria Orgânica do Solo (MOS), amplamente reconhecida como um dos principais indicadores da qualidade edáfica, influenciando diretamente atributos físicos, químicos e biológicos do solo, como a estrutura agregada, a capacidade de retenção hídrica, a atividade microbiana e a disponibilidade de nutrientes (LEHMANN et al., 2020; TIAN et al., 2023). A **Tabela 32** apresenta os valores experimentais de MOS (g/dm^3) obtidos para os usos da terra analisados na Microbacia do Córrego Preto (MBCP), incluindo a soma, média e desvio padrão dos dados.

Tabela 32: Valores obtidos experimentalmente para o MOS (g/dm^3) na MBCP com soma, média e desvio padrão dos dados.

MOS (g/dm^3)	Floresta	Eucalipto	Milho	Banana	Pastagem
R1	25,46	20,31	16,88	20,72	15,80
R2	21,76	20,17	15,85	13,31	21,27
R3	15,89	17,91	17,88	16,43	19,10
R4	20,25	20,92	16,07	18,19	18,82
R5	18,65	23,13	17,86	18,45	15,32
R6	20,79	17,34	17,71	19,03	18,99
Soma	122,80	119,79	102,26	106,13	109,29
Média	20,47	19,97	17,04	17,69	18,22
Desvio padrão	3,19	2,11	0,92	2,55	2,25

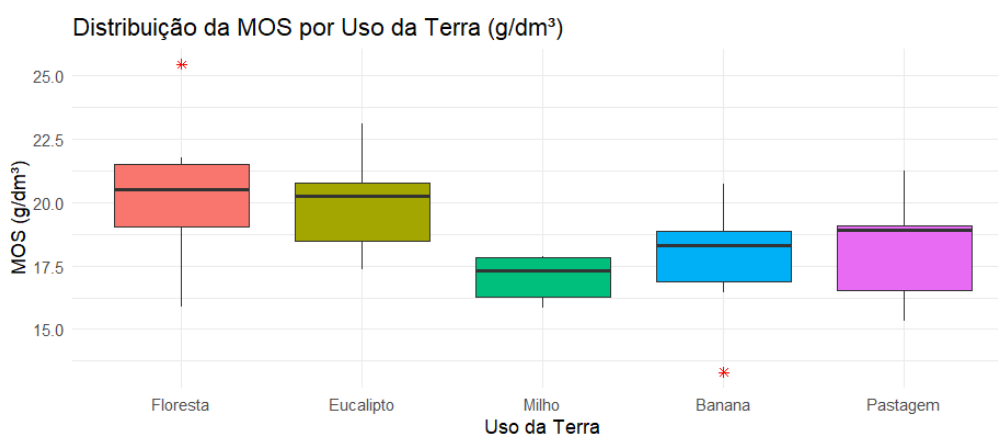
Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

Os resultados obtidos experimentalmente para a MOS nos usos da terra na MBCP (**Tabela 32**), evidenciou que os maiores valores médios foram observados nos

sistemas de floresta (20,47 g/dm³) e eucalipto (19,97 g/dm³), enquanto os menores valores foram obtidos nos cultivos de milho (17,04 g/dm³) e banana (17,69 g/dm³).

O uso de pastagem, entretanto, apresentou valor intermediário (18,22 g/dm³), sugerindo que sistemas com cobertura vegetal perene tendem a preservar maiores teores de MOS em comparação aos sistemas agrícolas anuais ou com manejo intensivo (SANTOS et al., 2025). A distribuição dos dados por uso da terra pode ser conferida na **Figura 21**.

Figura 21: Distribuição dos dados (Boxplot) da MOS (g/dm³) nos diferentes usos da terra na MBCP.



Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

Observa-se (**Figura 21**) maior dispersão dos dados na área de cobertura natural e banana, que pode estar relacionado à variabilidade natural desses ambientes ou ao histórico de manejo dessas áreas. Os pressupostos estatísticos necessários para a aplicação da ANOVA foram verificados por meio dos testes de Shapiro-Wilk e Levene, cujos resultados são apresentados nas **Tabelas 33 e 34**.

Tabela 33: Teste de Shapiro-Wilk aplicado aos dados da MOS (g/dm³) nos usos da MBCP.

Tratamento	W	p-valor
Banana	0,93	0,615
Eucalipto	0,94	0,698
Floresta	0,98	0,957
Milho	0,84	0,132
Pastagem	0,90	0,364

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

Conforme exprime o teste de Shapiro-Wilk (**Tabela 33**), os dados da MOS obtiveram distribuição normal em todos os usos da terra analisados ($p > 0,05$). Prosseguiu-se, portanto, com o teste de Levene (**Tabela 34**).

Tabela 34: Teste de Levene para verificação da homogeneidade de variâncias nos dados da MOS (g/dm^3).

Estatística F	p-valor
0,63	0,65

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

O teste de Levene (**Tabela 34**) confirmou a homogeneidade das variâncias entre os usos da terra, com valor de $F = 0,63$ e $p = 0,65$, não sendo estatisticamente significativo ao nível de 5%. Dessa forma, os dados atenderam aos pressupostos de normalidade e homocedasticidade, permitindo a aplicação do teste ANOVA para os dados da MOS (**Tabela 35**).

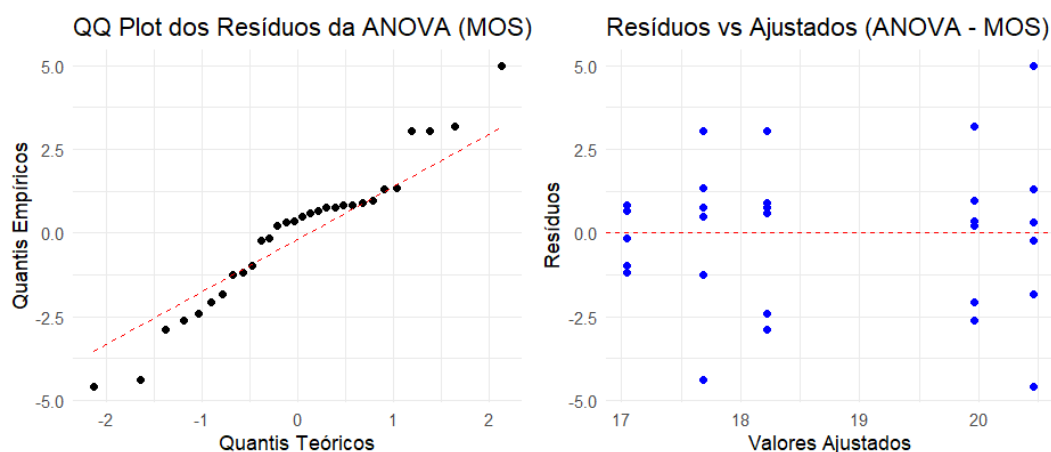
Tabela 35: Teste ANOVA aplicado aos dados da MOS (g/dm^3) no manejo da MBCP.

Fonte	SQ	gl	MQ	F	F crítico
Entre grupos	52,33	4	13,08	2,42	2,76
Resíduo	135,29	25	5,41		

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

A ANOVA aplicada aos dados da MOS (**Tabela 35**) demonstrou ausência de DMS entre os tratamentos ao nível de 5% de significância ($F = 2,42$; $p = 0,075$). A análise dos resíduos da ANOVA, apresentada na **Figura 22**, reforça a adequação dos dados aos pressupostos do modelo.

Figura 22: Gráficos de diagnóstico da ANOVA) aplicada aos dados da MOS (g/dm^3) na MBCP.



Obs.: (a) gráfico de probabilidade normal (QQ plot) dos resíduos; (b) gráfico de dispersão dos resíduos em função dos valores ajustados.

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

A análise dos resíduos da ANOVA (**Figura 22**) confirmou a adequação do modelo. No gráfico de probabilidade normal (QQ Plot), os pontos se alinham à linha de referência, indicando distribuição aproximadamente normal, apesar de leves

desvios nas extremidades, possivelmente associados à variabilidade em manejos como floresta e banana. O teste de Shapiro-Wilk ($p = 0,32$) corrobora essa normalidade.

No gráfico de resíduos versus valores ajustados, observa-se distribuição aleatória em torno da linha zero, sem padrões sistemáticos, o que indica independência dos erros e variância constante entre os usos. O resultado foi consistente com o teste de Levene ($p = 0,65$), validando o pressuposto de homocedasticidade.

Em síntese, os resultados demonstraram que a matéria orgânica do solo (MOS) constitui um indicador da qualidade edáfica, que atua diretamente nos atributos como estrutura física, retenção hídrica, fertilidade natural e atividade biológica do solo (LEHMANN e KLEBER, 2015; CHEN et al., 2022). Sua presença está associada à estabilidade dos agregados, à capacidade de troca catiônica e à resiliência dos sistemas agrícolas frente a distúrbios ambientais (LIU et al., 2023).

Na Microbacia do Córrego Preto (MBCP), os teores de MOS foram avaliados com o propósito de compreender como diferentes formas de uso e manejo afetam a dinâmica da matéria orgânica em um contexto de assentamento rural inserido em zona de amortecimento de unidade de conservação. Os resultados obtidos evidenciaram variações nos teores médios de MOS entre os usos da terra, com destaque para a floresta (20,47 g/dm³), seguida por eucalipto (19,97 g/dm³), pastagem (18,22 g/dm³), banana (17,69 g/dm³) e milho (17,04 g/dm³).

Apesar dos valores estarem abaixo dos intervalos de referência geralmente atribuídos a ecossistemas florestais tropicais (31 a 60 kg/m³) conforme estabelecidos pelo Instituto Agrônomo de Campinas (IAC), a discrepância encontra respaldo nas características edafoclimáticas da região, marcada por Latossolos Vermelho-Amarelos altamente intemperizados, com baixa capacidade de retenção de matéria orgânica e submetidos a condições tropicais úmidas que favorecem a rápida decomposição da biomassa (CHEN et al., 2022; LIU et al., 2023; SANTOS et al., 2024).

A análise estatística (ANOVA) não identificou DMS entre os usos ($F = 2,42$; $p > 0,05$). No entanto, a tendência observada nos dados sugere que sistemas com maior cobertura vegetal permanente, como a floresta e o eucalipto, tendem a manter teores mais elevados de MOS. Por outro lado, cultivos anuais como o milho apresentaram os menores valores, possivelmente em função do preparo mecânico do solo, da menor

adição de resíduos orgânicos e da maior exposição do solo à erosão (GOŁĄBEK et al., 2020).

Embora o eucalipto tenha apresentado valores relativamente altos de MOS, esse resultado pode estar relacionado à deposição de serapilheira e à ausência de revolvimento do solo. A literatura aponta que sistemas florestais plantados podem contribuir para o acúmulo de MOS, desde que o manejo preserve a cobertura do solo e minimize a perturbação física (CHERUBIN et al., 2021). Entretanto, o cultivo de banana, apesar de apresentar cobertura vegetal parcial e consórcio com abóbora, apresentou maior variabilidade nos teores de MOS, refletindo práticas de manejo específicas como adubação, cobertura morta e intensidade de uso da terra.

A influência da sociedade local sobre os resultados da variável também merece destaque. No contexto do Assentamento Ipanema, as práticas de manejo do solo são moldadas por fatores socioeconômicos, como acesso a políticas públicas, assistência técnica, tradição agrícola e disponibilidade de insumos. A adoção de práticas conservacionistas como o uso de cobertura vegetal, compostagem e terraceamento pode contribuir para a manutenção ou incremento da matéria orgânica, enquanto práticas mais intensivas ou mecanizadas tendem a acelerar sua perda (CIULLA et al., 2017).

Dessa forma, os resultados obtidos refletem não apenas as condições naturais da paisagem, mas também as decisões de manejo tomadas pelas famílias assentadas, evidenciando a importância de integrar aspectos ecológicos e sociais na avaliação da qualidade do solo.

Em síntese, ainda que os resultados estatísticos não tenham revelado DMS entre os usos da terra, a análise dos dados e o contexto local indicam que a MOS apresenta sensibilidade às práticas de manejo adotadas na MBCP. A manutenção e o incremento da MOS devem ser considerados objetivos prioritários em estratégias de manejo sustentável, especialmente em áreas inseridas em zonas de amortecimento de unidades de conservação, onde a conservação do solo e da biodiversidade desempenha papel relevante na resiliência dos agroecossistemas.

6.3.3 Permeabilidade do solo [k]

Além de sua função na melhoria da estrutura física e na retenção de nutrientes, a matéria orgânica do solo exerce papel estratégico na regulação hídrica dos

agroecossistemas. No contexto da MBCP, onde os Latossolos Vermelho-Amarelos predominam, compreender os mecanismos de movimentação da água no perfil do solo importante para avaliar a eficiência do manejo. Nesse sentido, o próximo parâmetro analisado foi a permeabilidade do solo (k), que permite mensurar a capacidade de infiltração hídrica sob diferentes usos da terra, sendo diretamente influenciada pela textura, estrutura e grau de compactação do solo.

Essa variável é conceitualmente representada como a facilidade com que a água percola pelos poros do solo (RODRIGUEZ et al., 2015). O parâmetro foi determinado experimentalmente por meio da Lei de Darcy, formulada em 1856, que descreve o fluxo de fluidos em meios porosos. O coeficiente de permeabilidade depende da viscosidade do fluido, da granulometria, do grau de saturação e da estrutura do solo, sendo expresso em m/s. A **Tabela 36** apresenta os valores obtidos experimentalmente para a variável permeabilidade do solo (k) em m/s, incluindo soma, média e desvio padrão dos dados.

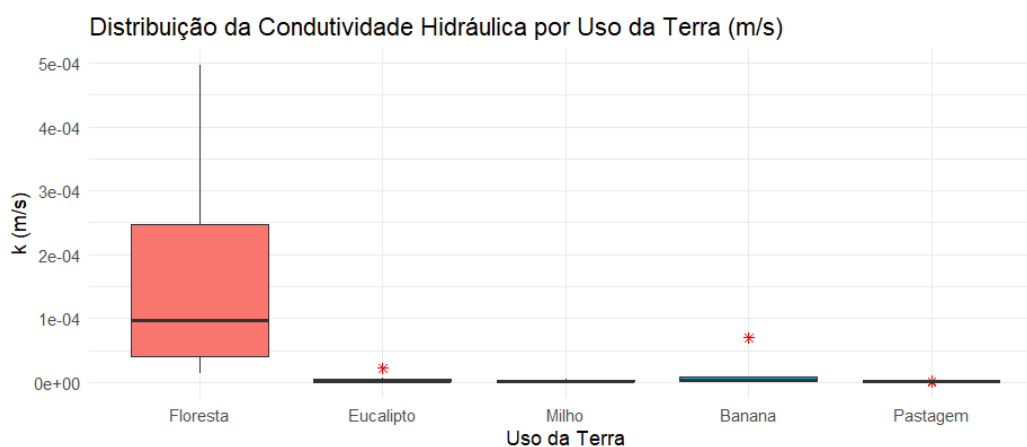
Tabela 36: Valores obtidos experimentalmente para Permeabilidade do solo - k (m/s) na MBCP com soma, média e desvio padrão dos dados.

k (m/s)	Floresta	Eucalipto	Milho	Banana	Pastagem
R1	1,36E-04	1,74E-06	2,18E-06	2,18E-06	8,71E-07
R2	3,41E-05	1,74E-06	3,48E-06	1,74E-06	8,71E-07
R3	1,42E-05	6,53E-06	4,36E-06	1,31E-06	4,36E-07
R4	2,84E-04	2,18E-05	8,71E-07	5,23E-06	8,71E-07
R5	4,97E-04	8,71E-07	2,18E-06	8,71E-06	8,71E-07
R6	5,68E-05	2,61E-06	8,71E-07	6,97E-05	1,31E-06
Soma	1,02E-03	3,53E-05	1,39E-05	8,89E-05	5,23E-06
Média	1,70E-04	5,88E-06	2,32E-06	1,48E-05	8,72E-07
Desvio padrão	1,88E-04	8,05E-06	1,40E-06	2,70E-05	2,76E-07

Fonte: Elaboração própria com os dados experimentais.

Os resultados obtidos experimentalmente (**Tabela 36**), indicam que os maiores valores médios da permeabilidade do solo (k) foram observados nas áreas de floresta (1,70E-04 m/s) e banana (1,48E-05 m/s), sugerindo melhor estrutura física e maior capacidade de infiltração hídrica.

Em contraste, aos menores valores registrados nas áreas de pastagem (8,72E-07 m/s) e milho (2,32E-06 m/s), refletindo possível compactação e menor porosidade do solo. O desvio padrão elevado nas áreas de cobertura florestal e no cultivo de banana indica maior variabilidade interna, possivelmente associada à heterogeneidade do manejo e da cobertura vegetal. A **Figura 23** apresenta a distribuição dos dados da permeabilidade k (m/s) na MBCP.

Figura 23: Distribuição dos dados (Boxplot) da k (m/s) nos diferentes uso da terra da MBCP.

Fonte: Elaboração própria com os dados experimentais.

A distribuição dos dados de k (**Figura 23**) confirmou que as áreas compostas por cobertura natural demonstraram os valores mais elevados e a maior variabilidade da permeabilidade (k). Os demais usos, especialmente pastagem e milho, exibiram valores expressivamente mais baixos, sugerindo restrição ao fluxo hídrico promovido pelas práticas de manejo do solo. A **Tabela 37** apresenta o Teste de Shapiro Wilk para do dados de k (m/s).

Tabela 37: Teste de Shapiro-Wilk aplicado aos dados de k (m/s) nos manejos da MBCP.

Tratamento	W	p-valor
Floresta	0,93	0,16
Eucalipto	0,83	0,004
Milho	0,98	0,43
Banana	0,79	0
Pastagem	0,95	0,10

Fonte Elaboração própria com os dados experimentais.

O teste de Shapiro-Wilk (**Tabela 37**) revelou que os pressupostos de normalidade foram violados nos manejos de eucalipto ($p = 0,004$) e banana ($p = 0$). Foi aplicado, então, o teste de Levene aos dados (**Tabela 38**) para complementar a análise.

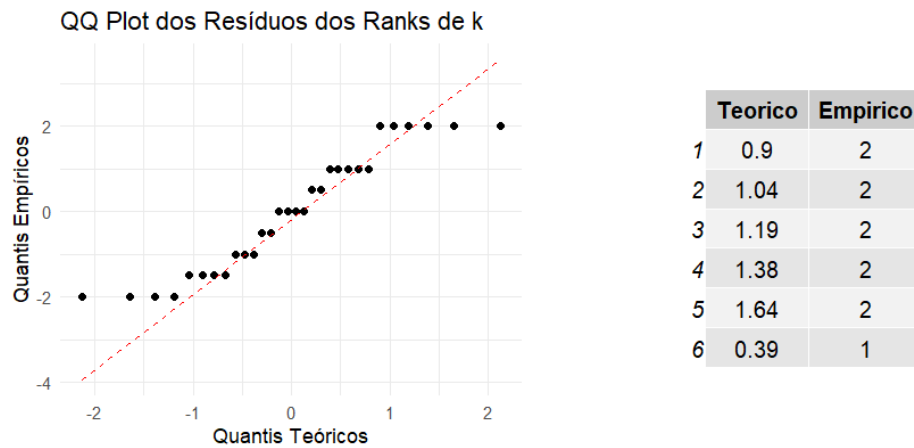
Tabela 38: Teste de Levene para homogeneidade de variâncias.

Estatística F	p-valor
4,99	0,004

Fonte: Elaboração própria com os dados experimentais.

O teste de Levene (**Tabela 38**) confirmou a heterogeneidade de variâncias entre os grupos dos usos ($F = 4,99$; $p = 0,004$). O gráfico QQ dos resíduos dos postos foi utilizado para compreender a distribuição dos dados da permeabilidade (k) nos usos da terra analisados na MBCP (**Figura 24**).

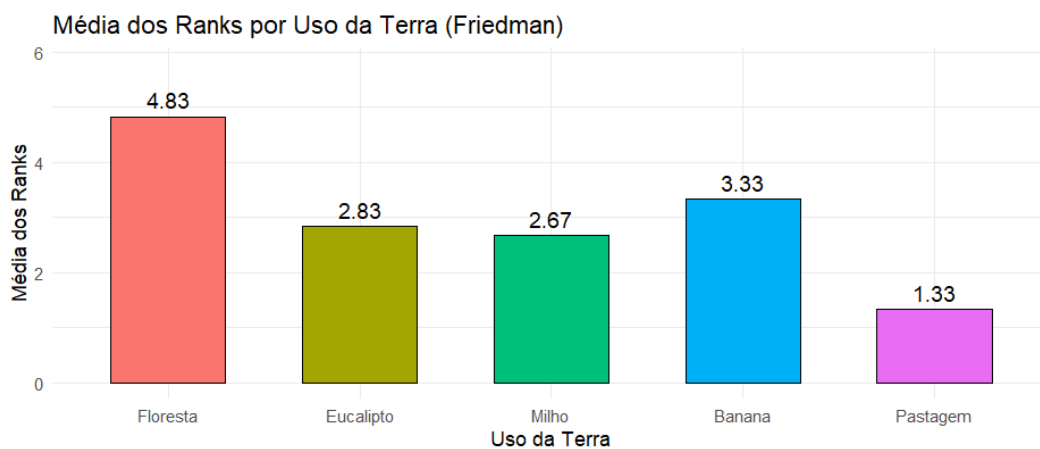
Figura 24: Gráfico QQ dos resíduos dos postos da permeabilidade (k) nos usos da terra na MBCP.



Fonte: Elaboração própria com os dados experimentais.

O gráfico (**Figura 24**) revelou desvios sistemáticos dos dados de k em relação à linha de referência, especialmente nas extremidades, evidenciando violação da suposição de normalidade, anteriormente atestada pelos testes Shapiro Wilk e Levene. Diante das evidências, foi empregado o teste de Friedman, cujo resultado ($\chi^2 = 15,86$; $p = 0,003$) indicou DMS entre os tratamentos. A **Figura 25** apresenta os ranks médios atribuídos a k nos diferentes usos da terra com base no teste de Friedman.

Figura 25: Médias dos ranks (Friedman) de k (m/s) por uso da terra na MBCP.



Fonte: Elaboração própria com os dados experimentais.

A análise dos ranks médios dos dados de k (**Figura 25**) confirmou os testes utilizados anteriormente, atestando que a cobertura nativa obteve o valor mais elevado dos postos (4,83), seguida por banana (3,33), eucalipto (2,83), milho (2,67) e pastagem (1,33). Para identificar DMS entre os manejos foi aplicado o teste de Dunn com correção de Holm (**Tabela 39**).

Tabela 39: Teste de Dunn com correção de Holm aplicado a k (m/s) no manejo da MBCP.

T1	T2	Z (Estatística)	p-valor	p-ajustado
Banana	Eucalipto	0,48	0,63	1,00
Banana	Floresta	-1,83	0,07	0,33
Eucalipto	Floresta	-2,31	0,02	0,15
Banana	Milho	0,94	0,35	1,00
Eucalipto	Milho	0,46	0,64	0,64
Floresta	Milho	2,77	0,01	0,05
Banana	Pastagem	2,48	0,01	0,11
Eucalipto	Pastagem	2,00	0,05	0,27
Floresta	Pastagem	4,31	0,00	0,00
Milho	Pastagem	1,54	0,12	0,50

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

A aplicação do teste de Dunn com correção de Holm (**Tabela 39**) revelou diferenças estatisticamente significativas entre os usos de floresta e milho ($Z = 2,7750$; p -ajustado = 0,0500) e floresta e pastagem ($Z = 4,3110$; p -ajustado = 0,0002), indicando que áreas com cobertura vegetal nativa apresentam permeabilidade significativamente superior.

Embora o contraste entre eucalipto e floresta ($Z = -2,3120$; p -ajustado = 0,1450) tenha apresentado tendência de significância, não foi considerado estatisticamente significativo após correção. As demais comparações não apresentaram diferenças significativas (p -ajustado > 0,05), sugerindo similaridade na condutividade hidráulica entre esses pares de uso.

Esses resultados são consistentes com a natureza dos Latossolos Vermelho-Amarelos (LVA) predominantes na MBCP, que apresentam elevada macroporosidade e boa estrutura física, especialmente quando submetidos a manejo conservacionista.

A floresta de Mata Atlântica, por sua cobertura permanente e ausência de revolvimento mecânico, favorece a formação de agregados estáveis e a manutenção da condutividade hidráulica, resultando nos maiores valores de k (m/s) observados. Essa superioridade é respaldada por estudos que destacam o papel da condutividade hidráulica saturada (K_{sat}), da atividade biológica e da mineralogia da fração argila,

especialmente a presença de caulinita, na promoção da permeabilidade em solos tropicais (GUPTA et al., 2024; SHAHEB et al., 2021).

O consórcio banana-abóbora, embora diversificado, apresentou valores intermediários de permeabilidade, possivelmente devido à cobertura vegetal parcial e tráfego de máquinas. Já o cultivo de milho, conduzido sob manejo convencional com preparo mecânico recente, apresentou valores reduzidos de k , indicando que o revolvimento superficial pode promover descompactação temporária, mas tende a comprometer a estrutura do solo ao longo do tempo (VEIGA et al., 2007; NAGAHAMA et al., 2016).

A pastagem, mesmo manejada com terraceamento, apresentou os menores valores de permeabilidade, sugerindo que o pisoteio animal e a baixa cobertura vegetal em alguns trechos contribuem para a compactação e redução da porosidade. O sistema de eucalipto com cortes alternados apresentou valores intermediários, indicando que a alternância entre fases de crescimento e colheita pode reduzir a pressão mecânica sobre o solo, favorecendo sua recuperação parcial.

Esses resultados estão em consonância com pesquisas que apontam práticas como escarificação, rotação de culturas e uso de cobertura vegetal como estratégias eficazes para melhorar a permeabilidade do solo, promovendo maior infiltração de água, desenvolvimento radicular e sustentabilidade dos agroecossistemas (TOKURA et al., 2018; SPLIETHOFF; RAMPIM; POTT, 2019; MA et al., 2024). Em contrapartida, o tráfego intenso de máquinas e a ausência de rotação de culturas podem compactar o solo, reduzir a porosidade e limitar a permeabilidade, comprometendo a produtividade agrícola e a conservação dos recursos hídricos (CARMO et al., 2021).

Portanto, os resultados obtidos na MBCP reforçam a permeabilidade do solo (k) como um indicador altamente sensível às práticas de manejo, sendo de importante para delinear e orientar estratégias de conservação do solo e da água, especialmente em microbacias hidrográficas.

6.3.4 Resistência mecânica à penetração do solo [RMP]

A permeabilidade do solo revelou-se um parâmetro eficaz para distinguir os efeitos do manejo sobre a infiltração hídrica na MBCP, evidenciando a superioridade das áreas com cobertura vegetal permanente. No entanto, a capacidade do solo de permitir o crescimento radicular também depende de outro fator físico essencial: a

resistência mecânica à penetração (RMP). Essa variável edáfica corresponde ao parâmetro físico do solo comumente utilizado para avaliar o grau de compactação do solo e suas implicações sobre o crescimento radicular. Na MBCP os resultados obtidos experimentalmente são apresentados na **Tabela 40**.

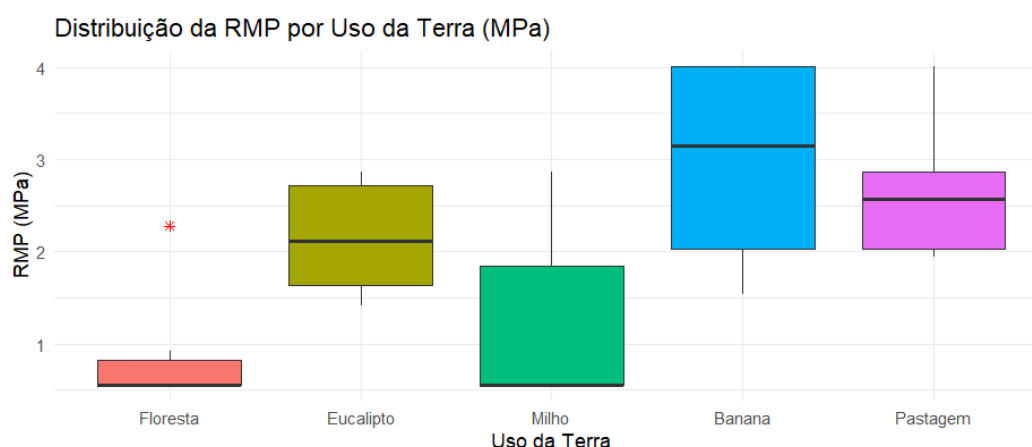
Tabela 40: Valores obtidos experimentalmente para a RMP (MPa) na MBCP com a soma, média e desvio padrão dos dados.

RMP (MPa)	Floresta	Eucalipto	Milho	Banana	Pastagem
R1	2,28	2,28	0,56	4,01	4,01
R2	0,56	2,86	0,56	4,01	2,28
R3	0,56	1,54	0,56	2,28	1,94
R4	0,56	1,94	2,28	4,01	1,94
R5	0,92	1,42	0,56	1,54	2,86
R6	0,56	2,86	2,86	1,94	2,86
Soma	5,45	12,90	7,38	17,78	15,88
Média	0,91	2,15	1,23	2,96	2,65
Desvio padrão	0,69	0,63	1,05	1,16	0,78

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

Conforme a **Tabela 40**, os menores valores médios de RMP foram observados sob floresta nativa (0,91 MPa) e milho (1,23 MPa). Em contraste, os maiores valores foram registrados nos manejos de banana (2,96 MPa) e pastagem (2,65 MPa). O uso com eucalipto apresentou resistência intermediária (2,15 MPa). A **Figura 26** apresenta a distribuição dos dados por meio de boxplot.

Figura 26: Distribuição dos dados (Boxplot) da RMP (MPa) nos diferentes usos da terra na MBCP.



Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

A distribuição dos dados na área de estudo observada (**Figura 26**) mostrou variabilidade da RMP entre os usos da terra. Para verificar os pressupostos estatísticos, foi aplicado o teste de Shapiro-Wilk (**Tabela 41**) aos dados.

Tabela 41: Teste de Shapiro-Wilk aplicado a RMP (MPa) nos usos da MBCP.

Tratamento	W	p-valor
Floresta	0,62	0,001
Eucalipto	0,89	0,33
Milho	0,69	0,005
Banana	0,79	0,047
Pastagem	0,87	0,24

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

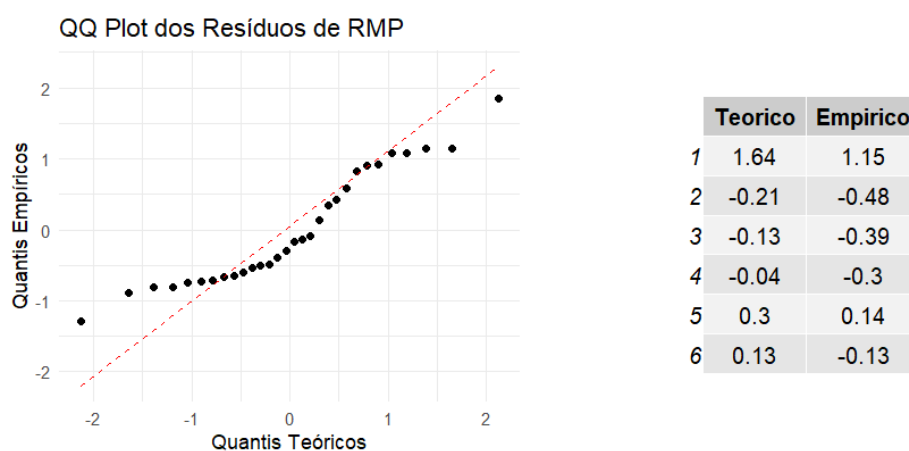
Os resultados do teste (**Tabela 41**) indicaram que os dados referentes aos usos florestais ($p = 0,001$), milho ($p = 0,005$) e banana ($p = 0,047$) apresentaram violação da suposição de normalidade, com p-valores inferiores ao nível de significância de 5%. Apenas os tratamentos eucalipto ($p = 0,33$) e pastagem ($p = 0,24$) não rejeitaram a hipótese nula de normalidade. O teste de Levene complementou a análise **Tabela 42**.

Tabela 42: Teste de Levene aplicado aos dados da RMP (MPa) nos usos da MBCP.

Estatística F	p-valor
1,03	0,41

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

A O teste de Levene (**Tabela 42**) indicou homogeneidade de variâncias entre os grupos ($F = 1,03$; $p = 0,41$). A **Figura 27** apresenta o QQ plot dos resíduos do modelo de ranks (postos).

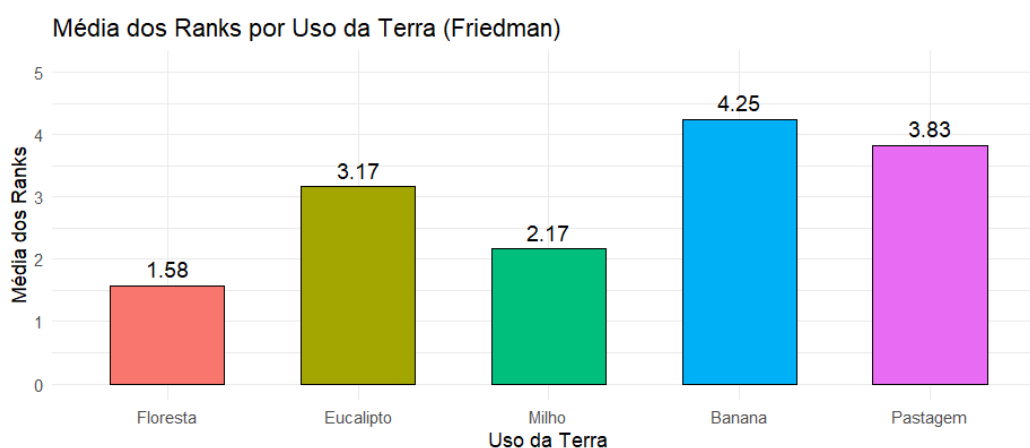
Figura 27: Gráfico QQ dos resíduos dos postos da RMP (MPa) nos usos da terra na MBCP.

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

O gráfico QQ (**Figura 27**) mostra desvio dos pontos da linha de referência, especialmente nas extremidades, confirmando a violação dos dados da RMP da normalidade. A tabela ao lado do gráfico reforça essa conclusão ao mostrar discrepâncias entre os quantis teóricos e empíricos.

Diante da violação da normalidade, foi aplicado o teste de Friedman, cujo resultado ($\chi^2 = 12,94$; $p = 0,012$) indicou DMS entre os tratamentos. A **Figura 28** apresenta visualmente os ranks médios da RMP atribuídos aos usos da terra na MBCP.

Figura 28: Médias dos ranks (Friedman) da RMP (MPa) por uso da terra na MBCP.



Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

Os ranks dos manejos analisados (**Figura 28**) mostra que a floresta apresentou a menor média (1,58), seguida por milho (2,17), esses valores indicaram menor resistência à penetração e, portanto, maior potencial para o crescimento radicular nesses sistemas de manejo. Os maiores ranks foram atribuídos aos usos banana (4,25) e pastagem (3,83), sugerindo maior compactação superficial do solo nesses usos. Para identificar DMS entre os tratamentos, foi aplicado o teste de Dunn com correção de Holm (**Tabela 43**).

Tabela 43: Teste de Dunn com correção de Holm aplicado a RMP (MPa) no manejo da MBCP.

T1	T2	Z (Estatística)	p-valor	p-ajustado
Floresta	Eucalipto	1,90	0,06	0,35
Floresta	Milho	0,50	0,62	1,00
Floresta	Banana	2,82	0,01	0,05
Floresta	Pastagem	2,62	0,01	0,08
Eucalipto	Milho	-1,40	0,16	0,81
Eucalipto	Banana	0,92	0,36	1,00

Eucalipto	Pastagem	0,72	0,47	1,00
Milho	Banana	2,32	0,02	0,16
Milho	Pastagem	2,12	0,03	0,24
Banana	Pastagem	-0,20	0,84	1,00

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

A aplicação do teste de Dunn com correção de Holm (**Tabela 43**) revelou DMS entre os usos de floresta e banana ($Z = 2,82$; p -ajustado = 0,05), indicando maior resistência mecânica do solo sob cultivo de banana. Observou-se também uma tendência de significância entre floresta e pastagem ($Z = 2,62$; p -ajustado = 0,08), sugerindo que áreas de pastagem podem apresentar menor resistência em comparação às áreas florestais. As demais comparações não apresentaram significância estatística após correção (p -ajustado > 0,05), indicando similaridade na resistência mecânica do solo entre esses pares de uso.

Em suma, o cultivo de milho, conduzido sob manejo convencional com preparo mecânico, apresentou baixa resistência à penetração, resultado que pode estar associado à descompactação superficial temporária promovida pelo uso de maquinários. No entanto, esse tipo de revolvimento intensivo tende a comprometer a estrutura física do solo ao longo do tempo, favorecendo a compactação nas camadas subsuperficiais (VEIGA et al., 2007; NAGAHAMA et al., 2016).

Por outro lado, o consórcio banana-abóbora, embora represente uma estratégia produtiva diversificada, apresentou valores elevados de RMP, possivelmente devido ao tráfego de máquinas e à ausência de cobertura vegetal permanente, o que pode limitar o crescimento radicular e reduzir a eficiência do uso da água (HUANG et al., 2022; CAVALARIS et al., 2023).

A área de pastagem, manejada com terraceamento, também apresentou níveis elevados de resistência, sugerindo que, apesar das práticas conservacionistas, o pisoteio animal e a baixa cobertura vegetal em alguns trechos podem contribuir para a compactação superficial (BUMBER et al., 2024).

Em contraste, o sistema de eucalipto com cortes alternados apresentou valores intermediários de RMP, indicando que a alternância entre fases de crescimento e colheita pode reduzir a pressão mecânica sobre o solo, favorecendo sua recuperação parcial.

A floresta nativa de Mata Atlântica, por sua vez, apresentou os menores valores de resistência do solo, evidenciando a eficiência da cobertura vegetal permanente na manutenção da estrutura física do solo e na promoção do desenvolvimento radicular.

Essas variações refletem a diversidade de práticas de manejo adotadas pelas famílias assentadas no Assentamento Ipanema, influenciadas por fatores como tradição produtiva, acesso à assistência técnica e políticas públicas. A compactação observada em áreas de banana e pastagem pode ser mitigada por meio da adoção de práticas conservacionistas, como o uso de cobertura vegetal, rotação de culturas, controle do pisoteio animal e escarificação localizada.

Dessa forma, a RMP se consolida como um indicador capaz de orientar estratégias de manejo sustentável do solo, especialmente em áreas inseridas em zonas de amortecimento de unidades de conservação, como a área de estudo, onde a conservação dos recursos naturais é essencial para a resiliência dos agroecossistemas (LYNCH, et al., 2021; PEDRINHO et al., 2024).

6.3.5 Pressão antrópica analógica [PAA]

No contexto da MBCP, onde práticas produtivas diversas coexistem com áreas de conservação, compreender a pressão exercida pelas atividades humanas torna-se essencial para avaliar a sustentabilidade do manejo. Nesse sentido, o próximo indicador analisado foi a Pressão Antrópica Analógica (PAA). Essa variável, expressa em megapascal (MPa), foi utilizada para representar a intensidade das ações humanas sobre o solo nos diferentes usos da terra analisados na Microbacia do Córrego Preto (MBCP). A **Tabela 44** sintetiza os valores atribuídos à PAA para os usos da terra analisados na MBCP.

Tabela 44: Pressão antrópica analógica (PAA) por tipo de uso da terra analisado na MBCP.

Uso	PAA (MPa)	Descrição do Manejo	Interpretação da Pressão Antrópica
Floresta	1	Floresta primária e secundária, sem intervenção mecânica significativa	Impacto antrópico mínimo; solo natural com estrutura preservada
Eucalipto	2	Silvicultura com corte alternado e práticas conservacionistas	Pressão moderada; manejo que mitiga impactos, mas pode afetar a qualidade do solo a longo prazo
Banana	3	Consórcio com abóbora e manejo integrado	Pressão baixa; práticas sustentáveis que favorecem a estrutura do solo e a formação de agregados
Pastagem	6	Manejo com terraceamento para controle da erosão	Pressão moderada; compactação presente, exigindo manejo contínuo para preservar a funcionalidade do solo
Milho	9	Cultivo intensivo com uso de maquinário e ausência de práticas conservacionistas	Pressão elevada; degradação estrutural, aumento da compactação e redução da produtividade

Fonte: Adaptado de MANOEL (2020)

Conforme **Tabela 44** a área de cobertura natural, com PAA de 1 MPa, representa o uso com menor interferência antrópica, caracterizado por cobertura vegetal nativa e ausência de revolvimento mecânico, o que favorece a preservação da estrutura do solo e a manutenção dos serviços ecossistêmicos (HERNÁNDEZ-VALDEZ et al., 2023; MATHEWOS et al., 2023).

O Manejo de eucalipto, com PAA de 2 MPa, é conduzido com corte alternado e práticas conservacionistas, o que contribui para mitigar os efeitos da compactação e da erosão. No entanto, impactos cumulativos ao longo dos ciclos de produção podem comprometer a qualidade física do solo, especialmente em áreas com menor cobertura vegetal entre os cortes (PASARIBU et al., 2023; BATISTA et al., 2023).

O cultivo de banana em consórcio com abóbora, com PAA de 3 MPa, reflete um manejo integrado que favorece a formação de agregados estáveis, o aumento da matéria orgânica e a sustentabilidade agrícola. A diversidade de espécies e o uso racional do solo contribuem para reduzir a pressão antrópica e melhorar a funcionalidade edáfica (BALOTA et al., 2015; KANG et al., 2025).

A pastagem, manejada com terraceamento, apresentou PAA de 6 MPa, indicando pressão moderada. Embora o terraceamento seja eficaz no controle da erosão e na infiltração de água, o pisoteio animal intenso pode causar compactação superficial, exigindo práticas contínuas de conservação para preservar a estrutura e a funcionalidade do solo (AMÉZQUITA et al., 2003; DARAMOLA et al., 2022).

O cultivo de milho, com PAA de 9 MPa, representa o uso mais intensivo e impactante sobre o solo na MBCP. Associado ao manejo convencional, com uso frequente de maquinário pesado e ausência de práticas conservacionistas, esse sistema promove degradação estrutural, aumento da compactação, erosão hídrica e redução da produtividade agrícola (MOORE et al., 2020; CASTRO FILHO et al., 2002; ABAGANDURA et al., 2019).

6.3.6 Profundidade efetiva das raízes no solo [PER]

A análise da pressão antrópica analógica (PAA) evidenciou como diferentes práticas de manejo impactam a estrutura física do solo, especialmente em áreas inseridas em zonas de amortecimento, como a MBCP. No entanto, além da

compactação e da pressão superficial, a capacidade de exploração vertical do solo pelas raízes é um fator importante a ser considerado para a eficiência agrônômica e a sustentabilidade dos sistemas produtivos. Nesse sentido, o próximo parâmetro avaliado foi a Profundidade Efetiva das Raízes (PER).

A profundidade efetiva das raízes (PER) representa um parâmetro que auxilia na compreensão da capacidade de exploração do solo pelas plantas, influenciando diretamente a absorção de água e nutrientes, bem como o desempenho agrônômico das culturas. A **Tabela 45** apresenta as estimativas de PER para os diferentes usos da terra analisados na Microbacia do Córrego Preto (MBCP).

Tabela 45: Estimativas da profundidade efetiva das raízes (PER) por tipo de uso da terra da MBCP.

Uso da terra	PER (cm)	PER (m)
Floresta nativa	150	1,50
Eucalipto	120	1,20
Banana	100	1,00
Milho	80	0,80
Pastagem	60	0,60

Fonte: Adaptado de SPERA et al., 2002 DOS SANTOS et al. (2004), EMBRAPA (1999), Lauro & Gomes (2017)

Conforme apresentado na **Tabela 45**, os sistemas florestais, como a floresta nativa, apresentaram os maiores valores de PER (1,50 m), seguidos pela silvicultura com eucalipto (1,20 m). Esses resultados refletem a maior capacidade de exploração vertical do solo por espécies arbóreas, favorecendo a resiliência hídrica, a absorção profunda de nutrientes e a estabilidade ecológica (SPERA et al., 2002; DOS SANTOS et al., 2004; EMBRAPA, 1999).

O cultivo de banana em consórcio com abóbora, com PER de 1,00 m, demonstra um desempenho intermediário, compatível com sistemas de manejo integrado que favorecem o desenvolvimento radicular, especialmente quando há cobertura vegetal e menor revolvimento do solo. Já o milho, conduzido sob manejo convencional, apresentou PER de 0,80 m, evidenciando limitações impostas pelo ciclo curto da cultura, pelo uso intensivo de maquinário e pela compactação superficial, que restringem o aprofundamento das raízes (PEREIRA; GOMES, 2017).

A pastagem, com PER de 0,60 m, apresentou a menor profundidade efetiva entre os usos analisados. Apesar do uso de terraceamento como prática conservacionista, o pisoteio animal contínuo e a baixa diversidade vegetal podem limitar o

desenvolvimento radicular, comprometendo a eficiência no uso da água e a capacidade de suporte do solo em períodos de estiagem (AMÉZQUITA et al., 2003; OLEGHE et al., 2027; KANG et al., 2025).

Esses resultados reforçam a PER como indicador funcional relevante para avaliar a qualidade do manejo do solo, especialmente em contextos de planejamento hídrico e conservação ambiental. Sistemas com maior profundidade radicular tendem a apresentar maior eficiência no uso da água, menor vulnerabilidade à seca e maior capacidade de sustentação das plantas, enquanto sistemas com menor PER exigem estratégias de manejo mais intensivas para garantir a sustentabilidade produtiva e a conservação dos recursos naturais.

6.4 Avaliação dos usos da terra na MBCP pelos índices adimensionais de qualidade do manejo

A análise das variáveis físico-estruturais e químico-biológicas permitiu compreender, de forma detalhada, os efeitos das práticas de manejo sobre a qualidade do solo nos diferentes usos da terra analisados na MBCP. No entanto, para integrar essas informações e ampliar a capacidade de diagnóstico ambiental, torna-se necessário aplicar ferramentas que sintetizem múltiplos atributos em uma abordagem territorial.

Dessa forma, a próxima etapa da pesquisa consiste na avaliação integrada dos usos da terra na MBCP por meio de índices adimensionais de qualidade do manejo, construídos a partir das variáveis anteriormente analisadas. Esses índices permitem comparar os sistemas de uso de forma padronizada, facilitando a identificação de áreas críticas, práticas sustentáveis e potenciais de conservação.

6.4.1 Í. A. de Degradação Estrutural do Manejo Agrossilvipastoril [DEMA]

O primeiro índice apresentado nesta etapa foi o Índice Adimensional de Degradação Estrutural do Manejo Agrossilvipastoril (DEMA), cuja formulação busca avaliar a estabilidade estrutural do solo (DMG) em função da intensidade e escala de uso (MA). A **Equação 18** expressa a fórmula desse índice.

$$DEMA = \frac{DMG}{\sqrt{MA}}$$

Equação 18

O índice adimensional DEMA permite inferências sobre o grau de degradação estrutural do solo, relacionando diretamente a dimensão física dos agregados à escala espacial do uso da terra. A **Tabela 46** apresenta os valores obtidos experimentalmente para os diferentes usos da terra na Microbacia do Córrego Preto (MBCP), incluindo soma, média e desvio padrão dos dados.

Tabela 46: Valores obtidos experimentalmente para o DEMA na MBCP com soma, média e desvio padrão dos dados.

DEMA (adimensional)	Floresta	Eucalipto	Milho	Banana	Pastagem
R1	3,58E-04	3,72E-04	3,38E-04	3,94E-04	3,80E-04
R2	4,38E-04	3,27E-04	3,41E-04	3,38E-04	3,89E-04
R3	4,11E-04	2,56E-04	3,21E-04	3,32E-04	3,94E-04
R4	4,05E-04	3,45E-04	3,21E-04	3,32E-04	3,89E-04
R5	3,80E-04	1,83E-04	3,27E-04	4,13E-04	3,47E-04
R6	3,94E-04	3,67E-04	2,98E-04	3,96E-04	3,72E-04
Soma	2,39E-03	1,85E-03	1,95E-03	2,21E-03	2,27E-03
Média	3,90E-04	3,10E-04	3,20E-04	3,70E-04	3,80E-04
Desvio padrão	3,00E-05	7,00E-05	2,00E-05	4,00E-05	2,00E-05

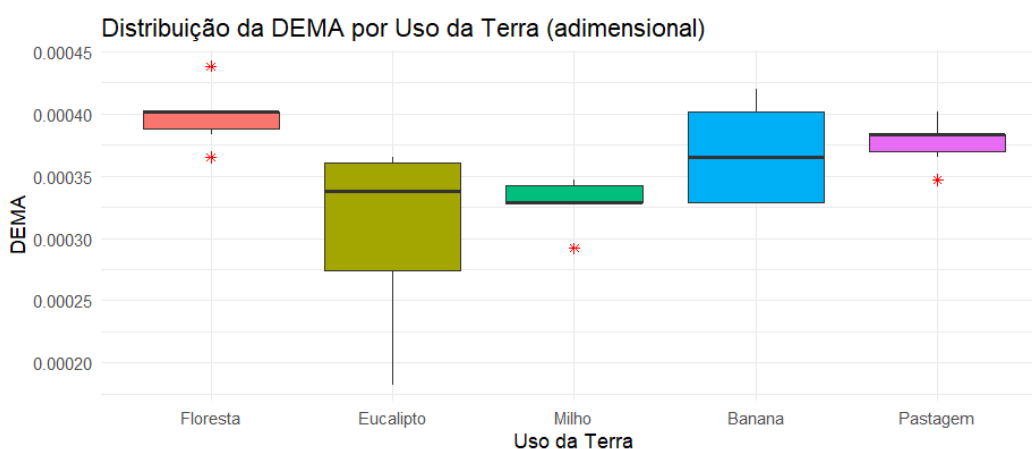
Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

Os resultados (**Tabela 46**) revelaram variações sutis entre os manejos analisados, refletindo o grau de estabilidade estrutural do solo em função das práticas de manejo adotadas. Os maiores valores médios de DEMA foram observados na floresta nativa (0,00039) e na pastagem (0,00038), indicando maior estabilidade estrutural do solo nesses sistemas. No caso da floresta, esse resultado está associado à ausência de revolvimento mecânico e à presença de cobertura vegetal permanente, que favorecem a formação e preservação de agregados estáveis (SPERA et al., 2002; DOS SANTOS et al., 2004; EMBRAPA, 1999). Já na pastagem, o uso de terraceamento contribui para o controle da erosão e a infiltração de água, embora o pisoteio animal possa gerar compactação localizada, justificando a leve variação observada.

O sistema de banana em consórcio com abóbora apresentou valor intermediário (0,00037), compatível com práticas integradas que favorecem a estrutura física do solo, como cobertura vegetal e menor uso de maquinário. O milho, conduzido sob manejo convencional, apresentou valor médio de DEMA de 0,00032, refletindo os efeitos do revolvimento mecânico recente, que pode promover descompactação superficial temporária, mas comprometer a estrutura ao longo do tempo (VEIGA et al., 2007; NAGAHAMA et al., 2016).

O eucalipto, com média de 0,00031, apresentou o menor valor de DEMA e o maior desvio padrão (0,00007) entre os tratamentos, indicando heterogeneidade estrutural do solo. Essa variabilidade pode estar relacionada à alternância entre fases de corte e crescimento, que afetam a cobertura do solo e a atividade biológica, influenciando a estabilidade dos agregados (BATISTA et al., 2023; PASARIBU et al., 2023). A **Figura 29** (boxplot) ilustra a distribuição dos valores de DEMA nos usos da terra.

Figura 29: Distribuição (Boxplot) do DEMA nos usos da terra na MBCP.



Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

Destacou-se na distribuição dos dados (**Figura 29**), que os usos de floresta e pastagem, exibiram maior consistência e menor dispersão dos dados. Por outro lado, o manejo de eucalipto apresenta presença de outliers, reforçando a necessidade de monitoramento contínuo das condições estruturais do solo nesse tipo de manejo. Para verificar a adequação dos pressupostos estatísticos exigidos pela análise de variância, foram aplicados os testes de Shapiro-Wilk (**Tabela 47**) e Levene (**Tabela 48**).

Tabela 47: Teste de Shapiro-Wilk aplicado ao índice adimensional DEMA nos usos da MBCP.

Tratamento	W	p-valor
Floresta	0,51	0,51
Eucalipto	0,11	0,11
Milho	0,08	0,08
Banana	0,03	0,03
Pastagem	0,47	0,47

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

Obs.: $p < 0,05$ e nível de confiança de 95%.

O teste de Shapiro-Wilk (**Tabela 47**) apresentou valores de p superiores ao nível de significância de 5%, indicando ausência de evidências estatísticas para rejeição da hipótese nula de normalidade dos dados para o índice DEMA na MBCP.

Tabela 48: Teste de Levene aplicado aos dados do índice adimensional DEMA no manejo da MBCP.

Estatística F	p-valor
2,45	0,072

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

Obs.: $p < 0,05$ e nível de confiança de 95%.

O teste de Levene (**Tabela 48**) demonstrou que o p-valor obtido (0,072) foi superior ao limiar de significância convencional ($\alpha = 0,05$), indicando ausência de evidências estatísticas para rejeição da hipótese de igualdade das variâncias. Assim, os pressupostos de normalidade e homocedasticidade foram considerados adequados para a aplicação da ANOVA aos dados do índice DEMA (**Tabela 49**).

Tabela 49: Teste ANOVA aplicado aos dados do índice adimensional DEMA no manejo da MBCP.

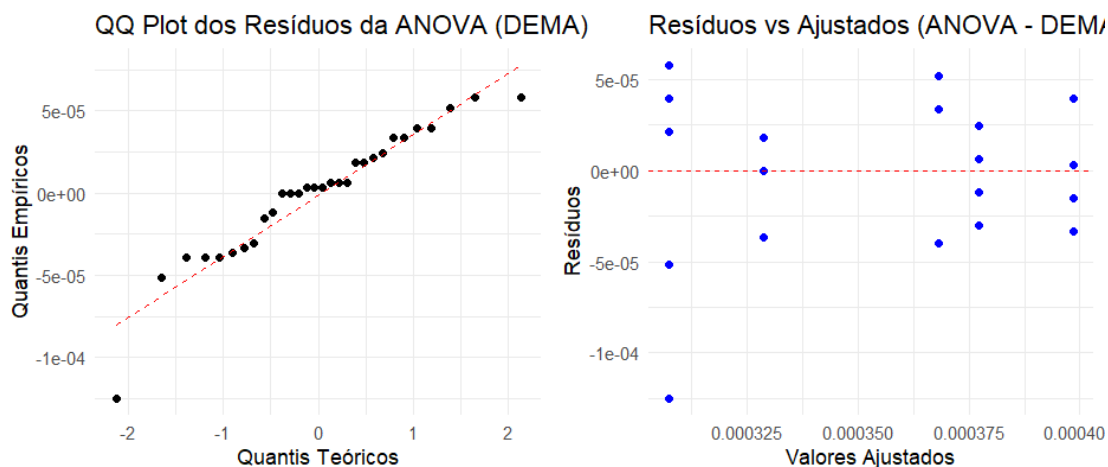
Fonte	SQ	gl	MQ	F	p-valor
C(Tratamento)	3,32E-08	4	8,31E-09	4,80	0,005
Residual	4,33E-08	25	1,73E-09	—	—

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

Obs.: Nível de confiança de 95%.

A **Tabela 49** apresenta os resultados da análise de variância (ANOVA) aplicada ao DEMA na MBCP. Observou-se efeito significativo do uso e manejo do solo sobre o índice DEMA ($F = 4,80$; $p = 0,005$), indicando que ao menos um dos usos difere dos demais quanto à estrutura física do solo avaliada por esse índice, considerando um nível de confiança de 95%. A **Figura 30** apresenta o diagnóstico dos resíduos da ANOVA aplicada ao DEMA nos usos da terra na MBCP.

Figura 30: Diagnóstico dos resíduos da ANOVA aplicada aos dados do DEMA para os usos da terra na MBCP.



Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

Os gráficos diagnósticos dos resíduos da ANOVA (**Figura 30**) foram utilizados para verificar a adequação dos pressupostos estatísticos. O gráfico QQ-Plot (à esquerda) mostrou que os resíduos se distribuem de forma aproximadamente linear em relação à linha de referência teórica, o que indicou aderência à suposição de normalidade dos erros.

Por sua vez, o gráfico de resíduos versus valores ajustados (à direita) revelou dispersão aleatória dos pontos em torno da linha horizontal zero, sugerindo homocedasticidade. Esses resultados confirmam a validade dos pressupostos da ANOVA para os dados em questão, legitimando a aplicação do modelo. Foi empregado, portanto, o teste de comparações múltiplas de Tukey HSD (**Tabela 50**) para identificar diferenças estatisticamente significativas entre as médias dos usos.

Tabela 50: Teste de Tukey HSD aplicado aos dados do DEMA nos usos da MBCP.

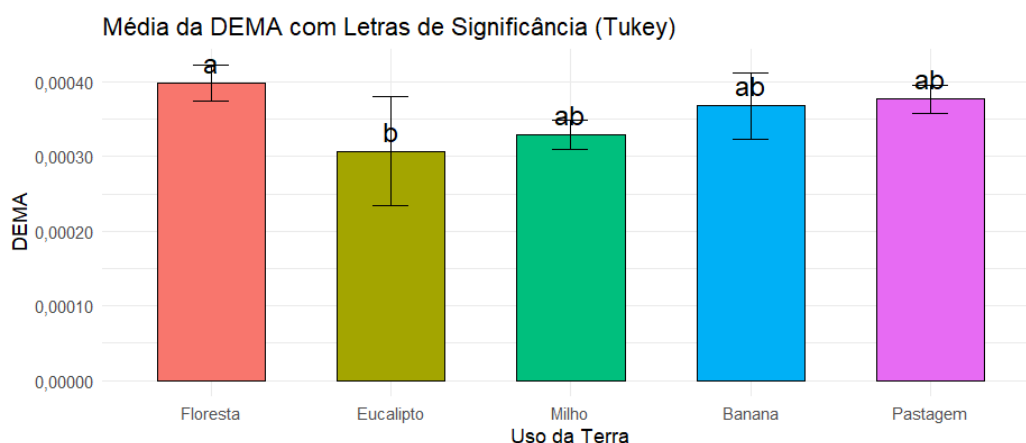
T1	T2	Diferença	IC Inferior	IC Superior	p-ajustado
Eucalipto	Floresta	-0,00009	-0,00016	-0,00002	0,0067
Milho	Floresta	-0,00007	-0,00014	0,00000	0,0526
Banana	Floresta	-0,00003	-0,00010	0,00004	0,7132
Pastagem	Floresta	-0,00002	-0,00009	0,00005	0,8991
Milho	Eucalipto	0,00002	-0,00005	0,00009	0,8991
Banana	Eucalipto	0,00006	-0,00001	0,00013	0,1150
Pastagem	Eucalipto	0,00007	-0,00000	0,00014	0,0526
Banana	Milho	0,00004	-0,00003	0,00011	0,4831
Pastagem	Milho	0,00005	-0,00002	0,00012	0,2828
Pastagem	Banana	0,00001	-0,00006	0,00008	0,9953

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

A aplicação do teste de Tukey HSD aos dados do índice DEMA (**Tabela 50**) revelou DMS entre floresta e eucalipto (p -ajustado = 0,0067), além de uma tendência de DMS entre floresta e milho (p -ajustado = 0,0526) e entre eucalipto e pastagem (p -

ajustado = 0,0526). Esses resultados indicam que os sistemas com cobertura vegetal permanente, como a floresta nativa, apresentam maior estabilidade estrutural do solo, enquanto sistemas com intervenção mecânica ou uso intensivo, como o eucalipto e o milho, tendem a apresentar maior degradação física do solo. A **Figura 31**, que apresenta as médias do índice DEMA com letras de significância.

Figura 31: Médias do DEMA por uso da terra com letras de significância (Tukey) na MBCP.



Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

Legenda: Obs.: $p < 0,05$ e nível de confiança de 95%.

A **Figura 31** com as médias dos dados do índice DEMA, mostrou que a cobertura florestal recebeu a maior média de DEMA, sendo estatisticamente superior ao tratamento com eucalipto, que obteve a menor média. os tratamentos com milho, banana e pastagem não diferiram significativamente entre si, situando-se em uma faixa intermediária entre os extremos observados. A **Tabela 51** apresenta as classes interpretativas estabelecidas para o índice DEMA conforme os valores de referência da literatura.

Tabela 51: Classes interpretativas do índice DEMA.

Classes - DEMA	Interpretação	Justificativa
$< 5,3E-05$	MUITO BAIXA	Estrutura extremamente degradada
$5,3E-05 - 2,5E-04$	BAIXA	Baixa estabilidade estrutural
$2,5E-04 - 1,0E-03$	MODERADA	Estabilidade estrutural moderada
$1,0E-03 - 4,0E-03$	ALTA	Boa estabilidade estrutural
$> 4,0E-03$	MUITO ALTA	Alta estabilidade estrutural

Fonte: Adaptado de MANOEL (2020) e CANARACHE (1990).

Com base na classificação interpretativa do índice DEMA (**Tabela 51**), todos os usos da terra na MBCP foram enquadrados na classe de estabilidade estrutural moderada ($2,5E-04 - 1,0E-03$). Essa uniformidade indica que, embora não haja

degradação severa da estrutura do solo, os sistemas avaliados ainda não atingem níveis de alta estabilidade, sugerindo potencial de melhoria por meio de práticas conservacionistas.

Esses resultados reforçam que o tipo de manejo adotado influencia diretamente a qualidade física do solo. Sistemas com culturas perenes, como a floresta e o eucalipto (quando bem manejado), tendem a preservar melhor a estrutura do solo, enquanto cultivos anuais, como o milho, podem comprometer a agregação e aumentar a compactação (VON BRAUN et al., 2023; ZHANG et al., 2017).

A adoção de culturas de cobertura é amplamente recomendada por promover a formação de agregados estáveis, por meio da liberação de mucilagem radicular e do estímulo à atividade microbiana (LIU et al., 2005; BLANCO-CANQUI; RUIS, 2020). Estudos mostram que os efeitos variam conforme a espécie utilizada (ROJAS et al., 2016; DAI et al., 2024). Em latossolos tropicais, como os da MBCP, a mineralogia rica em caulinita e a intensa atividade biológica favorecem a formação de microagregados resistentes, essenciais para a permeabilidade, retenção hídrica e desenvolvimento radicular (BATISTA et al., 2023).

Apesar dos benefícios das práticas conservacionistas, métodos inadequados de preparo do solo e o uso intensivo de maquinário têm acelerado a degradação da estrutura física, comprometendo a sustentabilidade agrícola (CHEN et al., 2022; BLANCO-CANQUI et al., 2013; DAI et al., 2024). Técnicas como o peneiramento úmido, utilizadas para calcular índices como DMP, DMG e AS%, são fundamentais para o monitoramento da qualidade física do solo (KEMPER; CHEPIL, 1965), e complementam a aplicação de índices adimensionais como o DEMA na avaliação integrada de áreas de manejo.

6.4.2 Í. A. da Qualidade da Profundidade Efetiva das Raízes no Manejo do Solo [PEMA]

O próximo índice analisado foi o Índice Adimensional da Qualidade da Profundidade Efetiva das Raízes no Manejo do Solo (PEMA). Esse índice foi desenvolvido com o objetivo de quantificar a eficiência do manejo do solo em função da pressão antrópica exercida sobre os atributos edáficos em diferentes tipos de uso da terra. Esse índice é adimensional e é representado pela **Equação 19**, sendo calculado pela razão entre a profundidade efetiva das raízes no solo (PER), expressa

em metros, e a raiz quadrada da área de manejo agrossilvipastoril (MA), também expressa em metros.

$$PEMA = \frac{PER}{\sqrt{MA}} \quad \text{Equação 19}$$

A profundidade efetiva das raízes (PER) representa a capacidade do sistema radicular de explorar o perfil do solo, sendo diretamente influenciada pela estrutura física, pela disponibilidade hídrica e pela ausência de impedimentos mecânicos. Quanto maior a profundidade, maior o potencial de absorção de água e nutrientes, refletindo práticas de manejo que favorecem o desenvolvimento radicular e a sustentabilidade do uso da terra. O Índice PEMA foi desenvolvido para quantificar essa eficiência, relacionando a profundidade radicular ao tamanho da área de manejo. A **Tabela 52** apresenta os valores obtidos para o PEMA, com base em dados secundários da literatura aplicados aos usos da terra na MBCP.

Tabela 52: Valores do PEMA obtidos em dados secundários da literatura, aplicados aos usos da terra analisados na MBCP.

PEMA (adimensional)	Floresta	Eucalipto	Milho	Banana	Pastagem
R1	0,46	0,32	0,15	0,18	0,08
R2	0,46	0,32	0,15	0,18	0,08
R3	0,46	0,32	0,15	0,18	0,08
R4	0,46	0,32	0,15	0,18	0,08
R5	0,46	0,32	0,15	0,18	0,08
R6	0,46	0,32	0,15	0,18	0,08
Soma	2,76	1,92	0,90	1,08	0,48
Média	0,79	0,55	0,26	0,31	0,14
Desvio padrão	0,80	0,56	0,26	0,31	0,14

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

Embora o teste de Shapiro-Wilk tenha indicado p-valores elevados para todos os grupos, os dados do índice PEMA apresentam ausência de variabilidade intragrupo, com valores idênticos em todas as repetições. Essa condição inviabiliza a aplicação de testes estatísticos paramétricos, como ANOVA, e reforça a adoção de uma abordagem interpretativa baseada em classes qualitativas previamente definidas. A **Tabela 53** apresenta as classes interpretativas do índice PEMA, originalmente definidas para uma área de amostragem de 1 m².

Tabela 53: Classes interpretativas do índice PEMA (MA = 1 m²).

Classes - PEMA	Interpretação	Justificativa
≤ 0,50	MUITO BAIXA	Estrutura extremamente limitada

0,51 – ≤ 1,00	BAIXA	Baixa profundidade efetiva
1,01 – ≤ 2,00	MODERADA	Profundidade adequada
2,01 – ≤ 2,50	ALTA	Boa profundidade para raízes
> 2,50	MUITO ALTA	Excelente desenvolvimento radicular

Fonte: Adaptado de MANOEL (2020); SPERA et al., 2002; DOS SANTOS et al. (2004) E EMBRAPA (1999).

A **Tabela 54** apresenta a classificação do índice PEMA por uso da terra na MBCP

Tabela 54: Classificação do Índice PEMA por Uso da Terra (MA = 30 m²) para a MBCP.

Uso da Terra	Classe Interpretativa
Floresta	ALTA
Eucalipto	MODERADA
Milho	BAIXA
Banana	BAIXA
Pastagem	MUITO BAIXA

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa. Adaptado de MANOEL (2020); SPERA et al., 2002, DOS SANTOS et al. (2004) e EMBRAPA (1999).

A **Tabela 54** sintetiza os resultados obtidos para cada uso da terra da área de estudo, permitindo comparações diretas entre os diferentes manejos. Os valores do PEMA e a determinação das classes de análise do índice foram obtidos com base em dados secundários da literatura, aplicados aos usos da terra analisados na MBCP.

De acordo com a classificação atribuída ao índice (**Tabela 54**), o uso florestal foi enquadrado na classe alta, evidenciando excelente profundidade radicular em ambientes com cobertura vegetal nativa e baixa interferência antrópica. O eucalipto foi classificado como moderada, compatível com sistemas silviculturais de corte alternado que favorecem a recuperação da estrutura do solo entre ciclos produtivos. Os cultivos agrícolas apresentaram desempenho inferior, tanto o milho quanto a banana foram classificados como Baixa, refletindo limitações impostas pelo ciclo curto das culturas, pela compactação superficial e pela baixa diversidade vegetal. A pastagem, por sua vez, foi enquadrada na classe muito baixa, indicando restrição severa ao desenvolvimento radicular, possivelmente associada ao pisoteio animal e à baixa cobertura vegetal, mesmo com a adoção de práticas como o terraceamento.

Esses resultados são coerentes com os objetivos da pesquisa, que busca avaliar a qualidade do solo em sistemas agrossilvipastoris por meio de índices adimensionais aplicados em escala de microbacia hidrográfica. A MBCP, inserida no Assentamento Ipanema e na zona de amortecimento da FLONA de Ipanema, constitui um território estratégico para a integração entre conservação ambiental e produção rural. Nesse

contexto, o PEMA revela-se uma ferramenta que pode contribuir com o diagnóstico da eficiência do manejo em relação à profundidade radicular, especialmente em áreas onde a vegetação nativa foi substituída por sistemas produtivos intensivos.

A aplicação do PEMA pode auxiliar na identificação de áreas que demandem intervenções conservacionistas, como a introdução de culturas de cobertura, rotação de culturas e redução do tráfego de máquinas, com vistas à melhoria da estrutura física do solo e à ampliação do desenvolvimento radicular. Tais estratégias podem ser aproveitadas na promoção de sustentabilidade nos sistemas produtivos e a conservação dos recursos naturais, conforme apontado por diversos estudos recentes que reforçam a importância da profundidade radicular na eficiência do uso da água, na retenção de nutrientes e na resiliência dos agroecossistemas frente às mudanças climáticas.

6.4.3 Í. Adimensional Composto de Qualidade do Manejo do Solo [ICQMS]

Nesse contexto, torna-se pertinente avançar na análise integrada da qualidade do manejo do solo, considerando não apenas a profundidade efetiva das raízes, mas também a estabilidade estrutural do solo. Para isso, foi desenvolvido o Índice Adimensional Composto de Qualidade do Manejo do Solo (ICQMS), que sintetiza esses dois componentes fundamentais da sustentabilidade edáfica, a eficiência do manejo, representada pelo índice PEMA, e a estabilidade estrutural, expressa pelo índice DEMA, permitindo uma avaliação mais abrangente e robusta das condições físicas do solo nos usos da terra da MBCP.

Sua formulação considera a média ponderada entre esses dois aspectos, permitindo avaliar de forma sintética a qualidade física do solo em diferentes sistemas de uso da terra na MBCP. Essa abordagem está alinhada à proposta metodológica da análise dimensional, que busca construir indicadores adimensionais capazes de representar processos ecológicos e hidrológicos em escala de paisagem. A **Equação 20** representa esse índice adimensional.

$$ICQMS = PEMA + (1 - DEMA)/2$$

Equação 20

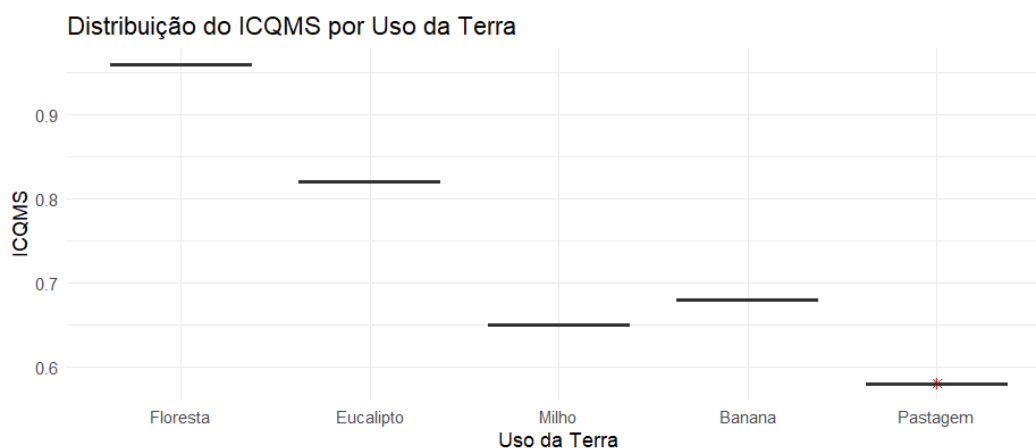
A **Tabela 55** apresenta os dados experimentais do ICQMS aplicados aos usos da terra analisados na MBCP.

Tabela 55: Dados experimentais do ICQMS nos usos da MBCP.

ICQMS (adimensional)	Floresta	Eucalipto	Milho	Banana	Pastagem
R1	0,959821	0,819814	0,649831	0,679803	0,579810
R2	0,959781	0,819837	0,649829	0,679831	0,579805
R3	0,959794	0,819872	0,649840	0,679834	0,579803
R4	0,959798	0,819827	0,649840	0,679834	0,579805
R5	0,959810	0,819908	0,649837	0,679793	0,579827
R6	0,959803	0,819816	0,649851	0,679802	0,579814
Soma	5,758807	4,919075	3,899027	4,078898	3,478864
Média	0,959801	0,819846	0,649838	0,679816	0,579811
Desvio padrão	0,000014	0,000037	0,000008	0,000019	0,000009

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

Conforme apresentado na **Tabela 55**, os dados experimentais indicaram que o uso florestas apresentou os maiores valores médios de ICQMS (0,96), seguido por eucalipto (0,82), enquanto pastagem obteve os menores valores (0,58). Essa hierarquia evidencia que os sistemas florestais mantêm condições estruturais e radiculares mais favoráveis ao manejo sustentável do solo. A **Figura 32** mostra a Distribuição dos dados (Boxplot) para o ICQMS nos usos da terra da MBCP.

Figura 32: Distribuição dos dados (Boxplot) do ICQMS nos usos da terra da MBCP.

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

A distribuição dos dados do ICQMS nos usos da terra na MBCP (**Figura 32**), evidenciou que o sistema florestal possui o maior valor de qualidade do manejo, seguido por eucalipto, milho e banana, enquanto a pastagem apresenta o menor desempenho, refletindo menor eficiência estrutural e radicular do solo. Para verificar a adequação dos pressupostos estatísticos exigidos pela análise de variância, foram aplicados os testes de Shapiro-Wilk (**Tabela 56**) e Levene (**Tabela 57**).

Tabela 56: Teste de Shapiro-Wilk aplicado ao índice adimensional ICQMS nos usos da MBCP.

Uso	W	p-valor
Floresta	0,997	0,997
Eucalipto	0,193	0,193
Milho	0,466	0,466
Banana	0,067	0,067
Pastagem	0,173	0,173

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.
Nível de significância: 5%.

O teste de Shapiro-Wilk (**Tabela 56**) mostrou que o uso florestal foi o único que apresentou distribuição normal dos dados ($W = 0,997$; $p = 0,997$), enquanto os demais usos da terra, eucalipto, milho, banana e pastagem, apresentaram p-valores inferiores ao nível de significância de 5%, indicando ausência de normalidade estatística. Essa condição reforçou a necessidade de utilização de testes não paramétricos para a comparação entre os grupos. Complementarmente, o teste de Levene foi aplicado para verificar a homogeneidade das variâncias entre os usos da terra, conforme apresentado na **Tabela 57**.

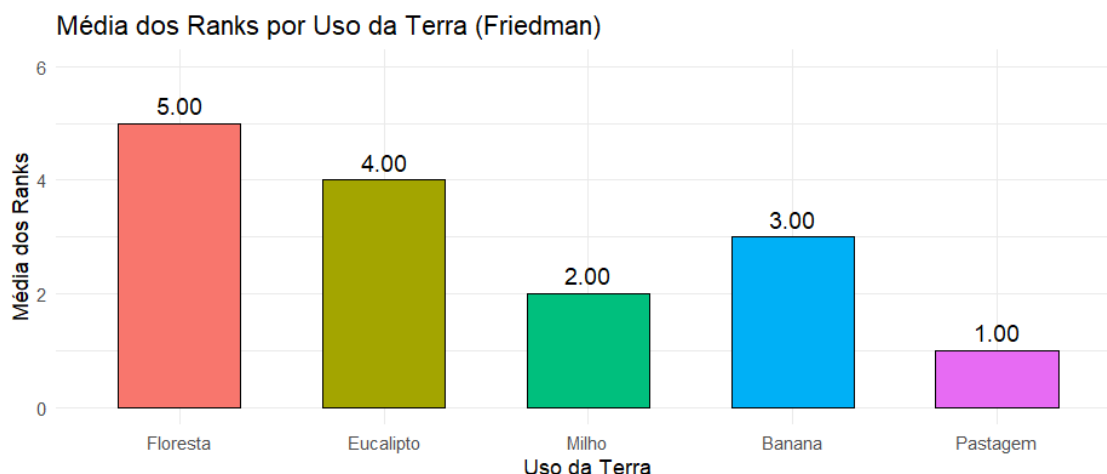
Tabela 57: Teste de Levene aplicado aos dados do índice adimensional ICQMS no manejo da MBCP.

Estatística F	p-valor
2,54	0,065

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.
Obs.: $p < 0,05$ e nível de confiança de 95%.

O teste de Levene (**Tabela 57**) com resultados ($F = 2,54$; $p = 0,065$) não indicou DMS entre as variâncias, permitindo considerar que os grupos possuem variâncias equivalentes. Essa homogeneidade é importante para garantir a validade dos testes comparativos subsequentes, como o teste de Friedman e o teste de Dunn, utilizados para identificar DMS entre os manejos quanto à qualidade estrutural do solo mensurada pelo ICQMS. O teste de Friedman demonstrou DMS entre os sistemas de uso da terra ($\chi^2 = 24$; $p < 0,001$), evidenciando que o tipo de manejo influencia de forma diferenciada a qualidade estrutural do solo. A **Figura 33** mostra as médias dos postos determinados pelo teste de Friedman para o ICQMS por uso da terra.

Figura 33: Médias dos ranks (Friedman) do ICQMS por uso da terra na MBCP.



Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

O gráfico de médias dos ranks, derivado do teste de Friedman (**Figura 33**), evidenciou DMS entre os usos. A cobertura natural apresentou a maior média entre os ranks (5), seguido por eucalipto (4), indicando esses usos com melhor desempenho estrutural e maior eficiência de manejo. Em contrapartida, pastagem obteve a menor média de ranks (1), refletindo os menores valores de ICQMS e, portanto, menor qualidade física do solo. A **Tabela 58** apresenta o Teste de Dunn com correção de Holm aplicado aos dados do ICQMS.

Tabela 58: Teste de Dunn com correção de Holm aplicado aos dados do ICQMS na MBCP.

T1	T2	Z (Estatística)	p-valor	p-ajustado
Floresta	Eucalipto	1,1800	0,2400	0,7100
Floresta	Milho	3,5426	0,0004	0,0000
Floresta	Banana	2,3618	0,0182	0,1300
Floresta	Pastagem	4,7235	0,0000	0,0000
Eucalipto	Milho	2,3618	0,0182	0,1100
Eucalipto	Banana	1,1800	0,2400	0,9500
Eucalipto	Pastagem	3,5426	0,0004	0,0000
Milho	Banana	-1,1800	0,2400	0,4800
Milho	Pastagem	1,1800	0,2400	0,2400
Banana	Pastagem	2,3618	0,0182	0,0900

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

O teste de Dunn com correção de Holm (**Tabela 58**) identificou DMS entre os usos, com destaque para os contrastes envolvendo o sistema florestal. As comparações entre floresta e pastagem ($Z = 4,72$; p -ajustado = 0), floresta e milho ($Z = 3,54$; p -ajustado = 0) e eucalipto e pastagem ($Z = 3,54$; p -ajustado = 0) apresentaram significância robusta, indicando que os sistemas florestais mantêm níveis superiores de qualidade ambiental do solo em relação aos sistemas agrícolas e pastorais.

Outras comparações, como floresta e banana ($Z = 2,36$; p -ajustado = 0,13) e eucalipto e milho ($Z = 2,36$; p -ajustado = 0,11), embora com valores de Z elevados, não atingiram significância estatística após correção, sugerindo uma tendência de superioridade dos sistemas perenes, mas sem confirmação estatística rigorosa. Comparações entre usos agrícolas, como milho e banana e milho e pastagem, não apresentaram DMS (p -ajustado > 0,05), indicando similaridade na qualidade ambiental entre esses sistemas. A **Tabela 59** exprime as classes interpretativas atribuídas ao ICQMS.

Tabela 59: Classes interpretativas do índice ICQMS.

Classes - ICQMS	Interpretação	Significado Ambiental
0 – 0,20	MUITO BAIXA	Manejo estrutural crítico
0,21 – 0,40	BAIXA	Manejo com baixa qualidade
0,41 – 0,60	MODERADA	Manejo moderado
0,61 – 0,80	ALTA	Manejo com boa qualidade
0,81 – 1	MUITO ALTA	Manejo estrutural excelente

Fontes: Adaptado de MANOEL (2020); SPERA et al., 2002; DOS SANTOS et al. (2004); EMBRAPA (1999) e CANARACHE (1990).

Com base nas classes estabelecidas para o ICQMS (**Tabela 59**), a área de floresta nativa de Mata Atlântica (ICQMS = 0,96) e o sistema de eucalipto com cortes alternados (ICQMS = 0,82) foram enquadrados na classe muito alta, evidenciando manejo estrutural excelente. Esses valores refletem condições edáficas favoráveis à formação de agregados estáveis, elevada porosidade e desenvolvimento radicular profundo, características associadas à manutenção da cobertura vegetal e à baixa perturbação do solo.

A literatura reforça que sistemas florestais e perenes promovem maior acúmulo de matéria orgânica, maior atividade microbiana e menor compactação superficial, favorecendo a estrutura física do solo e a eficiência do uso da água (REGELINK et al., 2015; DAI et al., 2024; KANG et al., 2025). No caso do eucalipto, os cortes alternados contribuem para a ciclagem de nutrientes e para a manutenção da cobertura vegetal, reduzindo os impactos erosivos e promovendo a estabilidade dos agregados (TONINI et al., 2021; BERNALDI et al., 2020).

O manejo de banana em consórcio com abóbora (ICQMS = 0,68), classificado como alta qualidade, apresenta desempenho estrutural satisfatório. A presença de raízes fibrosas e a cobertura vegetal contínua favorecem a formação de agregados estáveis e a retenção hídrica, embora com menor profundidade efetiva de exploração radicular. Sistemas consorciados com culturas de cobertura, como a abóbora, liberam

compostos orgânicos que atuam como agentes cimentantes na agregação do solo, além de protegerem a superfície contra o impacto direto das chuvas (LIU et al., 2005; BLANCO-CANQUI; RUIS, 2020).

O cultivo de milho convencional (ICQMS = 0,65), enquadrado na classe moderada, reflete práticas de manejo intensivo, com menor acúmulo de matéria orgânica e maior exposição à compactação superficial. A estrutura física do solo sob cultivo anual tende a apresentar menor estabilidade dos agregados, reduzindo a capacidade de retenção hídrica e a eficiência na absorção de nutrientes pelas plantas. A ausência de rotação de culturas e o uso contínuo de gradagens comprometem a profundidade efetiva das raízes e a saúde do solo (ALBERTO et al., 2009; MA et al., 2024; MOORE et al., 2020).

A pastagem com terraceamento (ICQMS = 0,58), também classificada como moderada qualidade, apresentou os menores valores entre os usos avaliados. Embora o terraceamento contribua para a redução do escoamento superficial e da erosão, a compactação causada pelo pisoteio animal, associada à baixa diversidade vegetal, compromete a formação de macroagregados e a profundidade efetiva das raízes. A literatura destaca que solos compactados apresentam menor porosidade e maior resistência à penetração radicular, afetando diretamente a eficiência do uso da água e o rendimento das culturas (FERREIRA; AMADO, 2021; EMBRAPA, 2023; BUMBER et al., 2024).

Portanto, os resultados do ICQMS demonstram que os sistemas florestais e perenes promovem maior sustentabilidade edáfica, enquanto os sistemas agrícolas e pastorais demandam intervenções técnicas para recuperação da estrutura do solo. A classificação interpretativa do índice permite não apenas a avaliação comparativa entre os sistemas de uso da terra, mas também subsidia decisões técnicas voltadas à conservação da estrutura edáfica, à sustentabilidade produtiva e à mitigação dos impactos da pressão antrópica sobre os solos agrossilvipastoris em microbacias hidrográficas.

6.4.4 Í. A. da Pressão Antrópica Analógica no Manejo Agrossilvipastoril [PAMA]

O Índice Adimensional de Pressão Antrópica Analógica no Manejo Agrossilvipastoril (PAMA) foi desenvolvido para auxiliar na avaliação da intensidade

da interferência antrópica sobre o solo, considerando sua capacidade física de resistência. Este índice se define pela **Equação 21**.

$$PAMA = \frac{PAA}{RMP} \quad \text{Equação 21}$$

Em que PAA representa a pressão antrópica aplicada (kgf/m²) e RMP corresponde à resistência mecânica à penetração do solo (kgf/m²). A razão entre essas variáveis expressa o grau de sobrecarga imposta ao solo em relação à sua capacidade de suporte, sendo valores elevados indicativos de uso intensivo e potencial degradação estrutural.

A **Tabela 60** apresenta os valores obtidos experimentalmente para o índice PAMA nos diferentes sistemas de uso da terra avaliados na MBCP, incluindo a soma, média e desvio padrão dos dados.

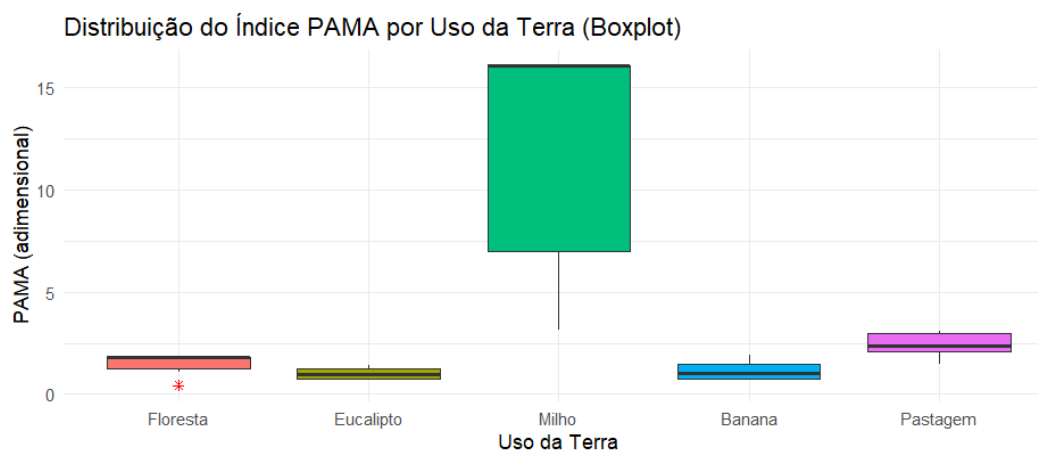
Tabela 60: Valores obtidos experimentalmente para o índice adimensional PAMA na MBCP com soma, média e desvio padrão dos dados.

PAMA (Adimensional)	Floresta	Eucalipto	Milho	Banana	Pastagem
R1	0,44	0,88	16,07	0,75	1,50
R2	1,79	0,70	16,07	0,75	2,63
R3	1,79	1,30	16,07	1,31	3,10
R4	1,79	1,03	3,94	0,75	3,10
R5	1,08	1,41	16,07	1,94	2,10
R6	1,79	0,70	3,15	1,55	2,10
Soma	8,68	6,02	71,37	7,05	14,53
Média	1,45	1,00	11,90	1,18	2,42
Desvio padrão	0,57	0,30	6,47	0,51	0,64

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

A **Figura 34** ilustra a distribuição dos valores do PAMA por uso da terra, por meio do gráfico Boxplot.

Figura 34: Distribuição dos dados (Boxplot) do PAMA nos diferentes uso da terra da MBCP.



Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

A distribuição dos dados (**Figura 34**) evidenciou que o cultivo de milho revelou os maiores valores e a maior dispersão dos dados em relação ao índice PAMA, com presença de outliers e variabilidade acentuada. Em contraste, os sistemas de floresta e eucalipto apresentaram os menores valores de PAMA, com distribuições mais concentradas e ausência de valores extremos. O uso com pastagem apresentou valores intermediários, possivelmente mitigada por práticas como o terraceamento e o controle da carga animal. Já o cultivo de banana, especialmente em consórcio com abóbora, revelou uma distribuição estreita e valores relativamente baixos. A normalidade dos dados foi avaliada por meio do teste de Shapiro-Wilk, cujos resultados estão apresentados na **Tabela 61**.

Tabela 61: Teste de Shapiro-Wilk aplicado aos dados do índice adimensional PAMA nos usos da MBCP.

PAMA	Estatística	p-valor
Floresta	0,70	0,01
Eucalipto	0,90	0,36
Milho	0,65	0
Banana	0,84	0,13
Pastagem	0,91	0,44

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.
Nível de significância: 5%.

O Teste de Shapiro-Wilk (**Tabela 61**) indicou que apenas os manejos de eucalipto, banana e pastagem não rejeitam a hipótese nula de normalidade. Por outro lado, a cobertura natural e o uso de milho apresentaram distribuições significativamente não normais. A homogeneidade de variâncias foi confirmada pelo teste de Levene, conforme apresentado na **Tabela 62**.

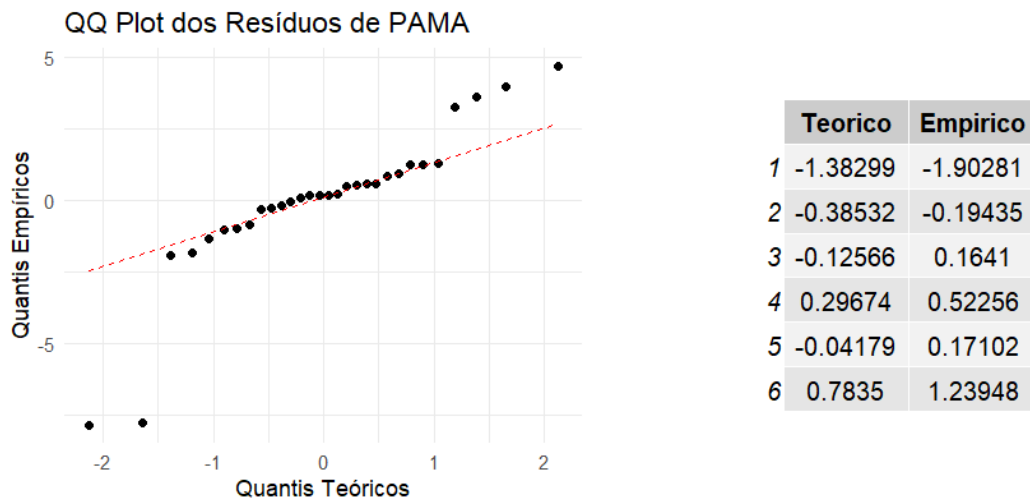
Tabela 62: Teste de Levene aplicado aos dados do índice adimensional PAMA no manejo da MBCP.

Estadística F	p-valor
2,04	0,12

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.
Nível de significância: 5%.

A condição estabelecida pelos testes de Shapiro Wilk e Levene pode ser visualmente corroborada pelo gráfico QQ dos resíduos dos postos (Figura 35).

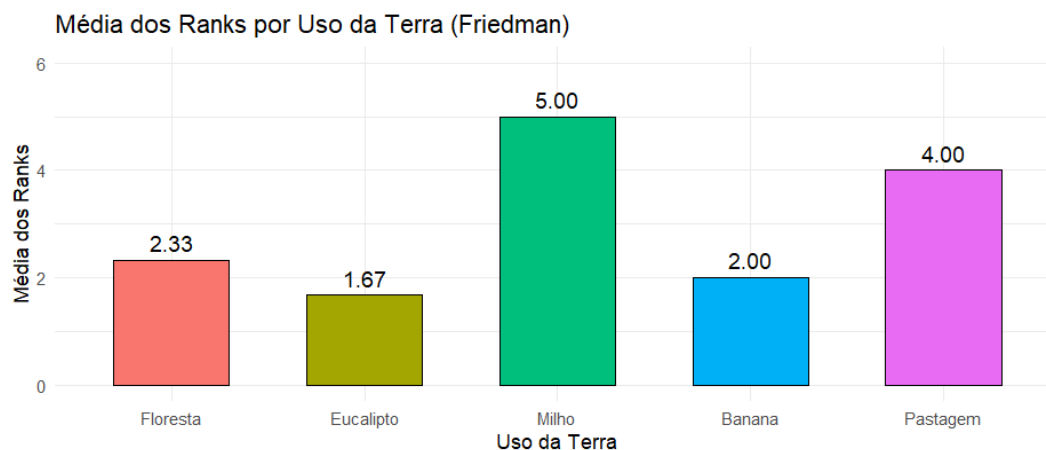
Figura 35: Gráfico QQ dos resíduos dos postos do PAMA usos da terra da MBCP.



Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

O gráfico QQ Plot (Figura 35) demonstrou visualmente a adequação da abordagem não paramétrica, com distribuição aproximadamente normal dos resíduos e pequenas discrepâncias nas extremidades. Diante da violação parcial dos pressupostos de normalidade dos dados, foi aplicado o teste de Friedman. O teste de Friedman revelou DMS entre os usos ($\chi^2 = 19,73$; $g_L = 4$; $p = 0,0006$). A Figura 36 apresenta visualmente as médias dos ranks obtidas com a aplicação do teste.

Figura 36: Médias dos ranks obtidas (Friedman) para o PAMA nos usos da terra da MBCP.



Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.
Nível de significância: 5%.

A análise visual das médias dos ranks dos usos considerados (**Figura 36**) mostrou que o cultivo de milho obteve maior rank médio (5,00), seguido por pastagem (4,00), portanto, foram considerados como os usos mais impactados pelo tipo de manejo adotado. Por outro lado, os manejos de eucalipto (1,67), banana (2,00) e floresta (2,33) apresentaram os menores ranks, sugerindo maior compatibilidade com práticas de manejo conservacionistas. A **Tabela 63** apresenta o Teste de Dunn com correção de Holm aplicado aos dados do PAMA.

Tabela 63: Teste de Dunn com correção de Holm aplicado ao PAMA nos dados de uso da terra da MBCP.

T1	T2	Z (Estatística)	p-valor	p-ajustado
Banana	Eucalipto	0,5591	0,5761	1,0000
Banana	Floresta	-0,5591	0,5761	0,5761
Eucalipto	Floresta	-1,1183	0,2635	0,7904
Banana	Milho	-3,4864	0,0005	0,0044
Eucalipto	Milho	-4,0455	0,0001	0,0005
Floresta	Milho	-2,9272	0,0034	0,0274
Banana	Pastagem	-2,1050	0,0353	0,2118
Eucalipto	Pastagem	-2,6641	0,0077	0,0540
Floresta	Pastagem	-1,5458	0,1221	0,6107
Milho	Pastagem	1,3814	0,1672	0,6686

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

A aplicação do teste de Dunn com correção de Holm (**Tabela 63**) permitiu identificar DMS entre os pares de usos, evidenciando variações na pressão antrópica sobre o solo. Os contrastes mais relevantes foram observados entre o cultivo de milho e os sistemas mais conservacionistas, como eucalipto ($Z = -4,0455$; p -ajustado = 0,0005), banana ($Z = -3,4864$; p -ajustado = 0,0044) e floresta ($Z = -2,9272$; p -ajustado

= 0,0274), indicando que o milho exerce uma pressão significativamente maior sobre o solo.

Embora o uso da pastagem também tenha apresentado diferenças em relação ao eucalipto ($Z = -2,6641$; p -ajustado = 0,0540), essa comparação não atingiu significância estatística após correção, situando-se no limiar de interpretação. Comparações entre os demais pares, como banana vs. floresta ou milho vs. pastagem, não apresentaram significância estatística (p -ajustado > 0,05), sugerindo similaridade na intensidade de pressão antrópica entre esses usos. Para fins de interpretação, foram estabelecidas classes interpretativas para o índice PAMA, conforme apresentado na **Tabela 64**, com base em valores de referência adaptados de Manoel (2020) e Canarache (1990).

Tabela 64: Classes interpretativas aplicadas ao índice PAMA.

Classes - PAMA	Interpretação	Justificativa
< 1	MUITO BAIXA	Uso leve sobre solo resistente.
1 – 2	BAIXA	Uso leve/moderado sobre solo com pouca limitação.
2 – 4	MODERADA	Uso moderado sobre solo com algumas limitações.
4 – 6	ALTA	Uso intenso sobre solo com sérias limitações.
> 6	MUITO ALTA	Uso muito intenso sobre solo frágil.

Fonte: Adaptado de MANOEL (2020) E CANARACHE (1990).

Com base na classificação atribuída ao PAMA (**Tabela 64**) foi possível identificar níveis de interferência antrópica sobre o solo nas atividades agrossilvipastoris avaliadas na área de estudo. O cultivo de milho convencional, obteve valor médio de PAMA igual a 11,90, enquadrando-se na classe muito alta, o que evidencia uso intensivo sobre solo estruturalmente frágil. Essa condição está associada ao uso recorrente de maquinário pesado, revolvimento frequente do solo e ausência de práticas conservacionistas, como cobertura vegetal permanente e rotação de culturas. O manejo convencional compromete a estrutura física do solo, aumenta a compactação superficial e reduz a profundidade efetiva das raízes, tornando o solo mais vulnerável à degradação (ZHANG et al., 2025; LIU et al., 2024; MA et al., 2024).

O manejo de pastagem com terraceamento, obteve valor médio de 2,42, foi classificado como de pressão moderada. Embora o terraceamento contribua para a redução do escoamento superficial e da erosão, a compactação causada pelo pisoteio animal e a baixa diversidade vegetal ainda representam desafios significativos à conservação da estrutura edáfica. A compactação reduz a porosidade e a

permeabilidade do solo, afetando diretamente a infiltração e a retenção de água (FERREIRA; AMADO, 2021; EMBRAPA, 2023).

O cultivo de banana em consórcio com abóbora, com valor médio de 1,18, foi enquadrado na classe baixa, refletindo um manejo de menor impacto. A cobertura vegetal contínua e a ciclagem de resíduos orgânicos favorecem a formação de agregados estáveis, a retenção hídrica e a atividade microbiana, contribuindo para a manutenção da funcionalidade física do solo (SEMWAL et al., 2020; BLANCO-CANQUI; RUIS, 2020).

Os sistemas de eucalipto com cortes alternados (1,00) e floresta nativa de Mata Atlântica (1,45) também foram classificados como de baixa pressão, evidenciando práticas de uso que respeitam os limites físicos do solo e promovem sua estabilidade estrutural. O eucalipto contribui para a ciclagem de nutrientes e a conservação da estrutura física, enquanto a floresta apresenta maior variabilidade intra-uso, possivelmente associada à heterogeneidade natural do ambiente e à ausência de interferência direta (SANTOS et al., 2024; SINGH et al., 2024).

A análise dos valores de PAMA revela que os sistemas agrícolas intensivos, como o milho, representam os principais vetores de fragilidade ambiental na MBCP, enquanto os sistemas florestais e perenes demonstram maior resiliência edáfica. O índice PAMA funciona como um indicador funcional de degradação física, permitindo identificar áreas com maior vulnerabilidade à perda de funções ecossistêmicas do solo, como infiltração, retenção de água e suporte à biodiversidade.

Além disso, o PAMA contribui para a compartimentação territorial e para o planejamento de ações de manejo sustentável, especialmente em bacias hidrográficas com uso agrossilvipastoril. Ao integrar variáveis físicas e antrópicas, o índice oferece suporte técnico para decisões voltadas à conservação do solo, à sustentabilidade produtiva e à mitigação dos impactos da pressão antrópica em microbacias hidrográficas.

6.4.5 Í. A. de Qualidade da Permeabilidade no Manejo Agrossilvipastoril [QPMA]

Torna-se relevante aprofundar a avaliação da funcionalidade física do solo, especialmente no que se refere à sua capacidade de infiltração e movimentação da água. Essa dimensão é importante para compreender os impactos do manejo sobre

os processos hidrológicos e a sustentabilidade dos manejos agrossilvipastoris. Nesse contexto, apresenta-se o Índice Adimensional de Qualidade da Permeabilidade no Manejo Agrossilvipastoril (QPMA), desenvolvido com o objetivo de integrar variáveis físicas do solo que influenciam diretamente sua permeabilidade. A **Equação 22**, que define esse índice, é apresentada a seguir.

$$QPMA = k * \left(\frac{\sqrt{MOS}}{\sqrt{RMP}} \right) \quad \text{Equação 22}$$

Nessa formulação, k (m/s) representa a permeabilidade intrínseca do solo, MOS corresponde ao teor de matéria orgânica do solo (kg/m³) e RMP refere-se à resistência mecânica à penetração (kgf/m²). A equação expressa uma relação inversa entre a resistência física do solo e sua qualidade funcional, ponderada pela influência positiva da matéria orgânica, cuja presença favorece a estruturação e a porosidade do solo. A **Tabela 65** apresenta os dados experimentais obtidos para o índice, com soma, média e desvio padrão dos dados na MBCP.

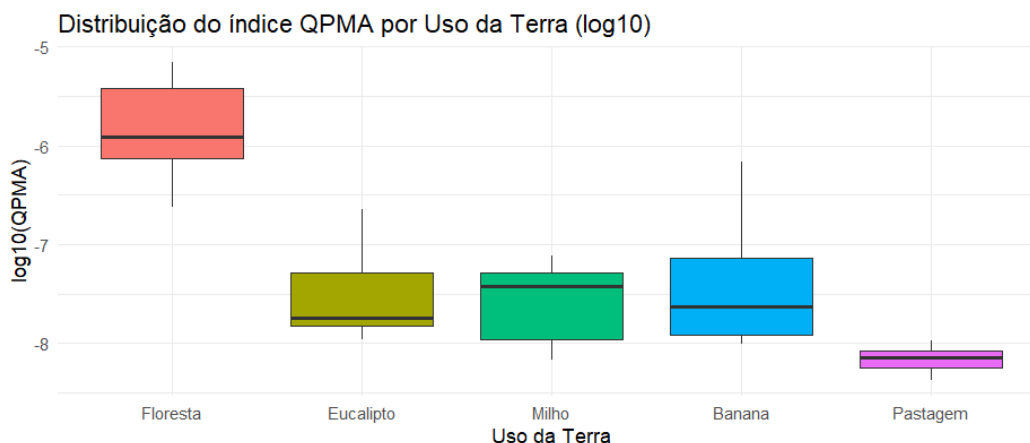
Tabela 65: Valores obtidos experimentalmente para o índice adimensional QPMA na MBCP com a soma, média e desvio padrão dos dados.

QPMA (adimensional)	Floresta	Eucalipto	Milho	Banana	Pastagem
R1	1,42E-06	1,63E-08	3,75E-08	1,55E-08	5,41E-09
R2	6,66E-07	1,45E-08	5,80E-08	9,93E-09	8,33E-09
R3	2,37E-07	6,97E-08	7,72E-08	1,10E-08	4,28E-09
R4	5,35E-06	2,24E-07	7,24E-09	3,49E-08	8,50E-09
R5	7,01E-06	1,10E-08	3,86E-08	9,44E-08	6,31E-09
R6	1,08E-06	2,01E-08	6,79E-09	6,84E-07	1,06E-08
Soma	1,58E-05	3,56E-07	2,25E-07	8,50E-07	4,34E-08
Média	4,50E-06	1,02E-07	6,43E-08	2,43E-07	1,24E-08
Desvio padrão	5,18E-06	1,26E-07	6,98E-08	3,35E-07	1,28E-08

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

Dada a magnitude extremamente baixa dos valores originais, foi aplicada a transformação logarítmica de base 10 (\log_{10}) aos dados com o objetivo de estabilizar a variância, reduzir a assimetria da distribuição e atender aos pressupostos de normalidade e homocedasticidade exigidos para análises paramétricas robustas. A distribuição dos dados transformados pode ser observada na **Figura 37**, por meio do boxplot.

Figura 37: Distribuição dos dados (Boxplot) do QPMA nos usos da terra da MBCP.



Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

A análise exploratória dos dados (**Figura 37**) evidencia que a cobertura florestal demonstrou os maiores valores medianos de QPMA, indicando superioridade na qualidade de permeabilidade do solo, enquanto os usos milho e pastagem concentram os menores valores, sugerindo maior compactação e restrição à movimentação hídrica. O manejo de banana apresentou elevada dispersão, possivelmente associada à heterogeneidade da prática de manejo e à variabilidade microambiental. A verificação dos pressupostos estatísticos foi conduzida por meio do teste de Shapiro-Wilk (**Tabela 66**).

Tabela 66: Teste de Shapiro-Wilk aplicado ao índice adimensional QPMA nos usos da MBCP.

QPMA	Estatística (W)	p-valor
Floresta	0,95	0,75
Eucalipto	0,84	0,14
Milho	0,83	0,11
Banana	0,87	0,21
Pastagem	0,97	0,86

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

O resultado do teste de Shapiro-Wilk (**Tabela 66**) apresentou valores de p superiores a 0,05 indicando que os dados do QPMA seguem distribuição normal em todos os grupos avaliados. Em complemento foi realizado o teste de Levene (**Tabela 67**).

Tabela 67: Teste de Levene aplicado aos dados do índice adimensional QPMA nos manejos da MBCP.

Estatística F	p-valor
1,03	0,41

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

Obs.: $p < 0,05$ e nível de confiança de 95%.

A homogeneidade de variâncias foi confirmada pelo teste de Levene, conforme demonstrado na **Tabela 67**, com $p = 0,41$, validando a aplicação da análise de variância (ANOVA) (**Tabela 68**).

Tabela 68: Teste ANOVA aplicado aos dados do índice adimensional QPMA nos manejos da MBCP.

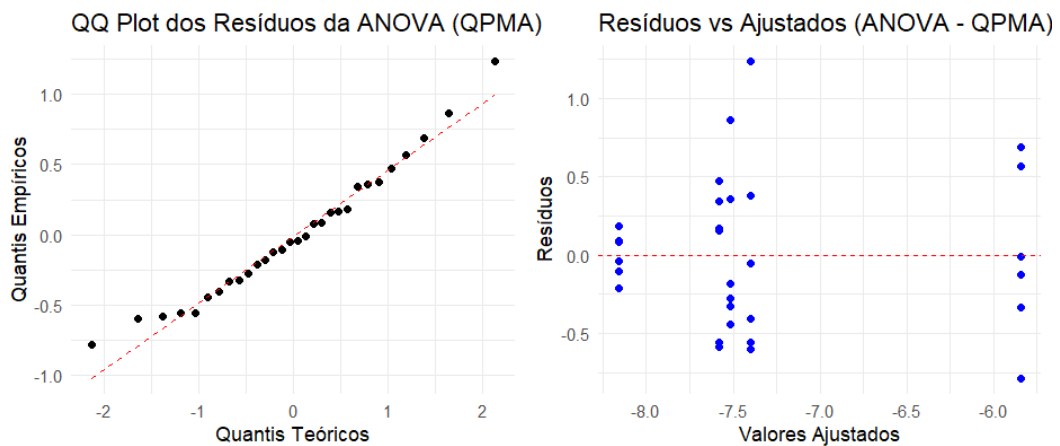
Fonte de Variação	gL	SQ	MQ	F	p-valor
Uso	4	18,04	4,51	17,37	6,17E-07
Resíduos	25	6,49	0,26		

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

Obs.: Nível de confiança de 95%.

A ANOVA (**Tabela 68**) evidenciou DMS entre os usos da terra quanto ao índice QPMA ($F = 17,37$; $p < 0,001$). A análise dos resíduos da ANOVA para o índice QPMA (\log_{10}) indica que os pressupostos do modelo foram atendidos, conforme se observa na **Figura 38**, que apresenta os gráficos diagnósticos dos resíduos do teste.

Figura 38: Gráfico QQ dos resíduos dos postos do QPMA nos usos da terra na MBCP.



Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

Os resíduos da ANOVA (**Figura 38**), conforme mostra o QQ Plot (à esquerda) demonstra que os resíduos seguem aproximadamente uma linha reta, sugerindo aderência à distribuição normal. Já o gráfico de resíduos versus valores ajustados (à direita) apresenta uma dispersão aleatória em torno da linha zero, sem padrões sistemáticos, evidenciando homocedasticidade e ausência de tendência nos resíduos. Diante da significância estatística observada, foi aplicado o teste de comparações múltiplas de Tukey HSD aos dados (**Tabela 69**).

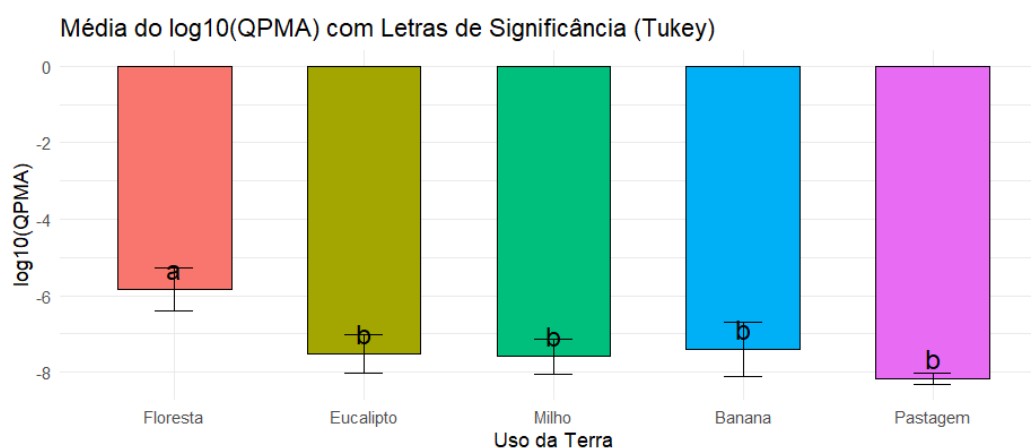
Tabela 69: Comparações múltiplas de médias pelo teste de Tukey para o índice QPMA entre os usos da terra na MBCP

Comparação	Diferença de Médias	Limite Inferior	Limite Superior	Valor de p
Eucalipto- Floresta	-1,674	-2,538	-0,810	0,00006
Milho - Floresta	-1,742	-2,606	-0,878	0,00003
Banana - Floresta	-1,563	-2,427	-0,699	0,00015
Pastagem - Floresta	-2,320	-3,184	-1,456	<0,00001
Milho - Eucalipto	-0,068	-0,932	0,796	0,99932
Banana - Eucalipto	0,112	-0,752	0,976	0,99530
Pastagem - Eucalipto	-0,645	-1,509	0,219	0,21488
Banana - Milho	0,180	-0,684	1,044	0,97203
Pastagem - Milho	-0,577	-1,441	0,287	0,31278
Pastagem - Banana	-0,757	-1,621	0,107	0,10643

Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

O teste de Tukey HSD (**Tabela 69**) revelou que a cobertura natural apresentou os maiores valores médios do QPMA, distinguindo-se significativamente dos demais usos (eucalipto, milho, banana e pastagem), os quais foram agrupados em um mesmo nível de significância (a). O gráfico de médias de Tukey HSD com letras de significância complementou visualmente a análise dos dados (**Figura 39**).

Figura 39: Médias do índice QPMA transformado em \log_{10} por uso da terra na MBCP com letras de significância (Tukey).



Fonte: Elaboração própria com dados experimentais da pesquisa.

O teste de Tukey (**Tabela 69** e **Figura 39**) reforça a superioridade funcional dos sistemas florestais em termos de qualidade da permeabilidade, corroborando evidências da literatura que destacam o papel da vegetação nativa na conservação da estrutura edáfica e na mitigação dos efeitos da compactação e da erosão (CHEN; WEIL, 2010; SINGH et al., 2024; COSTA et al., 2025).

A determinação das classes (**Tabela 70**) atribuídas ao QPMA teve como base em dados preconizados por ELRICK et al. (1989), CANARACHE (1990) e Instituto

Agrônomo de Campinas (IAC), que capacitou inferências sobre o grau de sustentabilidade dos usos da terra avaliados na MBCP.

Tabela 70: Classificação atribuída ao índice QPMA.

Classes - QPMA	Interpretação	Significado Ambiental
< 0,01	MUITO BAIXA	Solo impermeável e compactado
0,01 – 0,05	BAIXA	Baixa permeabilidade funcional
0,05 – 0,10	MODERADA	Permeabilidade moderada
0,10 – 0,20	ALTA	Boa permeabilidade e estrutura
> 0,20	MUITO ALTA	Alta permeabilidade e estabilidade

Fontes: Adaptado de ELRICK et al (1989); CANARACHE (1990) e Instituto Agrônomo de Campinas (IAC).

Ao implementar as classes do QPMA (**Tabela 70**) aos dados, observou-se que a maior proporção de cobertura vegetal natural, como a floresta nativa de Mata Atlântica, apresentara os maiores valores médios de QPMA, enquadrando-se na classe muito alta (> 0,20). Essa condição indica alta permeabilidade e estabilidade estrutural, associada à presença de vegetação perene, elevada condutividade hidráulica saturada (Ksat), maior concentração de matéria orgânica e baixa compactação superficial.

Em contraste, os sistemas de milho convencional e pastagem com terraceamento apresentaram os menores valores médios de QPMA, situando-se predominantemente nas classes muito baixa (< 0,01) e baixa (0,01–0,05). Esses resultados refletem condições de solo compactado e baixa permeabilidade funcional, decorrentes do uso intensivo de maquinário, revolvimento superficial, ausência de cobertura vegetal permanente e elevada densidade animal. A compactação reduz a porosidade e a continuidade dos poros, dificultando a infiltração da água e aumentando o risco de escoamento superficial e erosão (FERREIRA; AMADO, 2021; EMBRAPA, 2023).

O sistema de banana em consórcio com abóbora apresentou alta variabilidade intragrupo, com valores distribuídos entre as classes baixa e moderada. Essa heterogeneidade pode ser atribuída à densidade de plantio, à cobertura do solo por resíduos orgânicos e às práticas de irrigação adotadas. A presença de raízes fibrosas e a ciclagem de matéria orgânica contribuem para a formação de agregados estáveis e para a melhoria da estrutura física do solo, embora a compactação localizada ainda possa limitar a permeabilidade em alguns pontos (KANG et al., 2025; BLANCO-CANQUI; RUIS, 2020).

O uso com eucalipto de cortes alternados, embora com valores superiores aos de milho e pastagem, permaneceu majoritariamente na classe baixa, indicando que, apesar da cobertura arbórea, a permeabilidade funcional do solo ainda é limitada. Isso pode estar relacionado à compactação superficial causada por operações de colheita e à baixa incorporação de matéria orgânica no perfil do solo, especialmente em áreas com menor diversidade vegetal (COSTA et al., 2025; SINGH et al., 2024).

Esses resultados reforçam a sensibilidade do QPMA na detecção de impactos decorrentes do uso da terra e corroboram estudos recentes que destacam a importância da vegetação nativa e das práticas conservacionistas na conservação da qualidade edáfica. O índice se reafirma como uma ferramenta de diagnóstico da qualidade estrutural e funcional do solo, permitindo a classificação interpretativa dos sistemas de uso da terra com base em critérios técnicos e ambientais, subsidiando estratégias de manejo voltadas à sustentabilidade hídrica e à resiliência dos agroecossistemas tropicais em microbacias

6.5 Síntese da avaliação ambiental da MBCP pelos índices adimensionais espaciais e de qualidade do solo no manejo

A avaliação integrada da Microbacia do Córrego Preto (MBCP) mediante a aplicação de índices adimensionais espaciais e de qualidade do manejo do solo proporcionou o diagnóstico abrangente e multidimensional das condições ambientais e em relação à sustentabilidade do manejo agrossilvipastoril na área de estudo.

A utilização sistemática dos índices adimensionais revelou padrões espaciais de conservação e degradação, além de fornecer fundamentação para identificar áreas prioritárias às intervenções orientadas ao manejo sustentável. Os índices espaciais IRAN (Índice Relativo de Área Natural), IRSE (Índice Relativo ao Solo Exposto) e IAFA (Índice Adimensional Espacial de Fragilidade Ambiental) demonstraram marcante heterogeneidade espacial na MBCP.

O IRAN_logistic evidenciou a predominância de classes alta e muito alta de cobertura natural em grande parte da microbacia, particularmente nas subdivisões ME2, BD e BE, refletindo condições ambientais favoráveis e com estado avançado de conservação. Em contrapartida, as subdivisões AD1 e AD2 registraram valores baixos, sinalizando maior pressão antrópica e necessidade de ações de recuperação ambiental.

O IRSE_logistic revelou, na maioria das subdivisões, uma exposição do solo entre baixa e moderada, com exceção de MD1 e MD2, onde os valores mais elevados apontam para uma vulnerabilidade acentuada à erosão e à degradação física do solo. O IAFA, sintetizando a fragilidade ambiental a partir da interação entre o IRSE e o IRAN logísticos, identificou MD1 como a área de maior fragilidade, enquadrando-se na classe muito alta, enquanto BD e BE apresentaram as menores fragilidades, classificadas como muito baixas. Estes resultados consolidam o IAFA como uma ferramenta de diagnóstico territorial robusta, com capacidade para orientar a priorização de ações de conservação e recuperação com embasamento técnico.

No âmbito da qualidade do solo, a avaliação das variáveis físico-estruturais e químico-biológicas, através de índices como DEMA, PEMA, ICQMS, PAMA e QPMA, permitiu caracterizar o manejo nos diferentes sistemas de uso da terra. O DEMA (Índice de Degradação Estrutural) indicou que os sistemas florestais e de pastagem obtiveram os maiores valores, denotando maior estabilidade estrutural do solo nesses usos, enquanto o eucalipto e o milho exibiram os menores valores, refletindo maior degradação física do solo nesses manejos.

O PEMA (Índice de Profundidade Efetiva das Raízes) destacou a floresta nativa com classificação alta, em contraste com a pastagem, enquadrada como muito baixa, esses resultados demonstraram sérias limitações ao desenvolvimento radicular nos sistemas sob manejo mais intensivos.

O ICQMS (Índice Composto de Qualidade do Manejo do Solo) posicionou a floresta e o eucalipto na classe muito alta de qualidade, ao passo que os manejos de milho e pastagem foram classificados como moderados, indicando menor eficiência estrutural e radicular nesses usos da terra.

O PAMA (Índice de Pressão Antrópica Analógica) revelou que o cultivo de milho exerce pressão classificada como muito alta, seguido pela pastagem com pressão moderada. Os sistemas florestais e o cultivo de banana, por outro lado, mostraram pressão baixa nas atividades de manejo, compatível com a adoção de práticas conservacionistas.

Por fim, o QPMA (Índice de Qualidade da Permeabilidade) confirmou o manejo florestal com permeabilidade muito alta, enquanto os usos de milho e pastagem exibiram valores muito baixos, indicativo evidente de compactação do solo com severas restrições à infiltração hídrica nessas práticas.

A integração entre os índices espaciais e de qualidade do solo capacitou a identificação de contrastes existentes entre os sistemas de uso intensivo e aqueles de caráter conservacionista. Áreas como MD1, que conjugam alta fragilidade ambiental e baixa qualidade estrutural do solo, demandam maiores intervenções de recuperação, atreladas à adoção de práticas conservacionistas, revegetação estratégica e manejo integrado no cultivo. Por outro lado, as áreas florestais, representadas pelas subdivisões BD e BE, funcionam como núcleos essenciais de conservação, que podem contribuir positivamente com a manutenção da resiliência ecológica na microbacia.

Os sistemas produtivos intermediários, como os cultivos de banana e eucalipto, demonstraram potencial significativo de serem aprimorados, o que pode ser alcançado através da adoção de práticas como a rotação de culturas, manutenção de cobertura vegetal permanente e redução do revolvimento do solo. Os sistemas mais intensivos, por sua vez, como os cultivos de milho e pastagem, exigem revisão profunda e relação às práticas de manejo atuais, com ênfase à introdução de técnicas como o plantio direto, implementação eficiente de terraceamento e controle sistemático da compactação do solo.

A aplicação conjunta de índices adimensionais espaciais e de qualidade do solo se mostrou uma abordagem metodológica robusta e eficaz para a avaliação ambiental integrada em escala de microbacias hidrográficas. Os resultados obtidos além da quantificação da pressão antrópica e avaliação da integridade ecológica, posiciona-se como uma ferramenta interessante para orientar a tomada de decisão com base em evidências técnicas sólidas.

A MBCP, inserida no contexto singular de um assentamento rural e uma zona de amortecimento de unidade de conservação, beneficia-se diretamente desta abordagem, pois concilia de forma equilibrada a produção agrícola com a conservação ambiental, obtendo resultados positivos à sustentabilidade socioambiental a longo prazo da área de produção. Os índices adimensionais testados experimentalmente saíram-se como instrumentos potenciais ao planejamento territorial, monitoramento ambiental contínuo e gestão adaptativa de diferentes técnicas de manejo do solo, além de contribuir para a conservação dos recursos naturais e fortalecimento da resiliência dos agroecossistemas no âmbito de microbacias hidrográficas.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS E PARA FUTURAS PESQUISAS

O presente estudo logrou atingir os objetivos ao avaliar a qualidade físico-estrutural e funcional do solo em sistemas agrossilvipastoris por meio da aplicação, validação e interpretação de índices adimensionais relacionados com a qualidade do manejo do solo. A consecução deste propósito foi viabilizada pelo integral cumprimento dos objetivos específicos delineados, os quais, de forma sinérgica, propiciaram a análise integrada e robusta da qualidade edáfica na Microbacia do Córrego Preto (MBCP).

O arcabouço metodológico fundamentou-se no levantamento e sistematização criteriosa de nove variáveis edáficas, estrategicamente categorizadas para representar os componentes essenciais do diagnóstico ambiental: físico (Resistência Mecânica à Penetração - RMP, Diâmetro Médio Geométrico - DMG e permeabilidade do solo - k), biótico (Matéria Orgânica do Solo - MOS, Profundidade Efetiva das Raízes - PER e Cobertura Natural - CN) e antrópico (Área de Manejo - MA, Área de Solo Exposto - SE e Pressão Antrópica Analógica - PAA).

A sistematização não apenas organizou as variáveis conforme a natureza e influência no sistema solo-paisagem, como também forneceu base dimensional e conceitual indispensável à aplicação subsequente do método da Análise Dimensional nas variáveis. Ao assegurar que o conjunto de indicadores abrangesse as múltiplas dimensões da qualidade do solo, garantiu-se que os índices adimensionais derivados capturassem e refletissem, de forma integrada, a multifuncionalidade do solo, englobando desde a capacidade estrutural de suporte até a resiliência ecológica perante as pressões resultantes das práticas de manejo.

A quantificação dos atributos físico-estruturais e funcionais do solo permitiu identificar padrões distintos de qualidade edáfica entre os diferentes usos da terra. Os resultados evidenciaram, de modo inequívoco, os impactos deletérios associados a práticas antrópicas intensivas para a integridade estrutural e a funcionalidade do solo.

A etapa experimental, que compreendeu as coletas de campo e análises laboratoriais, foi executada com rigor metodológico e expressiva representatividade espacial. A adoção de protocolos analíticos consolidados garantiu, adicionalmente, a comparabilidade e acurácia dos dados gerados, fundamentando a consistência do conjunto de evidências.

A aplicação, validação estatística e classificação dos índices adimensionais constituíram o cerne metodológico da pesquisa. Os seis índices formulados – IRAN, IRSE e IAFA (espaciais); DEMA, PEMA, QPMA, PAMA e ICQMS (experimentais) – foram submetidos a testes estatísticos paramétricos e não paramétrico, que atestaram a significância estatística e validade inferencial dos dados. A classificação em escalas interpretativas capacitou a leitura ambientalmente relevante dos valores obtidos, transcendendo a mera quantificação e conferindo aplicabilidade prática aos índices adimensionais do estudo.

A sensibilidade dos índices adimensionais frente às variações de manejo e impactos antrópicos foi inequivocamente demonstrada, confirmando a aptidão que possuem como ferramentas de diagnóstico sintonizadas com a intensidade do uso e manejo do solo.

Dessa forma, esta pesquisa contribui com metodologia robusta à estruturação de estratégias de avaliação, monitoramento e planejamento do manejo do solo em microbacias hidrográficas. Além disso, a abordagem desenvolvida possibilita compreensão sistêmica da qualidade do solo, identificando objetivamente áreas prioritárias à intervenção com orientação de ações conservacionistas fundamentadas em evidências. Neste contexto, a capacidade de articular, em um arcabouço analítico coeso, variáveis espaciais, físico-estruturais e de pressão antrópica, torna os índices adimensionais analisados experimentalmente como instrumentos analíticos promissores à gestão adaptativa e ordenamento territorial sustentável com alinhamento integral aos pressupostos dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS).

REFERÊNCIAS

ABAGANDURA, G. O.; ŞENTÜRKLÜ, S.; SINGH, N.; KUMAR, S.; LANDBLOM, D. G.; RINGWALL, K. Impacts of crop rotational diversity and grazing under integrated crop-livestock system on soil surface greenhouse gas fluxes. *PLoS ONE*, v. 14, n. 5, e0217069, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0217069>.

ABANTO-RODRÍGUEZ, C. et al. Distribuição espacial e profundidade efetiva das raízes de camu-camu com e sem cobertura vegetal morta. *Scientia Agropecuaria*, v. 14, n. 4, p. 345–356, 2023. <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2023.042>

ABRAR, M. M.; WAQAS, M. A.; MEHMOOD, K.; FAN, R.; MEMON, M. S.; KHAN, M. A.; SIDDIQUE, N.; XU, M.; DU, J. Organic carbon sequestration in global croplands: evidenced through a bibliometric approach. *Frontiers in Environmental Science*, v. 13, 2025. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2025.1495991>

ALBERTO, C. M. et al. Simulação do balanço de água no solo cultivado com trigo com modificação de dois modelos Simulating water balance in soil under wheat by two modified models. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, p. 903–913, 2009. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000500035>

ALBIERO, D. Avaliação do preparo de solo empregando o sistema de cultivo conservacionista em faixas com “Paraplow” rotativo usando análise dimensional. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola), Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola, Campinas.

ALMAJMAIE, A. et al. Evaluation of methods for determining soil aggregate stability. *Soil and Tillage Research*, v. 167, p. 39-45, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.11.003>

ALTIERI, M. A.; NICHOLLS, C. I.; MONTALBA, R.; VIELI, L.; VAZQUEZ, L. L.; RAZZAGHI, M. Agroecology and the limits to resilience: Extending the adaptation capacity of agroecosystems to drought. *Frontiers in Agronomy*, v. 7, p. 1534370, 2025. DOI: <https://doi.org/10.3389/fagro.2025.1534370>.

ARIAS-GIRALDO, L. F.; GUZMÁN, G.; MONTES-BORREGO, M.; GRAMAJE, D.; GÓMEZ, J. A.; LANDA, B. B. Going beyond soil conservation with the use of cover crops in Mediterranean sloping olive orchards. *Agronomy*, v. 11, n. 7, art. 1387, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy11071387>

ARSHAD, M. A.; LOWERY, B.; GROSSMAN, B. Physical tests for monitoring soil quality. In: DORAN, J. W.; JONES, A. J. (Ed.). *Methods for Assessing Soil Quality*. Madison: Soil Science Society of America, 1997. v. 49, p. 123–141. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub49.c7>

ARTUZO, F. F. Sistema de plantio: direto x convencional. *Laborgene Agrogenética*, 2019. Disponível em: <https://www.laborgene.com.br/sistema-de-plantio/>.

AUTRET, B.; GUILLIER, H.; POUTEAU, V.; MARY, B.; CHENU, C. Similar specific mineralization rates of organic carbon and nitrogen in incubated soils under contrasted arable cropping systems. *Soil and Tillage Research*, v. 204, art. 104712, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104712>

AZMERI; IQBAL, M.; FAUZI, M.; RIZALIHADI, M. Interphase modeling of sedimentation rate using the GIS-based modified universal soil loss equation. *Applied Geomatics*, v. 16, p. 1057–1068, 2024 [publicado online em 2025]. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12518-024-00599-y>.

BALOTA, E. L.; et al. Qualidade do solo em relação à conversão de floresta para cultivos perenes ou anuais no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 39, p. 1003–1014, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/01000683rbc20140675>

BARROS, I.; PACHECO, E. P.; DE CARVALHO, H. W. L. Integrated energy and economic performance assessments of maize production in semiarid tropics: comparing tillage systems. *Journal of Environmental Accounting and Management*, v. 5, p. 211–232, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5890/JEAM.2017.09.004>.

BASCHE, A. D.; DELONGE, M. S. Comparing infiltration rates in soils managed with conventional and alternative farming methods: A meta-analysis. *PLOS ONE*, v. 14, n. 9, e0215702, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215702>.

BATISTA, A. M.; NUNES, M. R.; PESSOA, T. N.; LIBARDI, P. L. Seasonal variation of the rhizosphere soil aggregation in an Oxisol. *Soil and Tillage Research*, v. 231, p. 105741, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105741>.

BAVOSO, M. A.; SILVA, A. P. D.; FIGUEIREDO, G. C.; TORMENA, C. A.; GIAROLA, N. F. B. Resiliência física de dois latossolos vermelhos sob plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 36, p. 1892–1904, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000600023>.

BAZZOFFI, P. Effectiveness of the GAEC standard of cross compliance Management of set aside on soil erosion control. *Italian Journal of Agronomy*, v. 6, supl., p. e5–e5, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.4081/ija.2011.6.s1.e5>.

BECZEK, M. et al. The effect of slope incline on the characteristics of particles ejected during the soil splash phenomenon. *Geoderma*, v. 441, p. 116757, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116757>.

BERNALDI, A. C. de C.; PEZZOPANE, J. R. M.; CARVALHO, P. C. de F.; SOUZA, E. D. de; BIELUCZYK, W.; BONETTI, J. de A.; DENARDIN, L. G. de O.; PIRES, G. C. Manejo do solo para a sustentabilidade de sistemas integrados de produção agropecuária. In: MARTINS, A. G.; BATISTA, A. H.; WENDLING, B. (Orgs.). *Manejo do solo em sistemas integrados de produção*. Ponta Grossa: Atena Editora, 2022. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/363368647_Manejo_do_solo_para_a_sustentabilidade_de_sistemas_integrados_de_producao_agropecuaria.

BING, W. et al. Effective root depth and water uptake ability of winter wheat by using water stable isotopes in the Loess Plateau of China. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, v. 9, n. 6, p. 27–35, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.3965/j.ijabe.20160906.2450>.

BLANCO-CANQUI, H.; BENJAMIN, J. G. Impacts of soil organic carbon on soil physical behavior. In: LOGSDON, S. D. (ed.). *Quantifying and modeling soil structure dynamics*. v. 3, p. 11–40, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/advagriscystmodel3.c2>.

BLANCO-CANQUI, H.; RUIS, S. J. Cover crop impacts on soil physical properties: A review. *Soil Science Society of America Journal*, v. 84, n. 5, p. 1527–1576, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/saj2.20129>.

BONETTI, J. A. et al. Resilience of soils with different textures, mineralogy and organic matter under long-term conservation systems. *Soil and Tillage Research*, v. 174, p. 104–112, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.06.008>.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. *Elements of the nature and properties of soils*. 3. ed. Upper Saddle River: Pearson Prentice Hall, 2010. 614 p. Disponível em: https://books.google.com/books/about/Elements_of_the_nature_and_properties_of.html?id=5NIOAQAIAAJ.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza: Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000; Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002; Decreto nº 5.746, de 5 de abril de 2006. Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas: Decreto nº 5.758, de 13 de abril de 2006. Brasília: MMA/SBF, 2011. 76 p. Disponível em: https://antigo.mma.gov.br/images/arquivos/areas_protegidas/snuc/Livro%20SNUC%20PNAP.pdf

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm.

BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. *Geoderma*, v. 124, n. 1–2, p. 3–22, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>.

BRUNETTO, G.; MELO, G. W.; KAMINSKI, J.; FURLANETTO, V.; FIALHO, F. B. Avaliação do método de perda de peso por ignição na análise de matéria orgânica em solos da Serra Gaúcha do Rio Grande do Sul. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 36, n. 6, p. 1936–1939, 2006. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cr/a/s9TC78YXnMv8b7FTcGKv9Rf/?format=pdf>.

BULLER, L. S. et al. Soil improvement and mitigation of greenhouse gas emissions for integrated crop–livestock systems: case study assessment in the Pantanal savanna highland, Brazil. *Agricultural Systems*, v. 137, p. 206–219, 2015. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2014.11.004>.

BUMBER, Z.; ĐUKA, A.; POPOVIĆ, M.; PORŠINSKY, T. Soil characteristics in oak lowland stand – a case study of a 6-wheeled forwarder's impact on forest soil. *Croatian Journal of Forest Engineering: Journal for Theory and Application of Forestry Engineering*, v. 45, n. 1, p. 85–96, 2024. Available at: <https://doi.org/10.5552/crojfe.2024.2362>.

CANARACHE, A. Factors and indices regarding excessive compactness of agricultural soils. *Soil and Tillage Research*, v. 19, n. 2–3, p. 145–164, 1991. Available at: [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(91\)90083-A](https://doi.org/10.1016/0167-1987(91)90083-A).

CÂNDIDO, J. A.; BORMA, L.; SILVA, M. R. Serviços ecossistêmicos: a base da vida e do bem-estar humano. *EcoDebate*, 19 jun. 2025. Disponível em: <https://www.ecodebate.com.br/2025/06/19/servicos-ecossistemicos-a-base-da-vida-e-do-bem-estar-humano/>.

CARMEIS FILHO, A. C.; PENN, C. J.; CRUSCIOL, C. A. C.; CALONEGO, J. C. Lime and phosphogypsum impacts on soil organic matter pools in a tropical Oxisol under long-term no-till conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 241, p. 11–23, 2017. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.027>.

CARMO, D. L. do et al. *Diálogos transdisciplinares em Agroecologia: projeto café com agroecologia*. Viçosa, MG: FACEV, 2021. ISBN 978-65-993310-1-5.

CASTRO FILHO, C. D.; LOURENÇO, A.; GUIMARÃES, M. D. F.; FONSECA, I. C. B. Aggregate stability under different soil management systems in a red latosol in the state of Parana, Brazil. *Soil and Tillage Research*, v. 65, n. 1, p. 45–51, 2002. Available at: [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00275-6](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00275-6).

CASTRO, G. S. A.; CRUSCIOL, C. A. C. Effects of superficial liming and silicate application on soil fertility and crop yield under rotation. *Geoderma*, v. 195, p. 234–242, 2013. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.12.006>.

CAVALARIS, C.; GEMTOS, T.; KARAMOUTIS, C. Rotational tillage practices to deal with soil compaction in carbon farming. *Soil Systems*, v. 7, n. 4, p. 90, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/soilsystems7040090>.

CESÁRIO, F. V.; DONAGEMMA, G. K.; MACEDO, J. R.; PRADO, R. B.; SCHULER, A. E.; BALIEIRO, F. C. Índices de agregação e teor de carbono intra-agregados como indicadores de qualidade do solo. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento*, n. 250, Embrapa Solos, Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1009824/1/BPD250IndiceAgregacaoQualidadeSolos.pdf>

CHAHUD, Artur. Síntese da evolução paleoambiental da Formação Tatuí e do Membro Taquaral da Formação Irati (Permiano, Bacia do Paraná) no centro-leste do Estado de São Paulo. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/325450567>.

CHEN, G.; WEIL, R. R. Penetration of cover crop roots through compacted soils. *Plant and Soil*, v. 331, p. 31–43, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0223-7>.

CHEN, Z. et al. Soil nutrient dynamics relate to *Epichloë* endophyte mutualism and nitrogen turnover in a low nitrogen environment. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 174, p. 108832, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108832>

CHERUBIN, M. R.; OLIVEIRA, D. M.; SANTOS, L. M.; CERRI, C. E. P.; CERRI, D. G. P. Efeitos do uso e manejo da terra na bioenergia sustentável derivada da cana-de-açúcar. *Terra*, v. 10, n. 1, p. 72, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/land10010072>.

CHIDIAC, S. et al. Study of Bay of Bengal cyclones for year 2023 using SCAT-3 and numerical simulation of associated surges using SWAN + ADCIRC model. *Ocean Dynamics*, Springer, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10236-025-01722-2>.

CIULLA, G.; D'AMICO, A.; BRANO, V. L. Evaluation of building heating loads with dimensional analysis: Application of the Buckingham π theorem. *Energy and Buildings*, v. 154, p. 479–490, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2017.08.043>.

COELHO, E. F.; DA SILVA, A. J.; MIRANDA, J. H. D. Definição do posicionamento de sensores para monitoramento da água no solo em bananeira irrigada por diferentes sistemas de irrigação localizada. *Engenharia Agrícola*, v. 30, p. 608–618, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-69162010000400005>.

COSTA, A. M.; SILVA, R. F.; OLIVEIRA, J. P.; SOUZA, L. M.; PEREIRA, T. R.; ALMEIDA, F. C.; SANTOS, M. A. Quality indicators to support soil conservation in Brazilian pastures. *Land Degradation & Development*, v. 36, n. 7, p. 2385–2404, 2025. Available at: <https://doi.org/10.1002/ldr.5504>.

COTRUFO, M. F.; LAVALLEE, J. M. Soil organic matter formation, persistence, and functioning: A synthesis of current understanding to inform its conservation and regeneration. *Advances in Agronomy*, v. 172, p. 1–50, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2021.11.002>.

CUNHA, F. F.; SILVA, A. R.; BORGES, E. N.; OLIVEIRA, R. A.; SOUSA, R. A.; SILVA, A. M. Sistema radicular de seis gramíneas irrigadas em diferentes adubações nitrogenadas e manejos. *Acta Scientiarum. Agronomy*, v. 32, n. 2, p. 351–357, 2010. DOI: <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v32i2.1020>.

CURTIS, W. D.; LOGAN, J. D.; PARKER, W. A. Dimensional analysis and the pi theorem. *Linear Algebra and its Applications*, v. 47, p. 117–126, 1982. DOI: [https://doi.org/10.1016/0024-3795\(82\)90229-4](https://doi.org/10.1016/0024-3795(82)90229-4).

DAI, W.; FENG, G.; HUANG, Y.; ADELI, A.; JENKINS, J. N. Influence of cover crops on soil aggregate stability, size distribution and related factors in a no-till field. *Soil and Tillage Research*, v. 244, p. 106197, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106197>.

DAI, W.; MENDES, L. W.; PEREIRA, A. P. de A. et al. Influence of cover crops on soil aggregate stability, size distribution and related factors in a no-till field. *Soil and Tillage Research*, v. 244, p. 106197, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106197>.

DARAMOLA, J.; ADEPEHIN, E. J.; EKHWAN, T. M.; CHOY, L. K.; MOKHTAR, J.; TABITI, T. S. Impacts of land-use change, associated land-use area and runoff on watershed sediment yield: Implications from the Kaduna Watershed. *Water*, v. 14, n. 3, p. 325, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/w14030325>.

DAVARI, M.; et al. Deforestation and cultivation of sparse forest impacts on soil quality (case study: West Iran, Baneh). *Soil and Tillage Research*, v. 198, p. 104504, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104504>.

DICK, D. P. Characterization of Iron Oxides and Phosphorus Adsorption in the Clay Fraction of Latosolic B Horizons. 1986.

DOMINATI, E.; PATTERSON, M.; MACKAY, A. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics*, v. 69, n. 9, p. 1858–1868, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.05.002>.

DOS SANTOS, R. D.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; OLIVEIRA, J. B.; COELHO, M. R.; LUMBRERAS, J. F.; CUNHA, T. J. F. Manual de descrição e coleta de solo no campo. 5. ed. rev. ampl. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2004. 108 p. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/330369>.

DRESCHER, M. S. et al. Persistência do efeito de intervenções mecânicas para a descompactação de solos sob plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 35, p. 1713–1722, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000500026>.

EASTMAN, J. Ronald. Guide to GIS and image processing. Clark University, USA, v. 2, p. 144, 2001. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/242377547_Guide_to_GIS_and_Image_Processing_Volume_2.

EBERHARDT, D. N.; VENDRAME, P. R. S.; BECQUER, T.; GUIMARÃES, M. D. F. Influência da granulometria e da mineralogia sobre a retenção do fósforo em Latossolos sob pastagens no cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, p. 1009–1016, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000300010>.

ELRICK, D. E.; REYNOLDS, W. D.; TAN, Kim-Ann. Hydraulic conductivity measurements in the unsaturated zone using improved well analyses. *Groundwater Monitoring & Remediation*, v. 9, n. 3, p. 184–193, 1989. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1745-6592.1989.tb01162.x>.

EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 1. ed. Brasília, DF: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. 374 p. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/338818/1/sistemabrasileirodeclassificacaodossolos2006.pdf>.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). *Manual de métodos de análise de solo*. 3. ed. Brasília: Embrapa Solos, 2021. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1085209/manual-de-metodos-de-analise-de-solo>.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Caracterização físico-hídrica de Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico. Disponível em: <https://apct.sede.embrapa.br/pab/article/download/16806/11139/72963>.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Clima. Disponível em: <https://www.cnpf.embrapa.br/pesquisa/efb/clima.htm>

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Infiltração de água do solo em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejos. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1065675/infiltracao-de-agua-do-solo-em-latossolo-vermelho-amarelo-distrofico-sob-diferentes-sistemas-de-manejos>.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Latossolos Vermelho-Amarelos. Agência de Informação Embrapa. Disponível em: <https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/tematicas/solos-tropicais/sibcs/chave-do-sibcs/latossolos/latossolos-vermelho-amarelos>.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. *Súmula da 10ª Reunião Técnica de Levantamento de Solos*. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SNLCS, 1979. 83 p. (Miscelânea, 1). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/327212>

ENCK, B. F.; RODRIGUES, J. C. W.; HASSANE, A. L.; TEMBO, R. A.; CAMPOS, M. C. C.; SANTOS, L. A. C.; BRITO, W. B. M. Impacto nos atributos do solo sob conversão de floresta para áreas cultivadas na região sul do Amazonas, Brasil. *Geografia: Ensino & Pesquisa*, v. 24, p. e54, 2020. DOI: <https://doi.org/10.5902/2236499443591>.

FÁVERO, O. A., NUCCI, J. C., & de BIASI, M. (2004). Vegetação natural potencial e mapeamento da vegetação e usos atuais das terras da Floresta Nacional de Ipanema, Iperó/SP: Conservação e gestão ambiental. *RAEGA - O Espaço Geográfico em Análise*, Curitiba, n. 8, p. 55-68, 2004. <https://doi.org/10.5380/raega.v8i0.3383>.

FENGLER, F. H. Aplicação da análise dimensional em indicadores ambientais de áreas degradadas pela exploração de cassiterita. 2018. Tese (Doutorado em

Ciências Ambientais) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Instituto de Ciência e Tecnologia, Câmpus de Sorocaba. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/152993>.

FERNANDES, Bernardo Mançano. A formação do MST no Brasil. Editora Vozes, 2000.]

FERREIRA, A. D. O.; AMADO, T. J. C. Caminho de recuperação do SOC além do solo superficial em sistemas agrícolas de conservação. *Revista de Pesquisa Agrícola Atual*, v. 9, n. 3, p. 145–148, out. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.12944/CARJ.9.3.01>.

FERREIRA, M. M.; FERNANDES, B.; CURI, N. Influência da mineralogia da fração argila nas propriedades físicas de Latossolos da região sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 23, p. 515–524, 1999. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06831999000300004>.

FONSECA, A. M. P.; MARQUES, C. A. F.; PINTO-CORREIA, T.; CAMPBELL, D. E. Análise emergética de um sistema silvo-pastoril, um estudo de caso no sul de Portugal. *Sistema Agroflorestal*, v. 90, p. 137–157, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10457-015-9888-5>.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). Manejo sustentável dos solos na América Latina e Caribe: iniciativas regionais e desafios. Roma: Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura, 2025. Disponível em: <https://www.fao.org/soils-portal>.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). Rome: FAO, 2019. <https://doi.org/10.4060/CA6030EN>.

FRANÇA, L. V. G.; BRESSANE, A.; SILVA, F. N.; PECHE FILHO, A.; MEDEIROS, G. A.; RIBEIRO, A. I.; ROVEDA, J. A. F.; ROVEDA, S. R. M. Análise qualitativa da paisagem – uso da lógica fuzzy para diagnóstico ambiental participativo. In: CONGRESSO IBERO-AMERICANO EM INVESTIGAÇÃO QUALITATIVA – CIAIQ, 3., 2014. Anais [...]. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/305281510>.

FRANÇA, P. S.; SILVA, C. A. O método AHP e a Álgebra de Mapas para determinar a fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do Rio Brilhante (MS): proposições para a gestão do território. *Confins*, n. 46, 2020. Disponível em: <https://journals.openedition.org/confins/30897>.

FREITAS, G. H. S.; MICHELS, F. S.; PASSOS, W. E. Análise dimensional e aplicação hidráulica do Teorema PI de Buckingham. *VETOR – Revista de Ciências Exatas e Engenharias*, v. 25, n. 2, p. 84–101, 201. Disponível em: <https://periodicos.furg.br/vetor/article/view/6143>.

GARCÍA, J.; LYNCH, J.; MULHOLLEM, J. Novel method to measure root depth may lead to more resilient crops. *Crop Science*, [S.I.], 2024. Universidade Estadual da

Pensilvânia. Disponível em: <https://phys.org/news/2024-03-method-root-depth-resilient-crops.pdf>.

GARG, A.; KWAKYE, S.; CATES, A.; PETERSON, H.; LABINE, K.; OLSON, G.; SHARMA, V. *Field-saturated and near-saturated soil hydraulic conductivity as influenced by conventional and soil health management systems*. Soil & Tillage Research, v. 248, art. 106467, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2025.106467>.

GARLAND, G.; KOESTEL, J.; JOHANNES, A.; HELLER, O.; DOETTERL, S.; OR, D.; KELLER, T. Perspectives on the misconception of levitating soil aggregates. Soil, v. 10, n. 1, p. 23–31, 2024. DOI: <https://doi.org/10.5194/soil-10-23-2024>.

GOEDERT, W. Manejo dos solos do Cerrado do Brasil: uma revisão. Journal of Soil Science, v. 34, n. 3, p. 405–428, 1983. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1983.tb01045.x>.

GOŁĄBEK, A.; SZOTT, W.; ŁĘTKOWSKI, P.; STOPA, J. Similitude analysis of experiment and modelling of immiscible displacement effects with scaling and dimensional approach. Energies, v. 13, n. 19, p. 5224, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/en13195224>.

GRAY, W. G.; GRAY, G. A. Introduction to environmental modeling. Cambridge: Cambridge University Press, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/9781316422021>.

GUBIANI, P. I.; GOULART, R. Z.; REICHERT, J. M.; REINERT, D. J. Crescimento e produção de milho associados com o intervalo hídrico ótimo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 37, p. 1502–1511, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000600007>.

GUPTA, S.; BORRELLI, P.; PANAGOS, P.; ALEWELL, C. Uma avaliação avançada da erodibilidade global do solo (K) incluindo os efeitos da condutividade hidráulica saturada. Science of the Total Environment, v. 908, p. 168249, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168249>.

HAMZA, M. A.; ANDERSON, W. K. Compactação do solo em sistemas agrícolas: uma revisão sobre a natureza, causas e possíveis soluções. Soil and Tillage Research, v. 82, n. 2, p. 121–145, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.08.009>.

HARUNA, S. I. et al. Improvement of soil physical properties through the use of cover crops: a review. Agrosystems, Geosciences & Environment, v. 3, n. 1, e20105, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1002/agg2.20105>.

HERAS-HERAS, M. C.; MORENO-LÓPEZ, J. A.; QUEVEDO-AMAY, D. V.; CUICHAN-PAUCAR, S. H. Pérdida de cobertura vegetal y los cambios de uso del suelo en la Amazonia ecuatoriana. Agroecología Global, v. 6, n. 10, p. 89–104, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.35381/a.g.v6i10.3579>.

HERNÁNDEZ-VALDEZ, S. et al. Using the Alternative Stable States Framework to understand the persistence of secondary shrubland within a Mexican oak forest with livestock and agricultural legacies. *Ecological Engineering*, v. 197, p. 107109, 2023. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.107109>.

HILLEL, D. *Environmental Soil Physics* (San Diego, CA: Academic). 1998.
HOLZ, M.; SOUZA, P. A.; IANNUZZI, R.; ROHN, R. Sequence stratigraphy and biostratigraphy of the Late Carboniferous to Early Permian glacial succession, Itararé Subgroup at the eastern-southeastern margin of the Paraná Basin, Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, v. 29, n. 2, p. 381–397, 2010. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2009.04.004>.

HOU, D. Soil health and ecosystem services. *Soil Use and Management*, v. 39, n. 4, p. 1259–1266, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1111/sum.12945>.

HUANG, X.; HORN, R.; REN, T. Soil structure effects on deformation, pore water pressure, and consequences for air permeability during compaction and subsequent shearing. *Geoderma*, v. 406, p. 115452, 2022. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115452>.

INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES (IBÁ). Relatório Anual 2023. São Paulo: IBÁ, 2023. Disponível em: <https://www.iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/relatorio-anual-iba2023-r.pdf>.

INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS (IAC). Interpretação da análise de solo. Campinas: Governo do Estado de São Paulo, 2024. Disponível em: <https://www.iac.sp.gov.br/produtoseseservicos/analisedosolo/interpretacaoanalise.php>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Estimativas da população residente para os municípios brasileiros em 01.07.2018. Rio de Janeiro: IBGE, 2018. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv101670.pdf>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Censo Agropecuário 2006: resultados definitivos. Rio de Janeiro: IBGE, 2009. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9827-censo-agropecuario.html>.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBIO). Sítio histórico – FLONA de Ipanema. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/mata-atlantica/lista-de-ucs/flona-de-ipanema/informacoes-sobre-visitacao-flona-de-ipanema/sitio-historico/sitio-historico>.

INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO DO ESTADO DE SÃO PAULO (IGC-SP). Disponível em: <http://geoportal.igc.sp.gov.br>.

INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA (INCRA). Relatório técnico sobre o Assentamento Ipanema e sua inserção na zona

de amortecimento da Floresta Nacional de Ipanema. Brasília: INCRA, 2005.
Disponível em: <https://painel.incra.gov.br/>.

JENSEN, John R. Introductory digital image processing: a remote sensing perspective. 1996.

JENTZSCH, R. Estudo de modelos reduzidos destinados à predição de parâmetros térmicos ambientais em instalações agrícolas. 2002. Tese (Doutorado). Available at: <https://www.researchgate.net/publication/237674724>.

JÓNSSON, Ö.; DAVÍÐSDÓTTIR, B.
Classification and valuation of soil ecosystem services. *Agricultural Systems*, v. 145, p. 24–38, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.02.010>.

KATILA, P.; McDERMOTT, C.; LARSON, A.; AGGARWAL, S.; GIESSEN, L. Forest tenure and the sustainable development goals – A critical view. *Forest Policy and Economics*, v. 120, p. 102294, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102294>.

KELL, D. B. Breeding crop plants with deep roots: their role in sustainable agriculture. *Annals of Botany*, v. 112, n. 3, p. 347–357, 2013.
DOI: <https://doi.org/10.1093/aob/mcs293>.

KEMPER, W. D.; CHEPIL, W. S. Size distribution of aggregates. In: BLACK, C. A. et al. (Ed.). *Methods of soil analysis: Part 1 physical and mineralogical properties, including statistics of measurement and sampling*. Madison: American Society of Agronomy, 1965. v. 9, p. 499–510. Available at: <https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.1.c39>.

KER, J. C. Latossolos do Brasil: uma revisão. *Geonomos*, v. 5, n. 1, 1997. Available at: <https://doi.org/10.18285/geonomos.v5i1.187>.

KIM, C.; WANG, Y.; GUO, D.; XU, J.; LIU, Z.; WANG, L.; CHEN, C. A new root–soil interface contact model to simulate the overturning behaviour of root system architectures. *Acta Geotechnica*, [S.l.], 2025. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11440-025-02555-5>.

KOPITTKE, P. M.; DALAL, R. C.; SANTINI, J. M.; MENON, M.; WANG, P.; CHEN, C.; ZHAO, F.; ZHOU, J. Soil is a major contributor to global greenhouse gas emissions and climate change. *Soil*, v. 10, n. 2, p. 873–885, 2024. DOI: <https://doi.org/10.5194/soil-10-873-2024>.

LAL, R. (2015). Sequestration and aggregation of carbon in soil by cover cropping. *Journal of Soil and Water Conservation*, 70(6), 329–339.
<https://doi.org/10.2489/jswc.70.6.329>

LEDO, A.; et al. Changes in soil organic carbon under perennial crops. *Global Change Biology*, v. 26, n. 7, p. 4158–4168, 2020.
DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.15120>.

LEGENBRE, P.; LEGENBRE, L. Dimensional analysis in ecology. In *Developments in Environmental Modelling* (pp. 109-142). 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53868-0.50003-4>.

LEHMANN, J.; GAUNT, J.; RONDON, M. Sequestration of biochar in terrestrial ecosystems – A review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, v. 11, p. 403–427, 2006. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11027-005-9006-5>.

LEHMANN, J.; KLEBER, M. A natureza controversa da matéria orgânica do solo. *Nature*, v. 528, p. 60–68, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature16069>.

LEMOS, L. S.; ALVES, E. A. C.; SAMPAIO, P. V. Degradação dos solos: impactos ambientais e metodologias de análise. *Territorium Terram*, Universidade Federal de Pelotas, 2021. Disponível em: https://seer.ufsj.edu.br/territorium_terram/article/download/5244/3093/22882.

LEMOS, L.; ALVES, E. A. C. Métodos experimentais de quantificação das perdas de solo: breve referencial teórico. *SEMPGEO – UFPel*, 2020. Disponível em: <https://wp.ufpel.edu.br/sempeoufpel/files/2021/11/13.pdf>.

LI, J. K. J. A new similarity principle for cardiac energetics. *Bulletin of Mathematical Biology*, v. 45, p. 1005–1011, 1983. Available at: <https://doi.org/10.1007/BF02458827>.

LI, Y.; CHEN, J.; DRURY, C. F.; LIEBIG, M.; JOHNSON, J. M. F.; WANG, Z.; FENG, H.; ABALOS, D. The role of conservation agriculture practices in mitigating N₂O emissions: A meta-analysis. *Agronomy for Sustainable Development*, v. 43, art. 63, 2023. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s13593-023-00911-x>.

LIMA, A. F. L.; SILVA, T. S.; OLIVEIRA, R. M.; SOUZA, J. R.; COSTA, M. A. Physical soil attributes in areas under forest/pasture conversion in northern Rondônia, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 194, n. 1, p. 34, 2022. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09682-y>.

LIN, Henry. Three principles of soil change and pedogenesis in time and space. *Soil Science Society of America Journal*, v. 75, n. 6, p. 2049-2070, 2011. <https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0130>.

LINDBORG, R.; PRANGEL, E.; HARTEL, T.; REITALU, T.; HELM, A.; RIPOLL-BOSCH, R. Ecosystem services provided by semi-natural and intensified grasslands: synergies, trade-offs and linkages to plant traits and functional richness. *Applied Vegetation Science*, v. 26, n. 2, p. e12729, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1111/avsc.12729>.

LIU, J.; DÖRING, T.F.; KAUTZ, T.; MÜLLER, P.; KEMPER, R.; ATHMANN, M. Relating Profile Wall Root-Length Density Estimates to Monolith Root-Length Density Measurements of Cover Crops. *Agronomy*, Basel, v.12, n.1, p.48, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy12010048>.

LIU, J.; FAN, X.; LI, X.; ZHENG, Y.; LI, Y.; CUI, C.; LI, Z. Responses of different agricultural structures to nitrogen loss and agricultural green development in Northwest China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 367, p. 108956, 2024. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2024.108956>.

LIU, J.; FANG, L.; QIU, T.; CHEN, J.; WANG, H.; LI, Y.; ZHANG, H.; WU, C.; ZHENG, Y.; LI, Z. Quantitative assessment of root depth using integrated trench and tomography methods. *Geoderma*, v. 430, p. 116345, 2025.

LIU, X.; ZHANG, Y.; WANG, X.; ZHOU, G.; ZHANG, W. Frações de carbono orgânico do solo associadas a agregados em solo subtropical submetido à restauração vegetativa. *Land Degradation & Development*, v. 34, n. 14, p. 4296–4306, 2023. <https://doi.org/10.1002/ldr.4777>.

LOCATELLI, J. L.; DE LIMA, R. P.; SANTOS, R. S.; CHERUBIN, M. R.; CREAMER, R. E.; CERRI, C. E. P. Soil strength and structural stability are mediated by soil organic matter composition in agricultural expansion areas of the Brazilian Cerrado Biome. *Agronomy*, v. 13, n. 1, p. 71, 2023. Available at: <https://doi.org/10.3390/agronomy13010071>.

LOPES, A. S.; GUILHERME, L. G. Uma perspectiva de carreira sobre o manejo do solo na região do Cerrado do Brasil. *Advances in Agronomy*, v. 137, p. 1–72, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2015.12.004>.

LORIA, N.; LAL, R. Quantifying soil organic carbon stocks. In: *Carbon Farming*. Springer, 2025. p. 201–228. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-032-00842-8_7.

LYNCH, J. P.; STROCK, C. F.; SCHNEIDER, H. M.; et al. Anatomia da raiz e captura de recursos do solo. *Plant and Soil*, v. 466, p. 21–63, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11104-021-05010-y>.

MA, T.; YANG, K.; YANG, L.; ZHU, Y.; JIANG, B.; XIAO, Z.; LI, J. Different rotation years change the structure and diversity of microorganisms in the nitrogen cycle, affecting crop yield. *Applied Soil Ecology*, v. 193, p. 105123, 2024. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.105123>.

MACHADO, L. V.; SANTOS, L. G.; FONSECA, R. S. Qualidade do solo: um componente-chave das estratégias para sustentabilidade agropecuária. Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Espírito Santo, 2016. Disponível em: <https://biblioteca.incaper.es.gov.br/digital/bitstream/item/4527/1/sustentabilidade.pdf>.

MADARI, B. E. *Agregação do solo e estabilidade de agregados*. In: SILVA, W. M. da; SALTON, J. C.; TOMAZI, M.; HERNANI, L. C. (Org.). Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2004. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1095978>.

MAESTRE, F. T.; GUIRADO, E.; ARMENTERAS, D. et al. Curvando a curva da degradação da terra para atingir as metas ambientais globais. *Nature*, v. 644, p. 347–355, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-025-09365-5>.

MAESTRE, F. T.; GUIRADO, E.; ARMENTERAS, D.; BECK, H. E.; HUBER-SANNWALD, E.; IFEJIKA SPERANZA, C.; MARTÍNEZ-VALDERRAMA, J.; et al. Bending the curve of land degradation to achieve global environmental goals. *Nature*, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41586-025-09365-5>.

MAHL, D.; SILVA, R. B.; GAMERO, C. A.; SILVA, P. R. A. Resistência do solo à penetração, cobertura vegetal e produtividade do milho em plantio direto escarificado. *Acta Scientiarum. Agronomy*, v. 30, p. 741–747, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v30i5.5976>.

MAJA, M. M.; AYANO, S. F. The impact of population growth on natural resources and farmers' capacity to adapt to climate change in low-income countries. *Earth Systems and Environment*, v. 5, p. 271–283, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1007/s41748-021-00209-6>.

MANOEL, M. P. S. M. Índices de manejo do solo para análise da fragilização ambiental em áreas agrossilvipastoris utilizando análise dimensional. Sorocaba: Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Instituto de Ciência e Tecnologia, 2020. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – UNESP, Campus de Sorocaba. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/unesp/337973>.

MARCATTO, F. S. A.; SILVEIRA, H. Relação entre as propriedades físico-hídricas dos solos e os tipos de uso da terra como subsídio ao manejo e conservação do solo e da água na bacia hidrográfica do rio Pirapó-PR. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 9, n. 6, p. 1769–1783, 2016. ISSN 1984-2295.

MATHEWOS, M.; TSEGAYE, M.; WONDRADE, N. Soil erosion variations along land use and land cover dynamics in Matenchose watershed, Rift Valley Basin, Southern Ethiopia. *Natural Resource Modeling*, v. 36, e12379, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1111/nrm.12379>.

MAZURAK, A. P. *Soil structure and its measurement*. Lincoln: University of Nebraska, 1950.

MILANI, E. J.; MELO, J. H. G. de; SOUZA, P. A. de; FERNANDES, L. A.; FRANÇA, A. B. Bacia do Paraná. *Boletim de Geociências da Petrobras*, Rio de Janeiro, v. 15, n. 2, p. 265–287, 2007. Disponível em: <https://bgp.petrobras.com.br/bgp/article/view/310>.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). *Ecosystem and human well-being: Synthesis*. Washington: Island Press, 2005. 137 p.

MOORE, C. E. et al. The carbon and nitrogen cycle impacts of reverting perennial bioenergy switchgrass to an annual maize crop rotation. *GCB Bioenergy*, v. 12, n. 11, p. 941–954, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcbb.12743>.

MOREIRA, E. P.; VALERIANO, M. M. Relação entre diferentes usos e coberturas da terra e declividade do terreno: implicações em conservação do solo. In: *Simpósio*

Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 16., 2013, Foz do Iguaçu. Anais [...]. São José dos Campos: INPE, 2013. p. 9216–9223. Disponível em: <http://marTE2.sid.inpe.br/col/dpi.inpe.br/marte2/2013/05.29.00.10/doc/p0923.pdf>.

MOURA, M. S.; SILVA, B. M.; MOTA, P. K.; BORGHI, E.; RESENDE, A. V.; ACUÑA-GUZMAN, S. F.; CURI, N. Soil management and diverse crop rotation can mitigate early-stage no-till compaction and improve least limiting water range in a Ferralsol. *Agricultural Water Management*, v. 243, p. 106523, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106523>.

MOURI, G.; AISAKI, N. Using land-use management policies to reduce the environmental impacts of livestock farming. *Ecological Complexity*, v. 22, p. 169–177, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2015.03.003>.

MOVIMENTO DOS TRABALHADORES RURAIS SEM TERRA (MST). Novos créditos devem dinamizar agroindústria e comércio em assentamentos. São Paulo: MST, 2024. Disponível em: <https://mst.org.br/2024/12/10/novos-creditos-devem-dinamizar-agroindustria-e-vendas-em-assentamentos-diz-dirigente-do-mst>.

MOVIMENTO DOS TRABALHADORES RURAIS SEM TERRA (MST). Ocupação da Fazenda Ipanema completa 25 anos. Sorocaba: SMetal, 2017. Disponível em: <https://smetal.org.br/imprensa/ocupacao-de-trabalhadores-rurais-na-fazenda-ipanema-completa-25-anos>.

NAGAHAMA, H. D. J.; GRANJA, G. P.; CORTEZ, J. W.; RAMOS, R. L.; ARCOVERDE, S. N. S. Efeitos da escarificação mecânica nos atributos físicos do solo e agronômicos do capim elefante. *Revista Ceres*, v. 63, p. 741–746, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/0034-737X201663050020>.

NASCIMENTO, P. O.; RANGEL, O. J. P.; SOUZA, M. N.; PASTOR, T. S.; RANGEL, G. S.; CRESPO, A. M.; LOUBACK, G. C.; BRUNELI, L. V.; MOULIN, M. M. Biotecnologias e procedimentos alternativos na recuperação de pastagens. In: LOUBACK, G. C. (Org.). *Biotecnologias aplicadas à sustentabilidade agropecuária*. Viçosa: Editora UFV, 2023. p. 63–92. Disponível em: <https://doi.org/10.69570/mp.978-65-84548-25-1.c3>.

NEEDELMAN, B. A. What are soils? *Nature Education Knowledge*, v. 4, n. 3, p. 2, 2013. Disponível em: <https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/what-are-soils-67647639/>.

NYAIRO, R. *Effect of slope on water run-off and soil vulnerability in an unglaciated sub-watershed: a case study of conservation practice siting*. *Environmental Systems Research*, v. 13, art. 50, 2024. <https://doi.org/10.1186/s40068-024-00380-5>

OGILVIE, C.M.; ASHIQ, W.; VASAVA, H.B.; BISWAS, A. Quantifying root-soil interactions in cover crop systems: A review. *Agriculture*, v. 11, n. 3, p. 218, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/agriculture11030218>.

OLDFIELD, E. E.; BRADFORD, M. A.; WOOD, S. A. Global meta-analysis of the relationship between soil organic matter and crop yields. *Soil*, v. 5, p. 15–32, 2019. DOI: <https://doi.org/10.5194/soil-5-15-2019>.

OLEGHE, E.; NAVEED, M.; BAGGS, E. M.; HALLETT, P. D. Plant exudates improve the mechanical conditions for root penetration through compacted soils. *Plant and Soil*, v. 421, p. 19–30, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-017-3424-5>.

OLIVEIRA, F. G. G.; AMORIM, J. S.; DOMINGUES, G. F. Effects of land use and land cover change on soil erosion in the Caatinga biome. *Environment, Development and Sustainability*, 2024. <https://doi.org/10.1007/s10668-024-05899-2>.

OLIVEIRA, G. C. et al. Caracterização química e físico-hídrica de um Latossolo Vermelho após vinte anos de manejo e cultivo do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 28, p. 327–336, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832004000200011>.

OLIVEIRA, J. F. et al. Áreas homogêneas e teor de água disponível de um Latossolo Vermelho-Amarelo. Embrapa Cerrados, Planaltina, 1999. Disponível em: [https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/926425/1/Areashomgenease teor.](https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/926425/1/Areashomgenease%20teor.pdf)

OLIVEIRA, S. F. et al. Impactos das mudanças climáticas nos serviços ecossistêmicos: Uma visão de produtores(as) convencionais e orgânicos(as) da agricultura familiar. *Ciência, Tecnologia e Inovação em Agropecuária*, p. 75, 2024. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Cicero-Pimenteira/publication/387371671_Ciencia_tecnologia_e_inovacao_agropecuaria_dialogos_interdisciplinares_na_America_Latina/links/67be1f40207c0c20fa972986/Ciencia-tecnologia-e-inovacao-agropecuaria-dialogos-interdisciplinares-na-America-Latina.pdf#page=75.

OMER, E. et al. Variabilidade das práticas agrícolas e suas implicações para a saúde do solo na agricultura: uma revisão. *Agriculture*, v. 14, n. 12, p. 2114, 2024. DOI: <https://doi.org/10.3390/agriculture14122114>.

OPPENHEIMER, M. W.; DOMAN, D. B.; MERRICK, J. D. Multi-scale physics-informed machine learning using the Buckingham Pi theorem. *Journal of Computational Physics*, v. 474, p. 111810, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jcp.2022.111810>.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). *Handbook on Constructing Composite Indicators: Methodology and User Guide*. Paris: OECD Publishing, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1787/9789264043466-en>.

PASARIBU, N. P.; WAHJUNIE, E. D.; TARIGAN, S. D. Characteristics of soil physical properties in different soil management of oxisols and inceptisols. *Agrovigor: Jurnal Agroekoteknologi*, v. 16, n. 2, p. 83–90, 2023. DOI: <https://doi.org/10.21107/agrovigor.v16i2.19869>.

PATRIZI, N.; NICCOLUCCI, V.; CASTELLINI, C.; PULSELLI, F. M.; BASTIANONI, S. Sustainability of agro-livestock integration: Implications and results of Energy evaluation. *Science of the Total Environment*, v. 622, p. 1543–1552, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.029>.

PAULA, A; PARRÉ, J. L. Integração das atividades agropecuárias com a silvicultura: análise da lucratividade nos municípios brasileiros. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, v. 63, p. e283119, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1590/1806-9479.2025.283119>.

PAUSTIAN, K.; LEHMANN, J.; OGLE, S.; REAY, D.; ROBERTSON, G. P.; SMITH, P. Climate-smart soils. *Nature*, v. 532, n. 7597, p. 49–57, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature17174>.

PEDRINHO, A.; MENDES, L. W.; PEREIRA, A. P. de A. et al. A diversidade microbiana do solo desempenha um papel importante na resistência e restauração de ecossistemas degradados. *Plant and Soil*, v. 500, p. 325–349, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-024-06489-x>.

PENG, J.; YANG, Q.; ZHANG, C.; NI, S.; WANG, J.; CAI, C. Aggregate pore structure, stability characteristics, and biochemical properties induced by different cultivation durations in the Mollisol region of Northeast China. *Soil and Tillage Research*, v. 233, p. 105797, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105797>.

PEREIRA, L.; GOMES, M. Estudo destaca importância agrônômica da profundidade efetiva do solo. Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP, 2017. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/20796250/estudo-destaca-importancia-agronomica-da-profundidade-efetiva-do-solo>.

PESSOA, A. M. S.; SILVA, A.; SANTOS, A. G.; PESSOA, R. M. S.; SANTOS, L. de F. D. dos; SILVEIRA, M. V. de S.; SANTOS, B. R. C. dos. Dinâmica multitemporal da cobertura vegetal do estado da Paraíba. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 18, n. 1, p. 622–632, 2025. DOI: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v18.1.p622-632>.

REGELINK, I. C.; STOOF, C. R.; ROUSSEVA, S.; WENG, L.; LAIR, G. J.; KRAM, P.; COMANS, R. N. J. Linkages between aggregate formation, porosity and soil chemical properties. *Geoderma*, v. 247, p. 24–37, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.01.022>.

REID, M. E.; OCHIAI, H. Dynamic evolution from shallow landslide to fluidized debris flow in a field-scale experiment. *Landslides*, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10346-025-02539-2>.

RESENDE, M.; CURI, N.; POGGERE, G. C.; BARBOSA, J. Z.; POZZA, A. A. A.; TEIXEIRA, A. D. S. Pedologia, fertilidade, água e planta: Inter-relações e aplicações. Lavras: Editora UFLA, 2019.

REYNOLDS, W. Daniel; ELRICK, David E. A method for simultaneous in situ measurement in the vadose zone of field-saturated hydraulic conductivity, sorptivity, and the conductivity–pressure head relationship. *Groundwater Monitoring &*

Remediation, v. 6, n. 1, p. 84–95, 1986. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1745-6592.1986.tb01229.x>.

RIVERA, J. I.; BONILLA, C. A. Predicting soil aggregate stability using readily available soil properties and machine learning techniques. *Catena*, v. 187, p. 104408, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104408>.

RODRIGUEZ, T. T.; WEISS, L. A.; TEIXEIRA, R. S.; BRANCO, C. J. M. C. Permeabilidade de solo laterítico por diferentes métodos. *Seminário: Ciências Exatas e Tecnológicas*, v. 36, n. 2, p. 17–32, 2015. DOI: <https://doi.org/10.5433/1679-0375.2015v36n2p17>.

RODRÍGUEZ-ESPINOSA, T.; PAPAMICHAEL, I.; VOUKKALI, I.; PÉREZ GIMENO, A.; ALMENDRO CANDEL, M. B.; NAVARRO-PEDREÑO, J.; ZORPAS, A. A.; GÓMEZ LUCAS, I. Nitrogen management in farming systems under the use of agricultural wastes and circular economy. *Science of The Total Environment*, v. 876, p. 162666, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162666>.

ROJAS, M. A. et al. Efeito de resíduos de herbicidas em culturas de cobertura semeadas no outono influenciam a estabilidade dos agregados do solo e o N mineral. *Canadian Journal of Plant Science*, v. 97, n. 3, p. 411–423, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1139/cjps-2016-0078>.

ROSCOE, R.; DERRÉ, L.; FABRICIO, A. C.; MACHADO, L. Matéria orgânica do solo sob sistema plantio direto e integração lavoura/pecuária em um latossolo vermelho distroférico de Dourados-MS, 2004. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/126898/1/143-renato-materia.pdf>.

ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. *Revista do Departamento de Geografia*, n. 8, p. 63–74, 1994. Disponível em: <https://doi.org/10.7154/RDG.1994.0008.0006>.

ROTOLO, G. C.; FRANCIS, C.; CRAVIOTTO, R. M.; ULGIATI, S. Environmental assessment of maize production alternatives: Traditional, intensive and GMO-based cropping patterns. *Ecological Indicators*, v. 57, p. 48–60, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.036>.

SÁ, M. A. C.; SANTOS JÚNIOR, J. Compactação do solo: consequências para o crescimento vegetal. *Embrapa Cerrados. Documentos*, v. 136, 2005. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/569996/1/doc136.pdf>.

SANTOS, H. G. et al. Estratégias de manejo que consideram a profundidade efetiva das raízes têm se mostrado eficazes na sustentabilidade hídrica. *Dia de Campo*, 2025. Disponível em: <http://diadecampo.com.br/zpublisher/materias/Materia.asp?id=33953&secao=Artigos%20Especiais>.

SANTOS, H. G. et al. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Brasília: Embrapa, 2015. Disponível em: <https://www.ciodaterra.com.br/sumario-SiBICS-5-edicao.pdf>.

SANTOS, M. A. et al. Estudos recentes reforçam que a análise dimensional aplicada ao meio ambiente permite a construção de índices com elevada capacidade preditiva e representatividade espacial. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 20, n. 1, p. 1–12, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016140136>.

SANTOS, P.A. GALVÃO, L. S.; ANDRADE, P. R. de; ARAUJO, F. V. de; FONSECA, L. M. G.; RUDORFF, B. F. T.; ADAMI, M. Produtos de uso e cobertura da terra para aplicações em mapeamento agrícola no Brasil: desafios e limitações. *Sensoriamento Remoto*, v. 17, n. 13, p. 2324, 2025. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs17132324>.

SÃO PAULO, Secretaria do Meio Ambiente et al. Inventário Florestal do Estado de São Paulo. 1993.

SCHOENHOLTZ, S. H.; VAN MIEGROET, H.; BURGER, J. A. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*, v. 138, p. 335–356, 2000. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00423-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00423-0).

SCHULTZ, B. K. C.; MOHSSEN, M.; CHAU, H. W.; PANDEY, V. P.; PRASAD, K.; ANTHONY, P. Assessing effective pasture root depth for irrigation scheduling by water balance and soil moisture monitoring. *Irrigation and Drainage*, v. 71, n. 4, p. 971–979, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1002/ird.2708>.

SEMWAL, T.; MALI, N.; MASAKAPALLI, S. K.; UDAY, K. V. Effect of plant roots on permeability of soil. *Geotechnical Characterization and Modelling*, v. 85, p. 343–352, 2020. DOI: https://doi.org/10.1007/978-981-15-6086-6_27.

SHAH, A. N.; TANVEER, M.; SHAHZAD, B.; YANG, G.; FAHAD, S.; ALI, S.; SOULIYANONH, B. Soil compaction effects on soil health and crop productivity: an overview. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 24, p. 10056–10067, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8421-y>.

SHAHEB, M. R.; VENKATESH, R.; SHEARER, S. A. A review on the effect of soil compaction and its management for sustainable crop production. *Journal of Biosystems Engineering*, v. 46, n. 4, p. 417–439, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s42853-021-00117-7>.

SHAHEB, M. R.; VENKATESH, R.; SHEARER, S. A. A review on the effect of soil compaction and its management for sustainable crop production. *Journal of Biosystems Engineering*, v. 46, p. 417–439, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s42853-021-00117-7>.

SHARMA, P. K.; KUMAR, S. *Soil Physical Environment and Plant Growth: Evaluation and Management*. Cham: Springer Nature Switzerland AG, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-031-28057-3>

SILVA, B. M.; OLIVEIRA, G. C.; SERAFIM, M. E.; SILVA, E. A.; FERREIRA, M. M.; NORTON, L. D.; CURI, N. Critical soil moisture range for a coffee crop in an oxidic Latosol as affected by soil management. *Soil and Tillage Research*, v. 154, p. 103–113, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.06.013>.

SILVA, F. C. (Ed.). *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes*. 2. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2009.

SILVA, T. P. Modelagem do impacto do uso e manejo do solo nos processos hidrológicos e erosivos em pequenas bacias hidrográficas. 2022. Tese de Doutorado. Disponível em: <http://repositorio.ufsm.br/handle/1/25629>.

SIMON, L. M. et al. Long-term cover crop management effects on soil properties in dryland cropping systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 328, p. 107852, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107852>.

SINGH, N. K.; et al. Building soil health and fertility through organic amendments and practices: a review. *Asian Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, v. 10, n. 1, p. 175–197, 2024. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Narinder-Panotra/publication/379037991_Building_Soil_Health_and_Fertility_through_Organic_Amendments_and_Practices_A_Review/links/65f7f2501f0aec67e2a2eeaf/Building-Soil-Health-and-Fertility-through-Organic-Amendments-and-Practices-A-Review.pdf

SMIT, I. P.; MAZE, K.; VAN WILGEN, B. W. Land cover change in and around South African protected areas. *Biological Conservation*, v. 300, p. 110844, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110844>.

SONIN, A. A. A generalization of the π -theorem and dimensional analysis. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 101, n. 23, p. 8525–8526, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.0402931101>.

SPERA, S. T.; REATTO, A.; MARTINS, É. S.; CORREIA, J. R.; BLOISE, G. L. F.; SILVA, A. V. Aptidão agrícola das terras da Bacia do Rio Jardim, DF. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2002. 6 p. (Comunicado Técnico, 90). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/556676/1/bolpd27.pdf>.

SPLIETHOFF, J.; RAMPIM, L.; POTT, C. A. Performance of cover and corn plants in different mechanical and biological management associations. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v. 14, n. 4, p. 1–9, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.5039/agraria.v14i4a6655>.

STAVI, I.; BEL, G.; ZAADY, E. Funções do solo e serviços ecossistêmicos em sistemas agrícolas convencionais, de conservação e integrados: uma revisão. *Agronomy for Sustainable Development*, v. 36, art. 32, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0368-8>.

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, p. 1301–1309, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662013001200008>.

STEYER, F. S.; BERGAMASCO, S. M. P. P.; ESQUERDO, V. F. S. Projetos de implantação de sistemas agroflorestais (SAFs) no Assentamento Ipanema, Iperó/SP: uma avaliação necessária. Araraquara: UNIARA, 2018. Disponível em: https://www.uniara.com.br/legado/nupedor/nupedor_2018/6B/8_Fabia_Steyer.pdf.

STOLF, R. Teoria e teste experimental de fórmulas de transformação dos dados de penetrômetro de impacto em resistência do solo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 15:229-235, 1991.

STOLF, R.; MURAKAMI, J. H.; BRUGNARO, C.; SILVA, L. G.; SILVA, L. C. F.; MARGARIDO, L. A. C. Penetrômetro de impacto Stolf – programa computacional de dados em EXCEL-VBA. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 38, p. 774–782, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000300009>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/4PpJK8yGc7f3PRZ5HrmNtvj/>.

TOBORE, A. O.; ASGHAR, A.; NKWUNONWO, U. C.; OYERINDE, G.; OLUWATOSIN, A.; SAMUEL, B.; OLOWOOKERE, E. A.; FAGBOHUN, B. J. Changes in vegetation cover influence organic carbon sequestration potential in the Nigerian landscape. Remote Sensing in Earth Systems Sciences, p. 1–16, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1007/s41976-025-00241-4>.

TOBORE, A. O. et al. Changes in Vegetation Cover Influence Organic Carbon Sequestration Potential in the Nigerian Landscape. Remote Sensing in Earth Systems Sciences, p. 1-16, 2025. <https://doi.org/10.1007/s41976-025-00241-4>.

TOKURA, L. K.; SECCO, D.; JÚNIOR, L. A. Z.; SIQUEIRA, J. A. C.; SOUZA, S. N. M.; BARICATTI, R. A.; CENTER, N. M. R. Structuring of a Haplortox by soil cover species. Journal of Agricultural Science, v. 10, n. 11, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.5539/jas.v10n11p299>.

TONINI, H.; SILVA, M. L. M.; SILVA, J. L. S.; SILVA, J. A. G.; SILVA, M. C.; SILVA, R. M.; SILVA, R. A. Desempenho e potencial econômico de plantas de eucalipto cultivadas em sistemas silvipastoris no Bioma Pampa. 2021. Disponível em: <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1135022>.

TRENTIN, R. G.; MODOLO, A. J.; VARGAS, T. de O.; CAMPOS, J. R. da R.; ADAMI, P. F.; BAESSO, M. M. Soybean productivity in Rhodic Hapludox compacted by the action of furrow openers. Acta Scientiarum. Agronomy, v. 40, n. 1, e35015, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v40i1.35015>.

TRICART, J. *Ecodinâmica*. Rio de Janeiro: IBGE/SUPREN, 1977. 91 p. (Recursos Naturais e Meio Ambiente, 1). Disponível em: https://ia801908.us.archive.org/9/items/ecodinamica-tricart/ecodinamica%20-%20Tricart_text.pdf.

TUO, D.; GAO, G.; CHANG, R.; LI, Z.; MA, Y.; WANG, S.; FU, B. Effects of revegetation and precipitation gradient on soil carbon and nitrogen variations in deep

profiles on the Loess Plateau of China. *Science of the Total Environment*, v. 626, p. 399–411, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.116>.

VAN LIER, Q. J.; ALBUQUERQUE, M. A. A. Novo método para calcular o diâmetro médio de agregados de solos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 21, n. 3, p. 375–380, 1997. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/rmYbb8tydn96x3dmNFzfsTR/?format=pdf>

VEIGA, M.; HORN, R.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M. Soil compressibility and penetrability of an Oxisol from southern Brazil, as affected by long-term tillage systems. *Soil and Tillage Research*, v. 92, n. 1–2, p. 104–113, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.01.008>.

VON BRAUN, J.; AFSANA, K.; FRESCO, L. O.; HASSAN, M. H. A. Food Systems: Seven Priorities to End Hunger and Protect the Planet. In: VON BRAUN, J.; AFSANA, K.; FRESCO, L. O.; HASSAN, M. H. A. (eds.). *Science and Innovations for Food Systems Transformation*. Cham: Springer, 2023. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-031-15703-5_1.

VORONEY, P. Soils for Horse Pasture Management; *Sharpe, PBT-HPM*, Ed. 2019. WADOUX, A. MJ-C.; MCBRATNEY, A. B. A global numerical classification of the soil surface layer. *Geoderma*, v. 447, p. 116915, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2024.116915>.

WANG, F.; LIU, S.; LIU, H.; LIU, Y.; YU, L.; WANG, Q.; LI, W. Aggravation of nitrogen losses driven by agriculture and livestock farming development on the Qinghai-Tibet Plateau. *Journal of Environmental Management*, v. 326, p. 116795, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116795>.

WANG, W.; YUAN, J.; GAO, S.; LI, T.; LI, Y.; VINAY, N.; WEN, X. Conservation tillage enhances crop productivity and decreases soil nitrogen losses in a rainfed agroecosystem of the Loess Plateau, China. *Journal of Cleaner Production*, v. 274, p. 122854, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122854>.

WEBSTER, E.; GAUDIN, A. C. M.; PULLEMAN, M.; SILES, P.; FONTE, S. J. Improved pastures support early indicators of soil restoration in low-input agroecosystems of Nicaragua. *Environmental Management*, v. 64, p. 201–212, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00267-019-01181-8>.

WHITE, R. E. *Principles and practice of soil science: the soil as a natural resource*. 4. ed. Oxford: Blackwell Publishing, 2009.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Predicting rainfall erosion losses in agricultural lands east of the Rocky Mountains: Guide for selection of practices for soil and water conservation. Agricultural Research Service, United States Department of Agriculture, 1965. Disponível em: https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=o3S_VNBa9HMC&oi=fnd&pg=PA1&dq=Wischmeier+e+D.D.+Smith+em+1965&ots=BvGwC1AtgH&sig=SKv61t2glw_ZG1fZwmQUAAUETjY#v=onepage&q=Wischmeier%20e%20D.D.%20Smith%20em%201965&f=false.

WOLKA, K.; BIAZIN, B.; GETACHEW, F.; GIRMA, F.; DESTA, G. Towards sustainable watershed-based landscape restoration in degraded drylands: Perceived benefits and innovative pathways learnt from project-based interventions in Ethiopia. *Journal of Environmental Management*, v. 335, p. 117499, 2023. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117499>.

WOOD, S. A.; BOWMAN, M. Experimento em larga escala liderado por agricultores demonstra impacto positivo de culturas de cobertura em múltiplos indicadores de saúde do solo. *Nature Food*, v. 2, p. 97–103, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00222-y>.

XIAO, H. B.; LI, Z. W.; CHANG, X. F.; HUANG, B.; NIE, X. D.; LIU, C.; LIU, L.; WANG, D.; JIANG, J. Y. The mineralization and sequestration of organic carbon in relation to agricultural soil erosion. *Geoderma*, v. 329, p. 73–81, 2018. ISSN 0016-7061. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.05.018>.

YOSHIDA, F.; STOLF, R. (2019). Environmental fragility in the spatial distribution of soil resistance in the Environmental Protection Area (APA) of Botucatu. *Holos Environment*, v. 19, p. 391, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.14295/holos.v19i3.12316>.

ZHANG, X. F.; XU, X. X.; ZHU, A. N.; ZHANG, J. B.; YANG, W. L. Effects of tillage and residue managements on organic C accumulation and soil aggregation in a sandy loam soil of the North China Plain. *Catena*, v. 156, p. 176–183, 2017. ISSN 0341-8162. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.04.012>.

ZHANG, Y.; GUO, D.; XU, J.; LIU, Z.; WANG, L.; CHEN, C. Quantitatively analyzed root system architecture influence on root-soil mechanical interactions using 3D printing models. *Plant and Soil*, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-025-07333-6>.

ZHAO, J.; CHEN, S.; HU, R.; LI, Y. Aggregate stability and size distribution of red soils under different land uses integrally regulated by soil organic matter, and iron and aluminum oxides. *Soil and Tillage Research*, v. 167, p. 73–79, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.11.007>.

ZHAO, J.; YANG, Y.; ZHAO, Q.; ZHAO, Z. Effects of ecological restoration projects on changes in land cover: a case study on the Loess Plateau in China. *Scientific Reports*, v. 7, article 44496, 2017. Available at: <https://doi.org/10.1038/srep44496>.

ZHONG, P.; WEI, S.; WANG, Z.; et al. Impacto da seca sazonal na multifuncionalidade do solo em florestas de vales secos e quentes. *Plant and Soil*, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-025-07750-7>.

APÊNDICE A - PROCEDIMENTOS REALIZADOS NA LINGUAGEM DE PROGRAMAÇÃO R STUDIO

Link de acesso:

<https://drive.google.com/drive/folders/1BEmGwa41qDRd8Qf2JZg5sGb55WI6K-5c?usp=sharing>