

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
INSTITUTO DE EDUCAÇÃO, AGRICULTURA E AMBIENTE
CAMPUS VALE DO RIO MADEIRA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

**DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE METAIS PESADOS E RISCOS
ECOLÓGICOS EM SOLO DE LIXÃO**

MIQUELE ARAÚJO DOS SANTOS

PROF. DR. DOUGLAS MARCELO PINHEIRO DA SILVA

**Humaitá-AM
Julho/2026**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
INSTITUTO DE EDUCAÇÃO, AGRICULTURA E AMBIENTE
CAMPUS VALE DO RIO MADEIRA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

**DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE METAIS PESADOS E RISCOS
ECOLÓGICOS EM SOLO DE LIXÃO**

MIQUELE ARAÚJO DOS SANTOS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal do Amazonas, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre Ciências Ambientais.

PROF. DR. DOUGLAS MARCELO PINHEIRO DA SILVA

**Humaitá-AM
Julho/2026**

Ficha Catalográfica

Elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

S237d Santos, Miquele Araújo dos
 Distribuição Espacial de Metais Pesados e Riscos Ecológicos em
 Solo de Lixão / Miquele Araújo dos Santos. - 2026.
 62 f. : il., p&b. ; 31 cm.

 Orientador(a): Douglas Marcelo Pinheiro da Silva.
 Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Amazonas,
 Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Humaitá,
 2026.

 1. Resíduos Sólidos Urbanos. 2. Amazônia. 3. Índice de
 Qualidade do Solo. 4. Disposição Inadequada. 5. Riscos Ecológicos
 . I. Silva, Douglas Marcelo Pinheiro da. II. Universidade Federal do
 Amazonas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais.
 III. Título

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
INSTITUTO DE EDUCAÇÃO AGRICULTURA E AMBIENTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

FOLHA DE APROVAÇÃO

DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE METAIS PESADOS E RISCOS ECOLÓGICOS EM SOLO DE LIXÃO (Linha de pesquisa 1: Componentes e dinâmicas dos ecossistemas com ênfase no bioma amazônico)

MIQUELE ARAÚJO DOS SANTOS

Dissertação defendida e aprovada em 12 de Agosto de 2026, pela comissão julgadora:

Douglas M. P. da Silva

Orientador: Prof. Dr. Douglas Marcelo Pinheiro da Silva
Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente –IEAA/UFAM

 Documento assinado digitalmente
BENONE OTAVIO SOUZA DE OLIVEIRA
Data: 10/09/2026 21:47:03-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Examinador Interno: Prof. Dr. Benone Otávio Souza de Oliveira
Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente –IEAA/UFAM

 Documento assinado digitalmente
ALDECY DE ALMEIDA SANTOS
Data: 10/09/2026 21:59:05-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Examinador externo: Dr. Aldecy de Almeida Santos
Universidade Federal de Mato Grosso

DEDICATÓRIA

À Deus, à minha família, pelo amor, apoio e incentivo constantes, e aos amigos que estiveram comigo durante essa caminhada, que foram fundamentais para a realização desta conquista.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus, por me conceder saúde, força, sabedoria e perseverança para superar os desafios e concluir mais esta etapa da minha vida.

À minha família, pelo amor incondicional, apoio, incentivo e compreensão ao longo de toda essa caminhada. Vocês foram minha base e minha maior motivação nos momentos mais difíceis.

Aos meus amigos, pela amizade, apoio e pelos momentos de incentivo e descontração, que tornaram essa trajetória mais leve e especial.

Ao Professor Dr. Renato Francisco da Silva Souza, pelos ensinamentos, contribuições e apoio durante o desenvolvimento deste trabalho.

Ao meu orientador, Professor Dr. Douglas Marcelo Pinheiro da Silva, pela orientação e contribuições para a realização desta pesquisa.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal do Amazonas, pela oportunidade de crescimento acadêmico e profissional.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos, fundamental para o desenvolvimento desta pesquisa.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho, meus sinceros agradecimentos.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	3
LISTA DE FIGURAS.....	4
LISTA DE ABREVIACÕES E/OU SIMBOLOS	5
RESUMO	7
ABSTRACT	8
1. INTRODUÇÃO	13
1.1 Problemática	13
1.2 Justificativa.....	14
1.3 Hipótese	15
1.4 Objetivos	16
1.4.1 Objetivo geral.....	16
1.4.2 Objetivos específicos	16
2. REFERENCIAL TEORICO	16
2.1 Produção e destinação de resíduos sólidos urbanos no Brasil	16
2.2 Gestão de Resíduos Sólidos no Amazonas	17
2.3 Principais fontes e origem de contaminantes em áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos	18
2.4 Estudos de caso em áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos	20
2.5 Qualidade do solo: conceitos e importância	22
2.6 Indicadores de qualidade do solo	23
2.7 Índice de Qualidade do Solo (IQS)	23
3. MATERIAL E MÉTODOS	25
3.1 Área de estudo.....	25
3.2 Amostragem e preparo das amostras de solo	27
3.3 Determinação dos atributos físicos e químicos.....	28
3.4 Avaliação do índice de qualidade do solo	29
3.5 Seleção do conjunto de dados total.....	30
3.6 Seleção do conjunto de dados mínimo.....	31
3.7 Pontuação dos indicadores químicos do solo	32
3.8 Integração do Índice de Qualidade do Solo	33
3.9 Validação e interpretação dos índices de qualidade do solo.....	34
3.11 Modelo de regressão linear aplicado aos atributos químicos do solo.....	35
3.12 Análise estatística.....	35

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
4.1 Análise descritiva.....	36
4.2 O conjunto mínimo de dados.....	37
4.3 Índice de qualidade do solo	41
4.4 Seleção e comparação dos índices de qualidade do solo	43
4.5 Classificação do índice de qualidade do solo	44
4.6 Regressão linear do SQI e dos indicadores do solo	45
4.7 Aplicações, desafios e limitações	46
5. CONCLUSÃO.....	48
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	49

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Estatísticas descritivas dos atributos do solo na camada de 0-60 cm, em área de lixão de Apuí, Amazônia Brasileira.	36
Tabela 2- Análise de componentes principais de indicadores de qualidade do solo na camada de 0-60 cm, em área de lixão, Apuí, Amazônia Brasil.....	39
Tabela 3- Modelos de índices de qualidade do solo aplicando função de pontuação linear.....	42
Tabela 4- Somas de correlação entre índices de qualidade do solo.	43
Tabela 5- Notas do índice de qualidade do solo.	44
Tabela 6- Regressão linear entre índice de qualidade do solo e indicadores de solo.	46

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Localização da área e dos pontos de amostragem de solo no lixão no município de Apuí-AM.	25
Figura 2- Área de disposição final dos resíduos urbanos no município de Apuí-AM	27
Figura 3- Preparação das amostras de solo.....	28
Figura 4- Protocolo principal para a determinação do índice de qualidade do solo (IQS) na área de lixão do município de Apuí.....	30
Figura 5- Boxplot dos atributos do solo em área de lixão e controle (pastagem) na cidade de Apuí, Amazônia brasileira, Brasil.....	38

LISTA DE ABREVIações E/OU SIMBOLOS

ACP	Análise de Componentes Principais
Al	Alumínio
ANOVA	Análise de Variância
B	Boro
Ca	Cálcio
CaCl	Cloreto de Cálcio
COS	Carbono Orgânico do Solo
CMD	Conjunto Mínimo de Dados
CP	Componente Principal
CPs	Componentes Principais
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
CTD	Conjunto Total de Dados
Cu	Cobre
CV	Coeficiente de Variação
FAO	Food and Agriculture Organization (Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura)
Fe	Ferro
H+Al	Acidez potencial
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INCRA	Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária
IQA	Índice da qualidade da Água
IQS	Índice da Qualidade do Solo
IQSa	Índice da Qualidade do Solo Aditivo
IQSn	Índice da Qualidade do Solo Nemoro
IPAAM	Instituto de Proteção Ambiental do Amazonas
K	Potássio
KCl	Cloreto de potássio
Mg	Magnésio
Mn	Manganês

MOS	Matéria Orgânica do Solo
MUNIC	Pesquisa de Informações Básicas Municipais
NaOH	Hidróxido de sódio
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
P	Fósforo
PGRS	Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos
pH	Potência de Hidrogênio
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SB	Soma de bases
SEMA	Secretaria de Estado do Meio Ambiente
SINISA	Sistema Nacional de Informação em Saneamento Básico
TSFA	Terra Fina Seca ao Ar
V	Saturação por Bases
Zn	Zinco

RESUMO

SANTOS, M. A. **Distribuição espacial de metais pesados e riscos ecológicos em solos de lixão**. 2026, 60f. Dissertação (mestrado em Ciências Ambientais) – Instituto de educação, Agricultura e Ambiente, Universidade Federal do Amazonas.

A disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos (RSU) em lixões a céu aberto representa uma ameaça ambiental, especialmente pela alteração das propriedades do solo e pelo potencial de mobilização de substâncias para áreas adjacentes. Este estudo avaliou a qualidade química do solo em área de lixão no município de Apuí, Amazonas, por meio da construção e aplicação de um Índice de Qualidade do Solo (IQS). Foram coletadas amostras na camada de 0–60 cm, em 16 pontos georreferenciados, sendo 12 na área de lixão e quatro na área controle (pastagem). Foram analisados atributos químicos (pH, matéria orgânica do solo - MOS, Acidez potencial - H+Al, alumínio - Al³, potássio - K, cálcio - Ca², magnésio - Mg², capacidade de troca catiônica - CTC e saturação por base - V), microelementos (boro - B, cobre - Cu, ferro - Fe, manganês - Mn e zinco - Zn) e textura do solo. Os dados foram submetidos à Análise de Componentes Principais (ACP), seleção do Conjunto Mínimo de Dados (CMD) e construção do IQS pelos métodos aditivo e Nemoro. A área de lixão apresentou alterações significativas em dez atributos químicos, com aumento de pH, P, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, V, Cu e Zn e redução de Al³⁺ e H+Al em relação à área controle. A ACP explicou 83,94% da variância total e permitiu a seleção de dois indicadores para o CMD: pH e K⁺. O K⁺ apresentou a maior capacidade explicativa da variação do IQS na área de lixão (R² = 0,4488; p < 0,05). O IQS foi de 0,64 ± 0,13 na área controle e 0,50 ± 0,03 no lixão, representando uma redução de 21,9% na qualidade do solo, embora ambas as áreas tenham permanecido na classe de qualidade moderada. Portanto, a disposição inadequada de RSU promoveu alterações significativas nas propriedades químicas do solo e reduziu sua qualidade integrada, podendo favorecer processos de degradação e mobilização de substâncias potencialmente contaminantes.

Palavras-chave: Resíduos Sólidos Urbanos; Amazônia; Índice de Qualidade do Solo; Disposição Inadequada.

ABSTRACT

SANTOS, M. A. **Spatial distribution of heavy metals and ecological risks in landfill soils**. 2026, 60 leaves. Dissertation (Master's in Environmental Sciences) – Institute of Education, Agriculture and Environment, Federal University of Amazonas.

The improper disposal of municipal solid waste (MSW) in open dumps poses an environmental threat, particularly due to alterations in soil properties and the potential for the migration of substances to adjacent areas. This study evaluated soil chemical quality at a dump site in the municipality of Apuí, Amazonas, by developing and applying a Soil Quality Index (SQI). Samples were collected from the 0–60 cm layer at 16 georeferenced points: 12 within the dump site and four in a control area (pasture). Chemical attributes (pH, soil organic matter - SOM, potential acidity - H+Al, aluminum - Al³⁺, potassium - K⁺, calcium - Ca²⁺, magnesium - Mg²⁺, cation exchange capacity - CEC, and base saturation - V), microelements (boron - B, copper - Cu, iron - Fe, manganese - Mn, and zinc - Zn), and soil texture were analyzed. Data were subjected to Principal Component Analysis (PCA), selection of a Minimum Data Set (MDS), and SQI construction using both additive and Nemoro methods. The dump site exhibited significant changes in ten chemical attributes, showing increases in pH, P, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, V, Cu, and Zn, and reductions in Al³⁺ and H+Al compared to the control area. PCA explained 83.94% of the total variance and allowed for the selection of two indicators for the MDS: pH and K⁺. K⁺ showed the greatest explanatory power regarding the variation of the additive SQI (SQIa) at the dump site ($R^2 = 0.4488$; $p < 0.05$). The SQIa was 0.64 ± 0.13 in the control area and 0.50 ± 0.03 at the dump site, representing a 21.9% reduction in soil quality, although both areas remained within the moderate quality class. Therefore, the improper disposal of municipal solid waste caused significant changes in the soil's chemical properties and reduced its overall quality, potentially fostering degradation processes and the mobilization of potentially contaminating substances.

Keywords: Municipal Solid Waste; Amazon; Soil Quality Index; Improper Disposal.

1. INTRODUÇÃO

1.1 Problemática

A geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) tem aumentado em decorrência do crescimento populacional, da urbanização e das mudanças nos padrões de consumo. Esse cenário amplia os desafios relacionados ao gerenciamento e à destinação final dos resíduos, especialmente em países em desenvolvimento, onde persistem limitações de infraestrutura e gestão. Globalmente, a geração de resíduos apresenta tendência de crescimento, acompanhando processos de urbanização e desenvolvimento econômico (KAZA et al., 2018).

No Brasil, a disposição inadequada de RSU permanece como um importante problema ambiental, apesar dos avanços estabelecidos pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305/2010. Os lixões a céu aberto constituem uma forma inadequada de disposição, pois não apresentam sistemas suficientes de controle, impermeabilização e manejo dos resíduos, favorecendo a exposição direta do ambiente aos materiais descartados (BRASIL, 2010).

Entre os possíveis impactos associados à disposição inadequada estão alterações no pH, na matéria orgânica, na disponibilidade de nutrientes e na dinâmica de elementos-traço. Essas modificações podem interferir em funções essenciais do solo, como a ciclagem de nutrientes, a regulação hídrica, o armazenamento de carbono e o suporte à biodiversidade. Dessa forma, a degradação do solo pode representar não apenas uma alteração local, mas também uma ameaça à manutenção dos serviços ecossistêmicos (LEHMANN et al., 2020; UNEP; FAO, 2021).

Na Amazônia Ocidental, a problemática também tem sido investigada em municípios com limitações na gestão dos resíduos sólidos. Nascimento (2024), ao avaliar a qualidade do solo e da água em área de disposição de RSU no município de Lábrea, Amazonas, analisou as alterações ambientais associadas à deposição inadequada dos resíduos. O estudo reforça a importância da avaliação integrada dos impactos provocados por lixões em municípios amazônicos, especialmente diante das características ambientais e das limitações de infraestrutura existentes na região.

As condições ambientais da Amazônia podem potencializar esses processos. A elevada pluviosidade e a intensa dinâmica hidrológica favorecem a infiltração e o transporte de substâncias presentes nos resíduos, aumentando a possibilidade de interação entre os lixiviados, o solo e os recursos hídricos. Essa condição é particularmente relevante em áreas de disposição localizadas próximas a cursos

d'água ou inseridas em ambientes sujeitos a intensa circulação de água (UNEP; FAO, 2021).

Nesse contexto, a avaliação da qualidade do solo constitui uma importante ferramenta para compreender os efeitos da disposição inadequada de resíduos. Entretanto, a análise isolada de cada atributo pode não representar adequadamente o estado geral do solo, uma vez que diferentes propriedades respondem de maneira conjunta às alterações ambientais. Por isso, o uso de indicadores integrados pode proporcionar uma avaliação mais abrangente da condição e do funcionamento do solo (LEHMANN et al., 2020; CAMILO-COTRIM et al., 2022).

Os Índices de Qualidade do Solo (IQS) têm sido amplamente utilizados por integrarem diferentes atributos do solo em uma única medida quantitativa, proporcionando uma avaliação mais abrangente das alterações provocadas por atividades antrópicas. Esse método auxilia na identificação de processos de degradação e na tomada de decisões relacionadas ao manejo e à recuperação ambiental. A seleção criteriosa de indicadores, frequentemente realizada por técnicas estatísticas multivariadas, contribui para intensificar a representatividade e a confiabilidade dos índices de qualidade do solo (COMIN et al., 2024).

Assim, esta pesquisa contribui diretamente para o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 2 (Fome Zero e Agricultura Sustentável), uma vez que a degradação do solo pode comprometer a produtividade agrícola; para o ODS 3 (Saúde e Bem-Estar), considerando os riscos ambientais e à saúde associados à contaminação do solo; para o ODS 12 (Consumo e Produção Responsáveis), ao fornecer subsídios para uma gestão mais adequada dos resíduos sólidos; e para o ODS 15 (Vida Terrestre), por abordar a conservação dos ecossistemas e a manutenção das funções do solo. Adicionalmente, a FAO e o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente destacam que a prevenção e o controle da poluição do solo contribuem direta ou indiretamente para o alcance dos 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (UNEP; FAO, 2021).

1.2 Justificativa

A disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos constitui um dos principais desafios ambientais enfrentados pelos municípios do estado do Amazonas. Apesar dos avanços estabelecidos pela Política Nacional de Resíduos Sólidos, os lixões a céu aberto permanecem ativos em grande parte das localidades

amazonenses, intensificando a degradação ambiental e comprometendo a integridade dos recursos naturais. A decomposição desses resíduos facilita a liberação de substâncias tóxicas que alteram os atributos químicos do solo e afetam suas funções ecológicas essenciais.

As características ambientais da Amazônia tornam essa problemática ainda mais relevante. A elevada pluviosidade e a intensa dinâmica hidrológica da região, por exemplo, são fatores que potencializam a mobilidade de contaminantes e elevam os riscos de degradação. Nesse cenário, a preservação da qualidade do solo exerce um papel fundamental na manutenção dos serviços ecossistêmicos, atuando na ciclagem de nutrientes, no armazenamento de carbono, na regulação hídrica e no suporte à biodiversidade.

No município de Apuí, localizado no sul do estado do Amazonas, a disposição dos resíduos sólidos urbanos ainda é realizada em lixão a céu aberto. Embora existam iniciativas voltadas ao diagnóstico e planejamento da gestão de resíduos no município, informações sobre os efeitos específicos dessa prática na qualidade do solo ainda são escassas, carecendo de avaliações que permitam compreender com precisão o grau de degradação ambiental existente.

Diante disso, a utilização de Índices de Qualidade do Solo (IQS) demonstra grande potencial ao integrar diferentes atributos químicos em um indicador único, permitindo uma avaliação sistêmica das alterações decorrentes da disposição inadequada de resíduos. Além de contribuir para a compreensão dos processos de degradação no lixão de Apuí, a construção de um IQS auxilia na definição de indicadores sensíveis para o monitoramento da qualidade do solo e subsidia a elaboração de ações de recuperação ambiental e de uma gestão mais sustentável para a área.

1.3 Hipótese

A disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos causa alterações significativas nos atributos químicos do solo, comprometendo sua qualidade e capacidade de desempenhar suas funções ambientais.

1.4 Objetivos

1.4.1 Objetivo geral

Avaliar a qualidade do solo em área de disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos no município de Apuí, por meio da construção e aplicação de um Índice de Qualidade do Solo (IQS).

1.4.2 Objetivos específicos

- Determinar e avaliar os teores de pH, COS, P, Al^{3+} , H+Al , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , CTC, V, B, Cu^{2+} , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} , Areia, Silte e Argila nos solos da área estudada;
- Selecionar os indicadores químicos mais representativos da qualidade do solo por meio da Análise de Componentes Principais (ACP);
- Construir o Índice de Qualidade do Solo (IQS) utilizando funções de pontuação linear e o método de integração Aditivo e de Nemoro;

2. REFERENCIAL TEORICO

2.1 Produção e destinação de resíduos sólidos urbanos no Brasil

A crescente geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) representa um dos principais desafios ambientais e de saúde pública no Brasil, principalmente em função das dificuldades relacionadas à coleta, tratamento e disposição final ambientalmente adequada. De acordo com o Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SINISA), no ano-base de 2024, a massa média per capita de resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil foi de aproximadamente 1,14 kg hab/dia, totalizando cerca de 88,1 milhões de toneladas anuais de resíduos sólidos urbanos coletados (SINISA, 2024).

Na Região Norte, a produção per capita de resíduos sólidos urbanos coletados foi estimada em aproximadamente 1,01 kg hab/dia, valor inferior à média nacional. Ainda assim, a região apresentou uma massa total estimada de aproximadamente 6,1 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos coletados por ano, evidenciando a relevância da problemática ambiental associada ao manejo inadequado dos resíduos sólidos nos estados amazônicos. (SINISA, 2024).

Apesar dos avanços promovidos pela Política Nacional de Resíduos Sólidos

(PNRS), instituída pela Lei nº 12.305/2010, a disposição inadequada de resíduos sólidos ainda permanece como um importante problema ambiental no território brasileiro. Dados da Pesquisa de Informações Básicas Municipais (MUNIC), divulgada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), demonstram que, em 2023, aproximadamente 31,9% dos municípios brasileiros ainda utilizavam lixões como forma de disposição final de resíduos sólidos urbanos. Na Região Norte, a situação mostra-se ainda mais preocupante, pois cerca de 73,8% dos municípios ainda destinavam seus resíduos para lixões a céu aberto, correspondendo a aproximadamente 332 municípios da região. Esse cenário evidencia as desigualdades regionais relacionadas à infraestrutura de saneamento e à gestão de resíduos sólidos, sobretudo em áreas amazônicas, onde fatores logísticos, econômicos e institucionais dificultam a implementação de sistemas adequados de gerenciamento de resíduos (IBGE, 2024).

Além dos lixões ainda estarem em atividade, muitos municípios brasileiros também apresentam áreas de disposição inadequada de resíduos já desativadas, especialmente aquelas utilizadas antes do fortalecimento das legislações ambientais e sanitárias no país. Em diversos casos, esses locais foram encerrados sem a qualquer tipo de medidas adequadas de recuperação ou remediação ambiental, favorecendo a permanência de passivos ambientais associados à contaminação do solo e das águas subterrâneas. A decomposição dos resíduos sólidos nesses ambientes promove a geração de lixiviados com elevada carga poluidora, ricos em matéria orgânica, nutrientes, metais pesados e outros compostos potencialmente tóxicos, capazes de infiltrar-se no solo e alterar atributos químicos, físicos e biológicos do ambiente (IPEA, 2012; SISINNO; MOREIRA, 1996).

2.2 Gestão de Resíduos Sólidos no Amazonas

A gestão de resíduos sólidos é uma das dimensões centrais do saneamento básico, conforme estabelece a Lei nº 11.445/2007, alterada pela Lei nº 14.026/2020, que institui o novo marco legal do setor no Brasil. Essa legislação define o saneamento como um direito fundamental e estabelece a obrigatoriedade de maneira geral ao acesso, inclusive em áreas rurais e de populações vulnerabilizadas (BRASIL, 2007; 2020). A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305/2010, complementa essa perspectiva ao propor diretrizes para a gestão integrada de resíduos,

priorizando a não geração, reutilização, reciclagem e disposição final ambientalmente adequada (BRASIL, 2010).

No entanto, no cenário amazônico, os desafios para a implementação dessas diretrizes são maiores devido à grande extensão territorial, dispersão populacional, limitações de infraestrutura e dificuldades logísticas, e esses fatores comprometem a efetividade das políticas de saneamento e gestão de resíduos sólidos nos municípios da região (SANTOS; SANTANA, 2021; ALMEIDA, 2024). No estado do Amazonas, dados do Sistema Nacional de Informações em Saneamento Ambiental (SINISA, 2024) evidenciam um quadro marcado por desigualdades territoriais e infraestrutura precária.

Segundo o painel SINISA (2024), a cobertura da coleta de resíduos sólidos urbanos no estado é de 83,7%, sendo 94,4% nas áreas urbanas e apenas 39,9% nas zonas rurais. A coleta seletiva atende somente 0,1% da população total, embora apresente um desempenho relativamente alto (10,3%) nos poucos locais onde está implementada. A recuperação de resíduos recicláveis secos e orgânicos representa apenas 4,12% do total coletado, um número superior à média da região norte (1,44%), mas ainda é insuficiente para atender às metas da PNRS.

Quanto à destinação final dos resíduos, a situação é ainda mais preocupante, no Amazonas existem 55 lixões ativos e apenas 2 aterros sanitários, para um total de 62 municípios. Isso significa que 37,9% da destinação dos resíduos sólidos urbanos é inadequada, o que contraria os princípios da PNRS. Segundo Dias (2011), a permanência de lixões propaga a degradação ambiental e social, principalmente em regiões periféricas, e impõe riscos à saúde pública e à integridade dos ecossistemas locais.

Além disso, a gestão financeira dos serviços de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos no estado apresenta fragilidades significativas. A receita operacional arrecadada mostra-se insuficiente para cobrir os custos dos serviços, evidenciando dificuldades para a sustentabilidade econômica do sistema e a necessidade de mecanismos mais eficientes de financiamento e recuperação de custos (BRASIL, 2022).

2.3 Principais fontes e origem de contaminantes em áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos

Os resíduos sólidos urbanos apresentam composição heterogênea, incluindo materiais orgânicos, plásticos, papéis, vidros, metais, resíduos de construção, produtos de higiene, medicamentos, pilhas, baterias e equipamentos eletroeletrônicos. A

presença simultânea desses materiais faz com que áreas de disposição inadequada recebam substâncias com diferentes características químicas e potenciais de mobilidade no ambiente. Assim, a composição dos resíduos constitui uma das principais fontes de contaminantes presentes nesses locais (KJELDSSEN et al., 2002; NANDA; BERRUTI, 2021).

Durante a decomposição dos resíduos, a água proveniente da precipitação pode infiltrar-se através da massa de resíduos, incorporando compostos solúveis e partículas. Esse processo, associado à própria umidade presente nos resíduos e à produção de água durante a biodegradação, contribui para a formação do lixiviado. Sua composição é variável e pode incluir matéria orgânica dissolvida, sais, nutrientes, metais e compostos orgânicos potencialmente tóxicos (KJELDSSEN et al., 2002; CHRISTENSEN et al., 2001).

Entre os contaminantes associados aos lixiviados destacam-se os metais potencialmente tóxicos, como cádmio (Cd), chumbo (Pb), cromo (Cr), níquel (Ni), cobre (Cu), zinco (Zn) e manganês (Mn). Esses elementos podem ter origem em diferentes componentes dos resíduos, incluindo baterias, materiais metálicos, equipamentos eletrônicos, pigmentos, ligas metálicas e outros produtos descartados. Sua presença e mobilidade dependem da composição dos resíduos, do estágio de decomposição e das características físico-químicas do solo e do lixiviado (NANDA; BERRUTI, 2021; KUMAR et al., 2023).

A matéria orgânica também constitui uma importante fonte de alteração ambiental em áreas de disposição de resíduos. Sua decomposição produz compostos orgânicos dissolvidos e altera condições químicas do meio, podendo modificar o pH, a capacidade de complexação e a mobilidade de elementos presentes no solo. Além disso, componentes inorgânicos, como amônio, cloretos, sulfatos, cálcio, magnésio, potássio, ferro e manganês, podem estar presentes no lixiviado e contribuir para alterações na composição química do solo (RENOU et al., 2008; LI et al., 2021).

A mobilidade dos contaminantes não ocorre de maneira uniforme, pois é condicionada por fatores como pH, matéria orgânica, textura, mineralogia, capacidade de troca catiônica, umidade e condições de oxirredução do solo. Essas características podem favorecer a retenção de determinados elementos ou, ao contrário, aumentar sua solubilidade e transporte no perfil. Dessa forma, a presença de um contaminante no resíduo não implica necessariamente sua imediata disponibilidade no solo, sendo necessário considerar as interações entre contaminante, solo e condições ambientais

(ALLOWAY, 2013; CHRISTENSEN et al., 2001).

A precipitação constitui outro fator relevante para a mobilização dos contaminantes. A infiltração da água através dos resíduos favorece a geração e o transporte de lixiviados, enquanto a percolação pelo solo pode promover a transferência de substâncias para camadas mais profundas. Em regiões de elevada precipitação, esse processo merece atenção especial, principalmente quando as áreas de disposição não apresentam sistemas de impermeabilização, drenagem e tratamento de lixiviados (RENOU et al., 2008; KJELDSEN et al., 2002).

Além da infiltração, o relevo e as características do solo podem influenciar a dispersão dos contaminantes para áreas adjacentes. O transporte pode ocorrer tanto verticalmente, por meio da percolação no perfil do solo, quanto lateralmente, acompanhando o escoamento superficial e subsuperficial. Consequentemente, os efeitos ambientais de uma área de disposição inadequada podem ultrapassar os limites físicos do local de deposição, alcançando áreas de vegetação, solos vizinhos e recursos hídricos próximos (MORITA et al., 2021).

No contexto brasileiro, uma revisão de 162 publicações referentes a 104 áreas de disposição de resíduos identificou impactos em solos e recursos hídricos associados a lixões e aterros não sanitários. Entre os contaminantes mais frequentemente encontrados acima dos níveis permitidos nos estudos analisados estavam Cu, Cd, Pb e Zn em solos, evidenciando a importância do monitoramento de elementos potencialmente tóxicos nessas áreas (MORITA et al., 2021).

2.4 Estudos de caso em áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos

As áreas destinadas à disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos estão sujeitas a alterações nas características físicas e químicas do solo, decorrentes da deposição de materiais de diferentes naturezas, da decomposição dos resíduos e da geração de lixiviados. Essas alterações podem modificar atributos relacionados à acidez, matéria orgânica, disponibilidade de nutrientes e comportamento de elementos químicos no solo. Estudos realizados em diferentes áreas de disposição no Brasil demonstram que a intensidade e o padrão dessas alterações variam conforme as características dos resíduos, do solo, das condições ambientais e do histórico de uso da área (MORITA et al., 2021).

A matéria orgânica apresenta importante influência na dinâmica dos elementos químicos no solo, podendo participar de processos de retenção, complexação e

mobilidade. Em solos urbanos formados pelo acúmulo e degradação de resíduos em Manaus, Aniceto e Horbe (2012) observaram a influência da matéria orgânica e dos óxidos de ferro na retenção de elementos como Cu, Zn, Mn e Fe, destacando também a influência do pH sobre o comportamento desses elementos. Assim, a interpretação das alterações químicas em áreas de disposição de resíduos deve considerar a interação entre matéria orgânica, reação do solo e demais atributos que controlam a disponibilidade e mobilidade dos elementos (ANICETO; HORBE, 2012).

A avaliação da presença de elementos químicos em áreas potencialmente contaminadas também pode ser relacionada aos valores orientadores estabelecidos pela legislação ambiental brasileira. A Resolução CONAMA nº 420/2009 estabelece valores de prevenção para substâncias químicas no solo, sendo de 60 mg kg⁻¹ para Cu e 300 mg kg⁻¹ para Zn, além de valores de investigação diferenciados conforme o uso do solo. Para Fe e Mn, a resolução não estabelece valores de prevenção para solos. Esses valores constituem referência para a avaliação ambiental, devendo sua interpretação considerar as características e o método analítico empregado na determinação dos elementos (CONAMA, 2009).

Estudos de caso realizados em diferentes regiões brasileiras evidenciam a variabilidade das respostas dos solos sob influência da disposição de resíduos. Em Lábrea, Amazonas, Nascimento (2024) avaliou a qualidade do solo e da água em área de disposição de resíduos sólidos urbanos, contribuindo para o conhecimento das alterações ambientais em condições da Amazônia Ocidental. Em Minas Gerais, Marques et al. (2021) verificaram diferenças na distribuição de elementos entre áreas de lixão, aterro controlado e aterro sanitário, destacando a influência das características do solo e da posição topográfica. No Sul do Brasil, Souza et al. (2023) observaram diferenças para Fe, Mn e Zn em relação ao solo de referência e identificaram padrões de distribuição associados à posição na vertente, reforçando a importância do monitoramento dessas áreas.

De modo geral, os estudos demonstram que as alterações em áreas de disposição de resíduos resultam da interação entre características do solo, matéria orgânica, pH, composição dos resíduos, topografia e condições de drenagem e lixiviação. Essa complexidade evidencia que a avaliação ambiental não deve se restringir à análise isolada de determinados elementos, mas considerar um conjunto de atributos capazes de representar a condição do solo. Nesse sentido, a utilização integrada de indicadores de qualidade do solo permite ampliar a compreensão das

alterações ambientais associadas à disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos (MORITA et al., 2021; ANICETO; HORBE, 2012).

2.5 Qualidade do solo: conceitos e importância

A degradação do solo tem se intensificado em diversas regiões do mundo em decorrência de atividades antrópicas, como o desmatamento, a expansão urbana, a mineração, as práticas agrícolas inadequadas e a disposição inadequada de resíduos sólidos. Essas atividades comprometem as funções ecológicas do solo e têm despertado crescente preocupação quanto à sua qualidade e à sustentabilidade dos ecossistemas e sistemas produtivos (LAL, 2015; BÜNEMANN et al., 2018). Diante disso, muitos conceitos de qualidade do solo foram propostos, sendo o mais aceito aquele que a define como a capacidade do solo de sustentar a produtividade biológica, manter a qualidade ambiental e promover a saúde de plantas e animais (DORAN; PARKIN, 1994).

De forma mais abrangente, a qualidade do solo pode ser entendida como a capacidade desse recurso em desempenhar suas funções dentro dos limites de um ecossistema natural ou manejado, contribuindo para a manutenção da produtividade vegetal e animal, para a melhoria da qualidade do ar e da água e para a promoção da saúde dos seres vivos (DORAN, 1997). Assim, essa qualidade está diretamente relacionada ao desempenho funcional do solo, que inclui sua atuação como meio para o crescimento das plantas, a regulação e o armazenamento dos fluxos de água, o estoque e a ciclagem de nutrientes na biosfera, além de sua função como sistema tampão, capaz de degradar ou imobilizar compostos potencialmente prejudiciais ao ambiente (DORAN, 1997; LARSON; PIERCE, 1994; KARLEN et al., 1997).

Além disso, o solo é um recurso natural fundamental para a manutenção da vida no planeta, desempenhando papel central na provisão de diversos bens e serviços ecossistêmicos, como a produção de alimentos, a reciclagem e assimilação de resíduos e a manutenção da biodiversidade (DE GROOT et al., 2002; ARROUAYS et al., 2012). Nesse sentido, o solo exerce influência direta na sustentabilidade dos agroecossistemas, estando sua qualidade intimamente relacionada à segurança alimentar e à saúde humana (CHEN et al., 1999; LAL, 1999; CHENG, 2003; VEZZANI; MIELNICZUK, 2009; LIU et al., 2013).

2.6 Indicadores de qualidade do solo

Os indicadores de qualidade do solo correspondem a atributos físicos, químicos e biológicos que refletem os processos essenciais que ocorrem nesse sistema, como a ciclagem de nutrientes, a retenção de água, o potencial de erosão, a lixiviação de elementos e a atividade biológica. Entre os principais indicadores físicos, destacam-se a textura, a porosidade, a densidade do solo e a estabilidade de agregados. No que se refere aos atributos químicos, são amplamente utilizados parâmetros como pH, salinidade, teor de carbono total ou orgânico, fósforo disponível e capacidade de troca de cátions, entre outros (OLIVEIRA-SILVA et al., 2020).

Já os indicadores biológicos envolvem a avaliação da abundância e diversidade de organismos do solo, como minhocas, nematoides, térmitas, formigas e actinomicetos, além de medidas relacionadas à biomassa microbiana e à atividade enzimática, que refletem diretamente o funcionamento ecológico do solo (MAIA et al., 2013). Nesse contexto, a utilização conjunta desses indicadores torna-se fundamental para uma avaliação mais completa da qualidade do solo, pois eles atuam de forma integrada e são perceptíveis às alterações ambientais, agindo como importantes ferramentas para a detecção de mudanças no estado e na sustentabilidade dos sistemas (DE-POLLI; PIMENTEL, 2005).

Além disso, a qualidade do solo deve ser compreendida como o resultado da interação entre diferentes componentes do sistema, especialmente o solo, a planta e a biota edáfica. Segundo VEZZANI; MIELNICZUK (2009), é a integração funcional entre esses três elementos que possibilita o pleno desempenho das funções do solo, caracterizando, assim, um sistema de qualidade.

A utilização de diferentes indicadores permite uma avaliação geral das condições do solo, tendo em vista, aspectos físicos, químicos e biológicos que atuam em conjunto no funcionamento dos ecossistemas. Entretanto, a interpretação simultânea de um grande número de atributos pode dificultar a análise dos resultados, tornando necessária a utilização de ferramentas capazes de resumir essas informações, como os Índices de Qualidade do Solo (BÜNEMANN et al., 2018; ANDREWS et al., 2004).

2.7 Índice de Qualidade do Solo (IQS)

A avaliação da qualidade do solo envolve a análise simultânea de diversos atributos físicos, químicos e biológicos, cuja interpretação isolada pode dificultar a

compreensão do estado geral do sistema. Para superar essa limitação, foram desenvolvidos os Índices de Qualidade do Solo (IQS), que tem sido bastante utilizado como uma ferramenta integradora, capaz de resumir diferentes atributos do solo em um único valor numérico, ajudando na interpretação e comparação entre áreas e sistemas de manejo (DORAN; PARKIN, 1994; ANDREWS et al., 2004). O desenvolvimento do IQS baseia-se na seleção de um Conjunto Mínimo de Dados (CMD) definidos a partir de critérios estatísticos e da sensibilidade dos atributos às alterações ambientais (GLOVER et al., 2000; SHUKLA et al., 2006).

Após a seleção dos indicadores, os dados são submetidos a funções de pontuação, que transformam os valores observados em escores padronizados, geralmente variando de 0 a 1. Essas funções podem ser do tipo “mais é melhor”, “menos é melhor” ou “ótimo é melhor”, dependendo da relação entre o atributo e a qualidade do solo (ANDREWS et al., 2004; VELASQUEZ et al., 2007). Em seguida, os indicadores são integrados por meio de modelos matemáticos, resultando no valor final do índice.

Dentre os métodos de integração mais utilizados, destacam-se o modelo Aditivo e o modelo de Nemoro. O modelo Aditivo consiste na soma ponderada dos escores dos indicadores, sendo bastante aplicado devido à sua simplicidade e facilidade de interpretação. Por outro lado, o modelo de Nemoro considera a média e o valor mínimo dos indicadores, sendo mais sensível à presença de atributos limitantes, o que o torna ainda mais pertinente em estudos ambientais (QI et al., 2009; MUKHOPADHYAY et al., 2014).

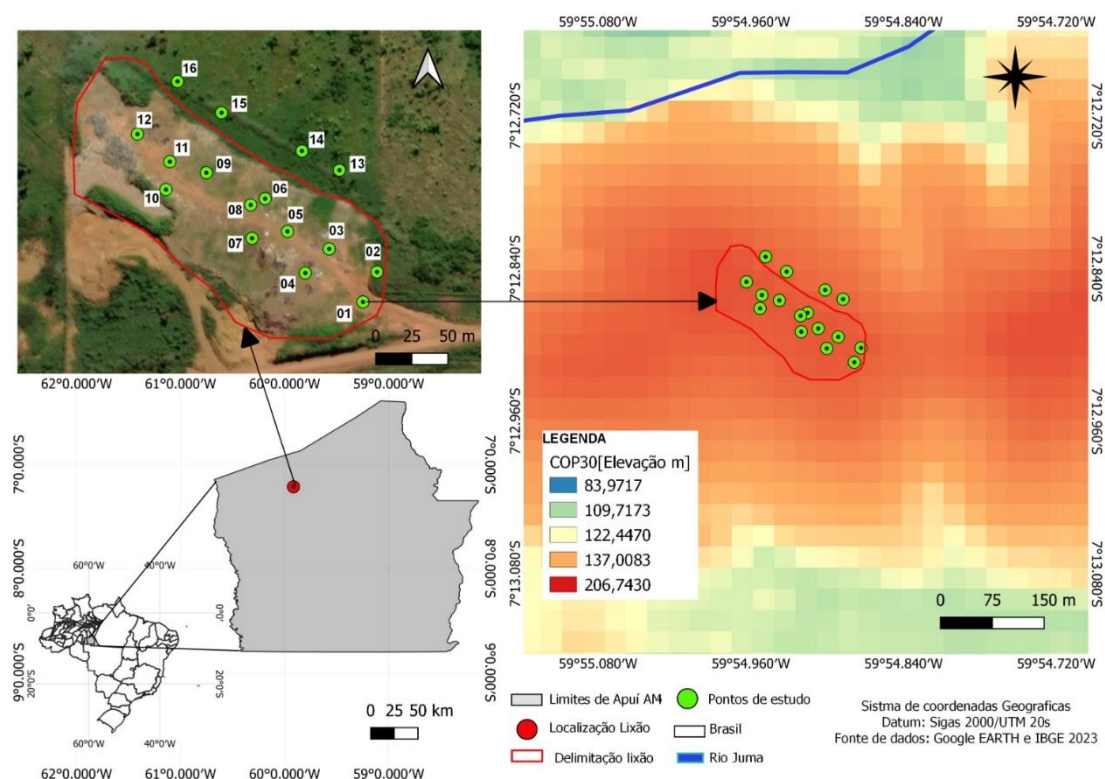
A aplicação do IQS tem sido muito citada na literatura para avaliação de impactos ambientais decorrentes de atividades antrópicas, incluindo agricultura intensiva, mineração e disposição de resíduos sólidos urbanos (LIMA et al., 2013; CHERUBIN et al., 2016). Em áreas de lixão, por exemplo, o índice permite identificar alterações significativas nos atributos químicos do solo, como variações no pH, capacidade de troca catiônica, teor de matéria orgânica e acúmulo de metais pesados, evidenciando processos de degradação e contaminação do solo.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

A pesquisa foi realizada no lixão municipal de Apuí, Amazonas, Brasil, à margem da BR - 230, distante aproximadamente 4 km do centro urbano, entre as coordenadas 7°12'52.99"S e 59°54'54.84"O. A região apresenta clima tropical chuvoso do tipo Am (Alvares et al., 2013), com temperaturas médias anuais variando de 25 a 27 °C. A pluviosidade média situa-se entre 2.800 e 3.100 mm ao ano, com período chuvoso entre outubro e junho.

De acordo com o Censo Demográfico de 2022, Apuí possui uma população de 21.735 habitantes (IBGE, 2022; SINISA, 2024). A população está distribuída entre zonas rurais e urbana, sendo sua maioria na zona urbana, a cidade conta com sistema de abastecimento de água e esgoto. Quanto à coleta e descarte de resíduos sólidos urbanos, essa é feita diretamente e depositada em lixão a céu aberto sem triagem ou reciclagem. O lixão está localizado no topo de uma vertente a uma altitude de 184 m e a aproximadamente 300 metros do rio Juma. A vegetação predominante no entorno do lixão é pastagem.



Fonte: Elaboração própria (2026).

Figura 1- Localização da área e dos pontos de amostragem de solo no lixão no município de Apuí-AM.

O município, emancipado politicamente em 1987, apresentou um rápido processo de urbanização e expansão demográfica, impulsionado por projetos de assentamento do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA). Historicamente, a gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU) no município tem sido marcada pela utilização de uma área de descarte a céu aberto (vazadouro ou "lixão"), situada na periferia da sede municipal. A operação deste local está intrinsecamente ligada ao crescimento urbano desordenado das últimas décadas. A área de disposição final encontra-se em uma zona de alta sensibilidade ambiental, notadamente devido à sua proximidade com o Rio Juma. Estudos técnicos fundamentais, como o de Oliveira et al. (2013), descrevem a localização estratégica do lixão e sua influência direta sobre os recursos hídricos superficiais da região.

Embora dados históricos de Oliveira et al. (2013) indicassem que o Índice de Qualidade de Água (IQA) se mantinha em níveis aceitáveis à época, o cenário atual apresenta novos e complexos desafios ambientais. Relatórios técnicos recentes da Secretaria de Estado do Meio Ambiente (SEMA-AM) e do Instituto de Proteção Ambiental do Amazonas (IPAAM), elaborados entre 2023 e 2025, indicam que a expansão desordenada da área de descarte e o aumento exponencial da geração de resíduos tornaram o monitoramento do Rio Juma ainda mais crítico (SEMA-AM, 2024; IPAAM, 2024).

A pressão sobre a infraestrutura de saneamento básico é evidenciada pelo volume de resíduos gerados. Com base na média per capita de resíduos sólidos urbanos coletados no estado do Amazonas (0,9 kg/habitante/dia), estima-se que o município de Apuí gere aproximadamente 19,56 toneladas diárias de resíduos sólidos (SINISA, 2024).



Fonte: Elaboração própria (2026).

Figura 2- Área de disposição final dos resíduos urbanos no município de Apuí-AM

3.2 Amostragem e preparo das amostras de solo

A amostragem de solo foi realizada na camada de 0–60 cm de profundidade, em 16 pontos georreferenciados distribuídos na área de estudo. Desses, 12 pontos foram estabelecidos na área de lixão e quatro na área controle (pastagem), visando garantir a representatividade espacial dos ambientes avaliados e contemplar as diferentes condições de uso do solo. As amostras coletadas foram secas ao ar, destorroadas e peneiradas em malha de 2 mm para obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA), sendo posteriormente acondicionadas em sacos plásticos até a realização das análises químicas e físicas.



Fonte: Elaboração própria (2026).

Figura 3- Preparação das amostras de solo.

3.3 Determinação dos atributos físicos e químicos

O pH do solo foi determinado em solução de CaCl_2 na proporção 1:2,5 (solo:solução). Os teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+} foram extraídos com solução de KCl 1 mol L^{-1} . Os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} foram quantificados por espectrometria de absorção atômica, enquanto o Al^{3+} foi determinado por titulação com NaOH 0,025 mol L^{-1} . A acidez potencial ($\text{H}+\text{Al}$) foi determinada por extração com solução de acetato de cálcio 0,5 mol L^{-1} tamponada a pH 7,0, seguida de titulação com NaOH 0,025 mol L^{-1} , utilizando fenolftaleína (1 g L^{-1}) como indicador. O K^+ foi extraído com solução Mehlich-1 e determinado por fotometria de chama. O fósforo disponível foi extraído por resina trocadora de ânions e quantificado por fotocolorimetria. O carbono orgânico do solo foi determinado pelo método de oxidação úmida com dicromato de potássio em meio sulfúrico, seguido de titulação com sulfato ferroso amoniacal, conforme Yeomans e Bremner (1988). A capacidade de troca catiônica a pH 7,0 (CTC) e a saturação por bases (V%) foram calculadas conforme os procedimentos descritos por Embrapa (2017).

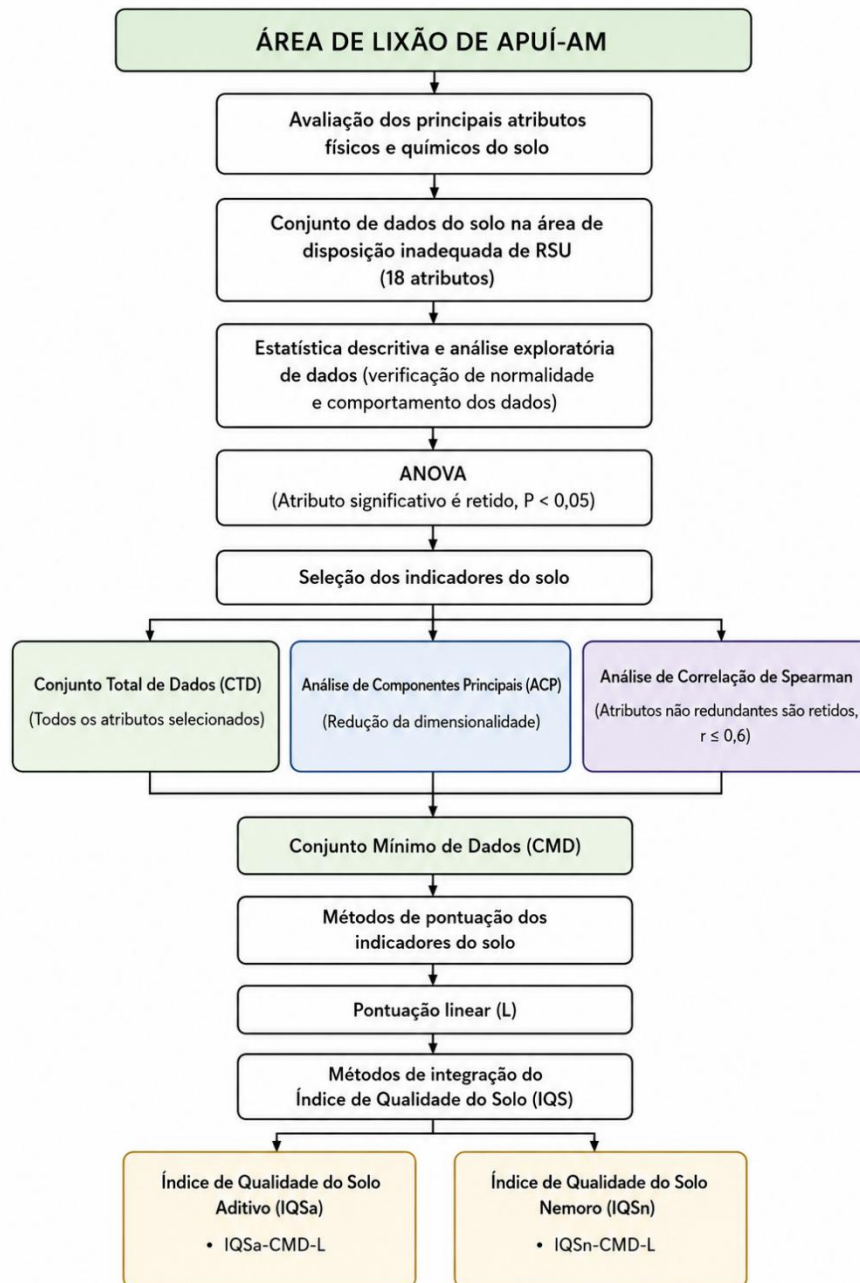
Os micronutrientes Cu, Fe, Mn e Zn foram extraídos pelo método Mehlich-1 e quantificados por espectrometria de absorção atômica, enquanto o B foi extraído com água quente e determinado por colorimetria. A análise granulométrica do solo

consistiu na determinação dos teores de areia, silte e argila pelo método da pipeta, conforme Embrapa (2017).

3.4 Avaliação do índice de qualidade do solo

Tendo em vista as características inerentes dos principais atributos químicos do solo, que influenciam de maneira direta na sua funcionalidade e capacidade de desempenhar serviços ecossistêmicos, principalmente em ambientes que sofrem com as ações antrópicas, como por exemplo, em áreas de disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos, os Índices de Qualidade do Solo (IQS) foram determinados com base em parâmetros que refletem a dinâmica da fertilidade e do equilíbrio químico do solo (LAL, 2016; KARLEN et al., 2003).

No contexto do lixão do município de Apuí, a seleção desses atributos considerou sua sensibilidade às alterações provocadas pela deposição de resíduos e sua relevância na manutenção relativa ao solo, como a retenção e disponibilidade de nutrientes, também a estabilidade química e a resistência do sistema solo frente a distúrbios ambientais (ANDREWS et al., 2004).



Fonte: Elaboração própria (2026).

Figura 4- Protocolo principal para a determinação do índice de qualidade do solo (IQS) na área de lixão do município de Apuí.

3.5 Seleção do conjunto de dados total

Os atributos químicos e físicos do solo foram determinados com o objetivo de caracterizar, diagnosticar e monitorar a qualidade do solo em uma área de disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos no município de Apuí, AM. A seleção inicial desses atributos foi baseada em sua relevância para os processos funcionais do solo

e no conhecimento de especialistas da área. Posteriormente, os dezoito atributos selecionados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) de uma via, sendo considerados para as etapas subsequentes apenas aqueles que apresentaram diferenças significativas entre as áreas avaliadas ($p < 0,05$) (YU et al., 2018; KAHSAY et al., 2025).

Com isso, foram mantidos no Conjunto Total de Dados (CTD) os atributos químicos diretamente relacionados ao equilíbrio ácido-base, à dinâmica dos cátions trocáveis e à capacidade de retenção de nutrientes, por sua relevância para a manutenção das funções do solo e sua resposta à disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos. Esse conjunto constituiu a base para a posterior definição do Conjunto Mínimo de Dados (CMD) utilizado na construção do Índice de Qualidade do Solo da área de estudo.

3.6 Seleção do conjunto de dados mínimo

Os indicadores químicos do solo incluídos no Conjunto Mínimo de Dados (CMD) foram selecionados a partir do Conjunto Total de Dados (CTD) por meio da Análise de Componentes Principais (ACP) e da análise de correlação de Spearman. Essas técnicas estatísticas são amplamente empregadas para reduzir a dimensionalidade dos dados e identificar os atributos que melhor representam a variabilidade e a funcionalidade do solo (MUKHERJEE et al., 2020; BÜNEMANN et al., 2018). A análise de correlação também permite identificar variáveis redundantes e minimizar problemas de multicolinearidade entre os indicadores selecionados (UTHAPPA et al., 2024).

A ACP foi aplicada aos atributos do solo (dez atributos químicos) que apresentaram diferenças significativas entre as áreas avaliadas, tendo como objetivo, identificar os Componentes Principais (CPs) que concentraram maior proporção da variância total dos dados. Foram considerados os componentes com autovalores maiores ou iguais a 1 ($\lambda \geq 1$), isso explica uma parcela significativa da variância acumulada, pois esse processo é muito adotado em estudos recentes de qualidade do solo (CHERUBIN et al., 2016; NUNES et al., 2021; ZÁRATE-SALAZAR et al., 2024).

Sendo assim, para auxiliar e explicar os componentes extraídos, realizou-se a rotação ortogonal Varimax, que permite uma melhor distinção entre os grupos de

variáveis relacionadas a cada componente e maior clareza na identificação dos atributos com maior contribuição estatística (MUKHERJEE et al., 2020).

Para a composição do CMD, foram retidos os atributos químicos com maiores cargas fatoriais em cada componente principal (CP), adotando-se como critério a seleção dos indicadores cujos valores absolutos de carga estivessem dentro de 10% da maior carga observada no respectivo componente. Quando mais de um indicador foi retido em um componente principal (CP), aplicou-se a análise de correlação de Spearman para identificar possíveis redundâncias entre as variáveis. Quando os indicadores apresentaram elevada correlação entre si ($r > 0,6$), apenas aquele com maior peso fatorial foi mantido no CMD. Em situações nas quais os indicadores altamente carregados não apresentaram correlação significativa ($r < 0,6$), todos foram retidos. Entre variáveis redundantes, priorizou-se a permanência do atributo com maior relevância funcional para a dinâmica da fertilidade química e maior capacidade de representar processos associados ao complexo de troca e ao equilíbrio ácido-base do solo (BÜNEMANN et al., 2018; HUANG et al., 2021; ZHANG et al., 2022).

3.7 Pontuação dos indicadores químicos do solo

Os indicadores químicos do solo que foram selecionados, transformou-se em pontuações adimensionais variando entre 0 e 1, utilizando o método de pontuação linear (KARLEN e STOTT, 1994).

Foram adotadas duas funções de pontuação linear padrão (SSF), definidas de acordo com a influência de cada atributo químico na qualidade do solo: (i) quanto mais, melhor, e (ii) quanto menos, melhor. A escolha da função foi baseada no papel de cada variável na fertilidade e na contaminação do solo, principalmente em áreas que foi impactada pela disposição inadequada de resíduos sólidos.

A função “quanto mais, melhor” foi aplicada aos atributos da qual a elevação está ligada à melhoria da qualidade química do solo, como, por exemplo, a matéria orgânica, fósforo disponível e bases trocáveis, quando presentes em níveis adequados. Já a função “quanto menos, melhor” foi utilizada para os atributos relacionados à degradação ou contaminação do solo, como acidez potencial elevada e, principalmente, concentrações de metais potencialmente tóxicos, considerando a área de lixão.

As pontuações lineares foram obtidas conforme as Equações (1) e (2):

- Para indicadores em que “quanto mais, melhor”:

$$S_L = \frac{X-m}{M-m} \quad \text{Eq. (1)}$$

- Para indicadores em que “quanto menos, melhor”:

$$S_L = 1 - \frac{X-m}{M-m} \quad \text{Eq. (2)}$$

Em que: S_L corresponde à pontuação linear do indicador; X é o valor observado do atributo químico; m é o valor mínimo do indicador de solo; e M representa o valor máximo observado no conjunto de dados.

A função “valor ótimo ou valor ideal” não foi considerada neste estudo, pois o objetivo foi avaliar a qualidade do solo com base em atributos químicos sob influência direta da disposição de resíduos sólidos, onde os extremos (principalmente valores elevados de contaminantes) são mais pertinentes para uma melhor compreensão da qualidade ambiental.

3.8 Integração do Índice de Qualidade do Solo

Os indicadores selecionados para o Conjunto Mínimo de Dados (CMD), após serem transformados pelos métodos de pontuação, foram integrados em duas abordagens de Índice de Qualidade do Solo (IQS): o Índice Aditivo de Qualidade do Solo (IQSa – Eq. 3) (Nabiollahi et al., 2018) e o Índice de Qualidade do Solo de Nemoro (IQSn – Eq. 4) (Qiu et al., 2019).

$$\text{IQSa} = \sum_i^n N_i / n \quad \text{Eq. (3)}$$

em que N_i representa a pontuação de cada indicador e n o número total de indicadores.

$$\text{IQSn} = \sqrt{[(P_{\text{ave}}^2 + P_{\text{min}}^2) / 2]} \quad \text{Eq. (4)}$$

em que P_{ave} corresponde à média das pontuações dos indicadores e P_{min} ao menor valor observado entre eles.

Esse método considera o desempenho médio dos indicadores e as possíveis limitações impostas pelos valores mais baixos, sendo, portanto, mais receptível à

identificação de restrições na qualidade do solo. Dessa forma, o índice de Nemoro permite uma avaliação mais conservadora e integrada das condições do solo, destacando atributos que podem comprometer seu funcionamento de maneira adequada (BÜNEMANN et al., 2018).

3.9 Validação e interpretação dos índices de qualidade do solo

Após a obtenção do Índice de Qualidade do Solo (IQS) por meio dos métodos de integração aditivo e de Nemoro, utilizando os atributos químicos e o método de pontuação linear, procedeu-se à etapa de validação e classificação do índice. O uso de funções de pontuação linear permite a padronização dos indicadores em uma escala comum, facilitando a integração e interpretação dos dados (KARLEN; STOTT, 1994; ANDREWS; KARLEN; CAMBARDELLA, 2004).

Inicialmente, foi realizada a análise de variância (ANOVA) de uma via, com o objetivo de verificar diferenças significativas nos valores de IQS entre as áreas avaliadas no lixão. Essa etapa permitiu identificar a capacidade do índice em diferenciar as variações na qualidade química do solo (NABIOLLAHI et al., 2018).

Em seguida, foi conduzida a análise de correlação de Pearson entre o IQS e os atributos químicos do solo, a fim de avaliar a consistência do índice em representar a qualidade do solo em áreas impactadas por resíduos sólidos. Foram consideradas relevantes as correlações com magnitude moderada a alta, conforme critérios propostos por Mukaka (2012), indicando maior confiabilidade do índice.

O método de integração de Nemoro foi adotado por sua capacidade de resumir vários indicadores em um único valor, considerando de forma conjunta o comportamento médio e os valores críticos dos atributos avaliados. Essa abordagem tem sido muito utilizada em estudos de qualidade do solo, especialmente em áreas impactadas por resíduos sólidos, por permitir uma avaliação integrada e sensível às alterações nos atributos químicos do solo (SALAS-ENRÍQUEZ et al., 2021; LI et al., 2022; KAHSAY et al., 2025).

Posteriormente, o IQS obtido foi classificado em cinco categorias de qualidade do solo: Muito alta (Grau I), Alta (Grau II), Moderada (Grau III), Baixa (Grau IV) e Muito baixa (Grau V), conforme intervalos adaptados da literatura (NABIOLLAHI et al., 2018). Essa classificação permitiu uma interpretação mais clara do nível de degradação química do solo nas áreas do lixão.

3.11 Modelo de regressão linear aplicado aos atributos químicos do solo

A análise de regressão linear foi utilizada com o objetivo de avaliar a relação entre o Índice de Qualidade do Solo (IQS) e os atributos químicos, permitindo identificar quais variáveis que exercem maior influência sobre a qualidade do solo em áreas sob disposição de resíduos sólidos.

O modelo de regressão linear simples foi representado conforme a Equação (4):

$$IQS = \beta_0 + \beta_1 \cdot X_i \quad \text{Eq. (4)}$$

Em que, IQS corresponde ao índice de qualidade do solo; X_i representa o valor do atributo químico avaliado; β_0 é o coeficiente de intercepto; β_1 coeficiente angular da regressão

Os modelos foram avaliados com base no coeficiente de determinação (r^2) e no nível de significância estatística ($p < 0,05$), sendo considerados relevantes aqueles que apresentaram $r^2 \geq 0,30$. A adoção deste limiar ocorre pelo fato de que solos submetidos a distúrbios severos e pressões antrópicas contínuas exibem um rompimento em seu equilíbrio biogeoquímico natural, gerando uma elevada heterogeneidade espacial e ruído ambiental que limitam o poder preditivo de modelos lineares isolados (TRASAR-CEPEDA et al., 2000). Essa abordagem permitiu identificar os atributos químicos mais adaptáveis às alterações da qualidade do solo, auxiliando para a definição de indicadores-chave em ambientes impactados pela disposição inadequada de resíduos sólidos.

3.12 Análise estatística

As análises estatísticas para avaliação do Índice de Qualidade do Solo (IQS) foram realizadas utilizando o ambiente estatístico R e a interface RStudio (R Core Team, 2024). A manipulação dos dados, as análises descritivas, a análise exploratória, a correlação de Spearman e de Pearson, as análises multivariadas e a elaboração dos gráficos foram conduzidas utilizando os pacotes tidyverse, Hmisc, factoextra, ggtext e ggpmisc (WICKHAM et al., 2019; HARRELL Jr., 2024; KASSAMBARA e MUNDT, 2020; WILKE e WIERNIK, 2022; APHALO, 2023).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Análise descritiva

As estatísticas descritivas dos atributos químicos do solo avaliados na área de disposição de resíduos sólidos urbanos no município de Apuí, Amazônia brasileira, mostraram diferentes padrões de variabilidade entre os parâmetros analisados (Tabela 1). A assimetria e a curtose foram analisadas para verificar o comportamento probabilístico das variáveis contínuas e identificar possíveis desvios da normalidade, como por exemplo, a presença potencial de valores extremos (YEILAGI et al., 2021; ZÁRATE-SALAZAR et al., 2024; KAHSAY et al., 2025).

Entre os atributos avaliados, pH, Mg^{2+} , CTC, V e Mn^{2+} apresentaram valores de curtose próximos a 3 e assimetria entre - 0,5 e 0,5, indicando distribuição aproximadamente mesocúrtica e baixa assimetria, o que indica comportamento próximo à normalidade. No entanto, o carbono orgânico do solo (COS), fósforo disponível (P), Al^{3+} , $Al + H$, K^{+} e Fe^{2+} apresentaram curtose superior a 3 e assimetria positiva, caracterizando distribuição leptocúrtica com tendência à concentração de valores em torno da média e presença da assimetria à direita, possivelmente associada à deposição heterogênea de resíduos e à influência do chorume.

O coeficiente de variação (CV) variou de moderado para pH, COS, B e silte, enquanto os demais atributos incluindo P, Al^{3+} , $H+Al$, K^{+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , CTC, V, Cu, Fe, Mn, Zn, areia e argila apresentaram alta variabilidade (Tabela 1). Resultados semelhantes foram observados por Felix et al. (2023), que também verificaram elevada variabilidade para a maioria dos atributos avaliados, embora tenham reportado baixo CV para pH e moderado para P. Essa elevada variabilidade pode ser atribuída a deposição desordenada de resíduos e da percolação irregular do chorume, o que provoca alterações diferenciadas nas propriedades físicas e químicas do solo (ASSIS et al., 2024).

Tabela 1- Estatísticas descritivas dos atributos do solo na camada de 0-60 cm, em área de lixão de Apuí, Amazônia Brasileira.

Atributo	Unidade	<i>n</i>	Assimetria	Curtose	CV
pH	—	16	−0.25	1.81	19.32
COS	g dm ^{−3}	16	0.02	1.73	29.34

P	mg dm ⁻³	16	0.66	1.95	94.01
Al ³⁺	cmol _c dm ⁻³	16	1.21	2.70	150.87
Al + H	cmol _c dm ⁻³	16	0.86	2.40	79.27
K ⁺	cmol _c dm ⁻³	16	1.75	6.20	50.71
Ca ²⁺	cmol _c dm ⁻³	16	1.66	5.33	109.97
Mg ²⁺	cmol _c dm ⁻³	16	0.90	3.22	65.57
CTC	cmol _c dm ⁻³	16	2.08	6.85	59.12
V	%	16	-0.56	1.96	54.71
B	mg dm ⁻³	16	0.14	2.42	22.06
Cu ²⁺	mg dm ⁻³	16	1.49	3.41	130.98
Fe ²⁺	mg dm ⁻³	16	1.64	5.28	89.76
Mn ²⁺	mg dm ⁻³	16	1.57	3.98	96.54
Zn ²⁺	mg dm ⁻³	16	1.45	4.25	126.29
Areia	g kg ⁻¹	16	0.46	1.73	76.23
Silte	g kg ⁻¹	16	1.94	7.21	33.90
Argila	g kg ⁻¹	16	-0.19	1.56	37.28

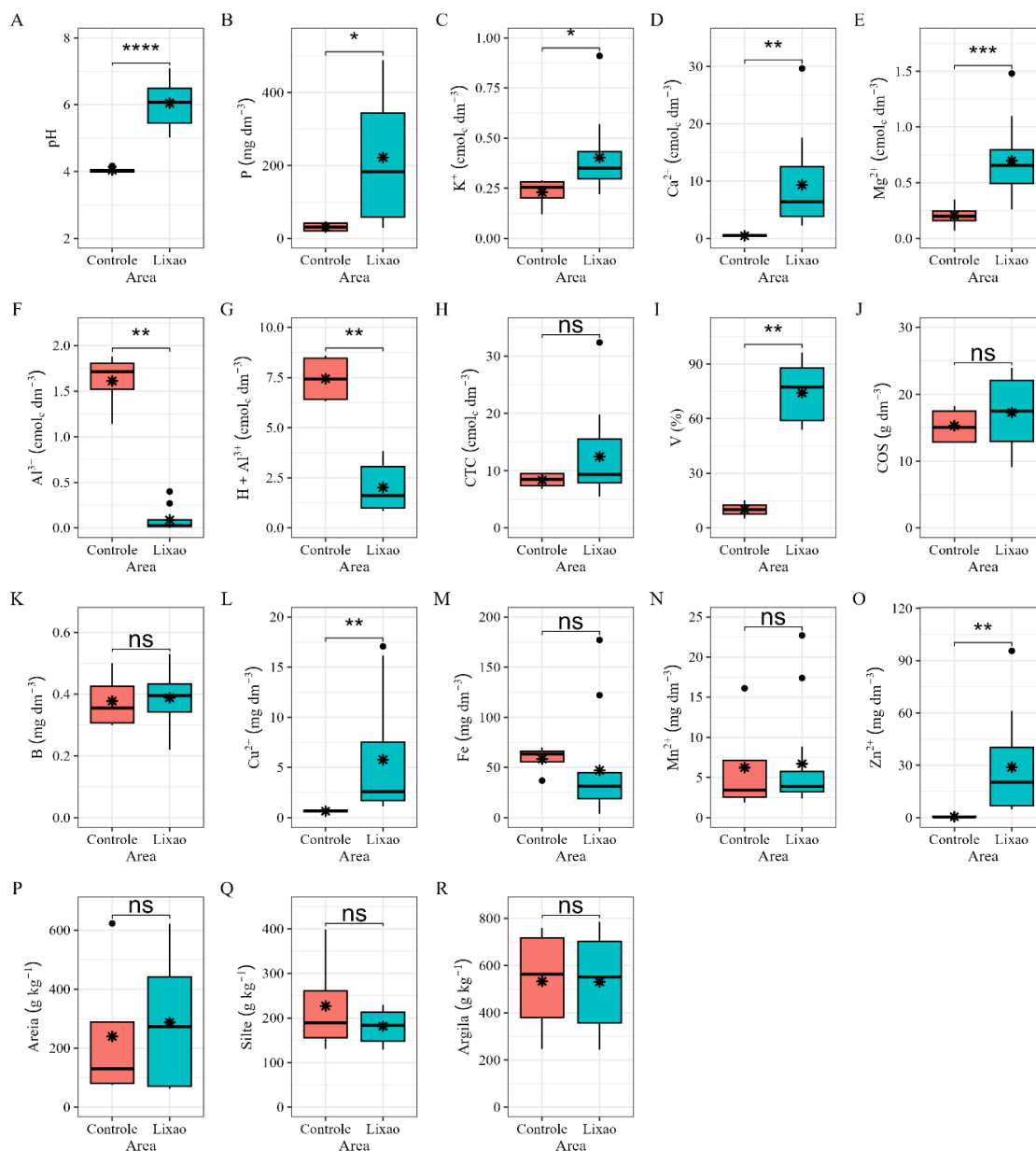
pH = acidez ativa do solo; COS = carbono orgânico do solo; P = fósforo disponível; Al³⁺ = acidez trocável; Al + H = acidez potencial do solo; K⁺ = potássio trocável; Ca²⁺ = cálcio trocável; Mg²⁺ = magnésio trocável; CTC = capacidade de troca catiônica; V = saturação por bases do solo; B = boro trocável; Cu²⁺ = cobre trocável; Fe²⁺ = ferro trocável; Mn²⁺ = manganês trocável; Zn²⁺ = zinco trocável; CV = coeficiente de variação.

Fonte: Elaboração própria (2026).

4.2 O conjunto mínimo de dados

Os resultados da ANOVA mostraram que os valores de pH, P, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, V, Cu e Zn foram significativamente superiores ($P < 0,05$) na área de lixão em relação à área controle (Figura 1A, 1B, 1C, 1D, 1E, 1I, 1L e 1O). Em contrapartida, Al³⁺ e H+Al apresentaram valores significativamente menores na área de lixão (Figura 1F e 1G). Por outro lado, não foram observadas diferenças significativas ($P > 0,05$) para CTC, COS, B, Fe, Mn, areia, silte e argila entre as áreas avaliadas (Figura 1H, 1J, 1K, 1M, 1N, 1P, 1Q e 1R). Esses resultados são consistentes com o padrão descrito por Silva et al. (2020) em revisão de literatura sobre a qualidade do solo em áreas de lixão desativado. De acordo com os autores, a infiltração de lixiviados e decomposição dos resíduos sólidos promove aumento dos teores de nutrientes e bases trocáveis, como P, K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺, além da elevação do pH e da saturação por bases. Em contrapartida, reduções nos teores de Al³⁺ e na acidez potencial são

frequentemente registradas em decorrência do aporte de cátions básicos e da neutralização da acidez do solo. Logo, o comportamento observado na área de lixão corrobora as tendências reportadas na literatura para ambientes sob influência da disposição inadequada de resíduos sólidos. Assim, os dez indicadores de solo que diferiram significativamente entre a área de lixão e controle foram escolhidos como membros do CTD.



Fonte: Elaboração própria (2026).

Figura 5- Boxplot dos atributos do solo em área de lixão e controle (pastagem) na cidade de Apuí, Amazônia brasileira, Brasil.

Foram selecionados dois componentes principais (CPs) com autovalores superiores a 1, os quais explicaram conjuntamente 83,94% da variância total dos dados (Tabela 2). O CP1, com autovalor de 2,656, explicou 70,55% da variância total. Considerando o critério de seleção de indicadores com cargas fatoriais absolutas dentro de 10% da maior carga observada no componente, foram retidos os atributos pH (0,949), V (0,946), Ca^{2+} (0,914), H+Al (-0,879), Mg^{2+} (0,870) e P (0,863). O CP2, com autovalor de 1,157, explicou 13,39% da variância total. Aplicando o mesmo critério de seleção, foram retidos os atributos K^+ (-0,493), Al^{3+} (0,468), Cu (0,464) e Zn (0,453). Assim, dez indicadores foram selecionados para a etapa de avaliação de redundância por meio da correlação de Spearman, visando à definição do Conjunto Mínimo de Dados (CMD).

Tabela 2- Análise de componentes principais de indicadores de qualidade do solo na camada de 0-60 cm, em área de lixão, Apuí, Amazônia Brasil.

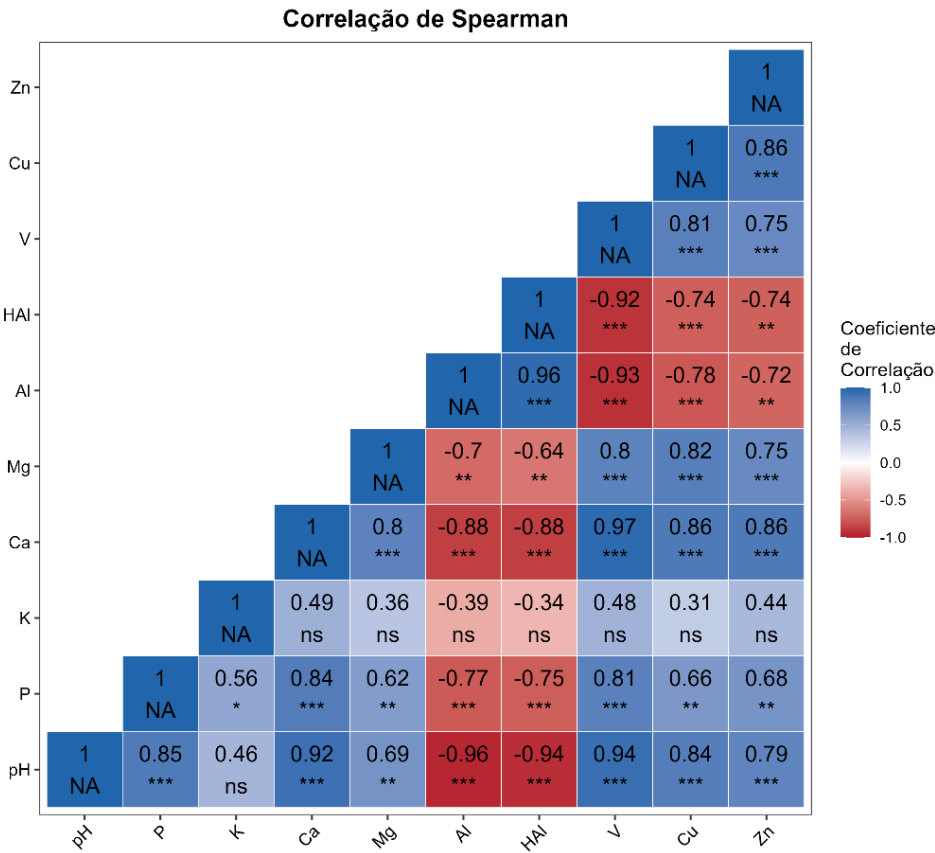
Indicadores	CP1	CP2
Autovalor	2,656	1,157
Percentagem da variância (%)	70,55	13,39
Percentagem da variância acumulada (%)	70,55	83,94
Autovetores		
pH	0,949	-0,223
P	0,863	0,047
H+Al	-0,879	0,366
K^+	0,361	-0,493
Ca^{2+}	0,914	0,359
Mg^{2+}	0,870	0,263
Al^{3+}	-0,817	0,468
V	0,946	-0,272
Cu^{2+}	0,797	0,464
Zn^{2+}	0,848	0,453

Fonte: Elaboração própria (2026).

A análise de correlação de Spearman revelou forte correlação positiva do pH com P ($r = 0,85$; $p < 0,001$), Ca^{2+} ($r = 0,92$; $p < 0,001$), V ($r = 0,94$; $p < 0,001$), Cu ($r = 0,84$; $p < 0,001$) e Zn ($r = 0,79$; $p < 0,001$) (Figura 2). Também foi observada correlação positiva moderada com Mg^{2+} ($r = 0,69$; $p < 0,01$). Por outro lado, o pH apresentou forte correlação negativa com Al^{3+} ($r = -0,96$; $p < 0,001$) e H+Al ($r = -0,94$; $p < 0,001$). Nenhuma correlação significativa foi observada entre pH e K^+ ($r = 0,46$; p

> 0,05). Desse modo, considerando-se um limiar de correlação absoluta de 0,60 para reduzir a multicolinearidade entre os indicadores, o CMD final foi composto pelas variáveis pH e K⁺.

O número de variáveis do solo diminuiu de dez associadas ao CTD para duas no CMD, mostrando uma redução de 80% nas variáveis do solo, usando a abordagem CMD. Isso reduz significativamente os custos e otimiza a produtividade (YEILAGI et al., 2021; REZAPOUR et al., 2021). O pH pode ser facilmente determinado em água, constituindo um atributo de fácil determinação laboratorial. Além disso, é amplamente incluído em conjunto mínimo de dados em diversos estudos, por apresentar elevada capacidade de representar simultaneamente alterações na disponibilidade de nutrientes, processos biológicos e componentes da acidez (ZHANG et al., 2022; CAVALCANTE, SILVA; OLIVEIRA, 2023; LI et al., 2024). Adicionalmente, trata-se de um atributo altamente sensível às mudanças de uso e manejo, com reconhecida relevância agrônômica e ambiental, frequentemente considerado um dos principais indicadores da qualidade química do solo em conjunto mínimo de dados (CAVALCANTE, SILVA; OLIVEIRA, 2023).



Fonte: Elaboração própria (2026).

Figura 6 – Correlação de Spearman entre atributos do CTD (0–60 cm) em áreas de lixão e pastagem, Apuí, Amazonia brasileira. Níveis de significância: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

Quanto ao K^+ , a baixa redundância em relação às variáveis associadas à acidez, à saturação por bases e, notadamente, ao pH indica um comportamento relativamente independente no sistema solo. Essa característica é altamente desejável no desenvolvimento de índices de qualidade do solo, pois reduz a redundância entre indicadores e assegura a representação de funções complementares do solo (DORAN; PARKIN, 1994; ANDREWS et al., 2004; CHERUBIN et al., 2016). Tal comportamento pode estar relacionado à elevada mobilidade e susceptibilidade do K^+ à lixiviação em solos altamente intemperizados, como os da Amazônia, caracterizados pela predominância de minerais de argila de baixa atividade e óxidos de Fe e Al, os quais resultam em reduzida capacidade de retenção de cátions (SCHAEFER; FABRIS; KER, 2008). Esse resultado difere do observado em estudos conduzidos em áreas sob influência de aterros sanitários e em solos degradados por mineração, nos quais o K^+ foi considerado um importante indicador da qualidade do solo, mas acabou excluído do CMD em razão da forte correlação com outros atributos químicos (YEILAGI et al., 2021; LI et al., 2024). No presente estudo, a permanência do K^+ no CMD mostra que esse atributo forneceu informações não capturadas pelos demais indicadores selecionados, reforçando sua relevância para a avaliação das alterações na fertilidade do solo decorrentes da disposição inadequada de resíduos sólidos. Corroborando esse resultado, Rezapour et al. (2021) incluíram o K^+ disponível no conjunto mínimo de dados utilizado para avaliar os efeitos da irrigação com água residuária tratada sobre a qualidade do solo.

4.3 Índice de qualidade do solo

A Tabela 3 apresenta os valores dos índices de qualidade do solo (IQS) obtidos a partir da aplicação da função de pontuação linear, considerando dois modelos de integração: o índice de qualidade aditivo (IQSa) e o índice de qualidade Nemoro (IQSn). Os índices foram calculados com base nos atributos químicos do solo avaliados nas áreas de controle (pastagem) e na área de disposição de resíduos sólidos (lixão).

No geral, os resultados indicam que os valores de IQS foram maiores na área de controle em comparação à área de lixão. Para o índice IQSa, o valor médio

observado na área controle foi de $0,64 \pm 0,13$, enquanto na área de lixão foi de $0,50 \pm 0,03$. De forma semelhante, o índice IQSn apresentou valores médios de $0,28 \pm 0,08$ para o controle e $0,20 \pm 0,02$ para o lixão. Esses resultados indicam uma tendência de redução da qualidade química do solo na área afetada pela disposição de resíduos, que provavelmente está relacionada às alterações provocadas pela deposição e decomposição de resíduos sólidos. Resultado semelhante foi reportado por Yeilagi et al. (2021), que observaram redução dos índices de qualidade do solo com uma abordagem de conjunto mínimo de dados (CMD), em áreas sob influência de lixiviado de aterro sanitário, associando esse comportamento às alterações químicas decorrentes da infiltração do chorume no solo.

Tabela 3- Modelos de índices de qualidade do solo aplicando função de pontuação linear.

Índice de Qualidade do Solo	Controle	Área de lixão	CV	P valor
IQSa	0.64 ± 0.13	0.50 ± 0.03	31.39	0.3864ns
IQSn	0.28 ± 0.08	0.20 ± 0.02	42.85	0.3716ns

Controle = pastagem natural; IQSa = Índice de Qualidade do Solo Aditivo; IQSn = Índice de Qualidade do Solo Nemoro. CV = coeficiente de variação. *** $P < 0.001$, ** $P < 0.01$, * $P < 0.05$ e não significativo (ns.).

Fonte: Elaboração própria (2026).

Apesar dessa tendência, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre as áreas avaliadas ($P > 0,05$), o que indica, que a variabilidade dos atributos químicos do solo pode ter influenciado para esses resultados dos índices. Os coeficientes de variação obtidos foram de 31.39% para o IQSa e 42.85% para o IQSn, evidenciando uma variabilidade alta nos dados.

Mesmo sem haver uma diferença estatística de maneira significativa, a redução dos valores de IQS na área de lixão pode refletir alterações nos atributos químicos do solo decorrentes da infiltração de lixiviados, da decomposição da matéria orgânica proveniente dos resíduos e da possível acumulação de substâncias potencialmente contaminantes. Esses processos podem modificar parâmetros químicos importantes do solo, influenciando diretamente a avaliação da qualidade do solo (YEILAGI et al., 2021).

4.4 Seleção e comparação dos índices de qualidade do solo

Conforme mostra na Tabela 3, os resultados foram obtidos com base na análise das correlações entre os índices calculados e os atributos químicos utilizados na avaliação da qualidade do solo. Para este estudo foram considerados dois modelos de integração amplamente utilizados na literatura: o Índice de Qualidade do Solo aditivo (IQSa) e o Índice de Qualidade do Solo Nemoro (IQSn).

Os dados mostram que os dois índices apresentaram forte correlação entre si ($r = 0,9$), indicando elevada concordância entre os métodos de cálculo na representação da qualidade química do solo nas áreas analisadas. Esse resultado indica que ambos os índices são capazes de sintetizar de forma consistente as informações provenientes dos atributos químicos avaliados. Portanto, são adequados para a avaliação da qualidade química do solo nas áreas estudadas, podendo ser utilizados como ferramentas integradoras na análise das alterações químicas do solo associadas à influência da disposição de resíduos sólidos.

Tabela 4- Somas de correlação entre índices de qualidade do solo.

	IQSa	IQSn
IQSa	1.00	0.97
IQSn	0.97	1.00
pH	0.27	0.30
K ⁺	0.29	0.24
Soma da correlação	2.53^a	2.51

IQSa = Índice de Qualidade do Solo Aditivo; IQSn = Índice de Qualidade do Solo Nemoro; pH = acidez do solo; K⁺ = potássio trocável (cmolc dm⁻³). ^aNegrito valor máximo da soma das correlações.

Fonte: Elaboração própria (2026).

Entre os atributos químicos analisados no estudo, o K⁺ apresentou a maior correlação com o índice de qualidade do solo aditivo (IQSa), com coeficiente de correlação de 0,29. Por outro lado, o pH apresentou a maior correlação com o índice de qualidade do solo Nemoro (IQSn), com valor de 0,30. A análise da soma das correlações indicou valores muito próximos entre os índices avaliados, sendo 2,53 para o IQSa e 2,51 para o IQSn. O índice de aditivo apresentou, portanto, soma de correlação levemente superior, indicando maior sensibilidade na representação das variações nos atributos químicos do solo.

De modo geral, estudos avaliando a qualidade do solo em áreas de lixão e/ou aterros sanitários ainda são limitados, principalmente quando comparados a outras

formas de uso da terra (ZHANG et al., 2022; CAVALCANTE; SILVA; OLIVEIRA, 2023; ZÁRATE-SALAZAR et al., 2024). Nesse contexto, Salas-Enríquez et al. (2024) verificaram que um índice de qualidade do solo baseado na abordagem aditiva, utilizando o nitrogênio mineralizado líquido como indicador, foi capaz de diferenciar a qualidade do solo de um antigo lixão após a aplicação de biossólidos, demonstrando a sensibilidade desse método para detectar alterações decorrentes de intervenções antrópicas.

Por outro lado, Yeilagi et al. (2021) observaram melhor desempenho de um índice integrado baseado no conjunto mínimo de dados em comparação ao índice Nemoro na avaliação de solos sob influência de lixiviado de aterro sanitário. Em conjunto, esses estudos evidenciam que os índices de qualidade do solo constituem ferramentas eficazes para detectar alterações promovidas pela disposição de resíduos sólidos. Entretanto, o desempenho dos diferentes modelos pode variar entre regiões e ecossistemas, uma vez que a seleção dos indicadores e sua capacidade de representar a qualidade do solo dependem das características específicas de cada ambiente (YEILAGI et al., 2021).

4.5 Classificação do índice de qualidade do solo

A classificação dos índices de qualidade do solo (Tabela 4) consistiu em cinco grupos (Graus): ‘Muito alto’ (Grau I) > ‘Alto’ (Grau II) > ‘Moderado’ (Grau III) > ‘Baixo’ (Grau IV) > ‘Muito baixo’ (Grau V) (NABIOLLAHI et al., 2018). A qualidade do solo foi descrita apenas com IQSa porque apresentou uma soma de correlação ligeiramente mais alta (Tabela 5).

Tabela 5- Notas do índice de qualidade do solo.

IQS notas	Área	
	Controle	Lixão
I (Muito alto)	>0.85	>0.60
II (Alto)	0.72–0.85	0.52–0.60
III (Moderado)	0.60–0.72	0.44–0.52
IV (Baixo)	0.48–0.60	0.37–0.44
V (Muito baixo)	<0.48	<0.37

Fonte: Elaboração própria (2026).

Ambas as áreas foram classificadas na classe III (qualidade moderada) de acordo com os limites estabelecidos para o índice. Todavia, houve uma redução de aproximadamente 21,9% na qualidade do solo da área de lixão em relação à área controle, mostrando que a disposição inadequada de resíduos sólidos promoveu alterações nos atributos químicos do solo suficientes para reduzir os valores dos índices, mas não a ponto de alterar sua classe de qualidade. Esse resultado difere de Yeilagi et al. (2021), que observaram redução suficiente para promover mudança na classe de qualidade do solo entre áreas controle e impactadas por lixiviado de aterro sanitário.

A classificação de ambas as áreas como de qualidade moderada pode estar associada a dois fatores principais: (i) ao incremento de alguns atributos químicos, como pH, P, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ e V% na área de lixão em decorrência da influência do lixiviado (Figura 1); (ii) à maior susceptibilidade da área controle aos processos erosivos, em função de sua posição na paisagem, localizada em meia-encosta (NABIOLLAHI et al., 2018). A erosão remove camadas superficiais do solo que concentram maiores teores de matéria orgânica e nutrientes, podendo comprometer a qualidade do solo mesmo na ausência de fontes antrópicas de degradação (LAL, 1998; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012; LAL et al., 2022); e (iii) à elevada variabilidade espacial dos atributos químicos do solo.

4.6 Regressão linear do SQI e dos indicadores do solo

A Tabela 6 apresenta os resultados da regressão linear entre o índice de qualidade do solo e os indicadores químicos nas áreas de lixão e controle. Na área de lixão, o K⁺ apresentou a maior capacidade explicativa da variabilidade do índice de qualidade do solo aditivo (IQSa), respondendo por 44,9% da sua variação ($R^2 = 0,4488$; $p < 0,05$). Em contrapartida, o pH apresentou baixíssima capacidade explicativa, sem significância estatística ($R^2 = 0,0208$; $p > 0,05$). Na área controle, embora pH e K⁺ tenham explicado entre 33,6% e 38,2% da variação observada no IQSa, as relações não foram estatisticamente significativas ($p > 0,05$), possivelmente em decorrência da elevada variabilidade espacial dos atributos químicos do solo.

Tabela 6- Regressão linear entre índice de qualidade do solo e indicadores de solo.

Área	Regressão	r^2	P valor
Lixão	$IQSa = 0.352 + 0.0253 \times pH$	0.0208	0.6544ns.
	$IQSa = 0.3346 + 0.4236 \times K^+$	0.4488	0.0172*
Controle	$IQSa = 7.7861 - 1.7686 \times pH$	0.3361	0.4203ns.
	$IQSa = 0.1540 + 2.1193 \times K^+$	0.3820	0.3820ns.

Controle = pastagem natural; IQSn = Índice de Qualidade do solo Aditivo; pH = acidez do solo; K^+ = potássio trocável. *** $P < 0.001$, ** $P < 0.01$, * $P < 0.05$ e não significativo (ns.).

Fonte: Elaboração própria (2026).

Como discutido anteriormente, o pH e K^+ são amplamente reconhecidos e frequentemente incluídos no conjunto mínimo de dados por serem considerados importantes indicadores de qualidade do solo. Esperava-se, portanto, que ambos apresentassem relação linear significativa com o IQSa. Entretanto, apenas o K^+ apresentou a maior capacidade explicativa da variabilidade do IQSa, sendo o único indicador com relação significativa ao índice. Esse resultado mostra que a seleção de indicadores para compor o CMD não implica necessariamente maior capacidade preditiva sobre o índice final, mas sim sua aptidão para representar funções distintas do solo. Em adição, esse resultado pode estar associado à maior variabilidade espacial dos teores de K^+ (CV = 50,71%), possivelmente influenciada pela distribuição heterogênea de resíduo sólidos, enquanto o pH apresentou menor amplitude de variação (CV = 19,32%) entre os pontos amostrais. Finalmente, a permanência do K^+ no CMD, sua baixa redundância em relação aos demais indicadores, a maior correlação com o IQSa, a relação linear significativa com o índice e a elevada variabilidade espacial observada evidenciam sua elevada sensibilidade em capturar alterações espaciais na qualidade química do solo, associadas à disposição inadequada de resíduos sólidos no local estudado.

4.7 Aplicações, desafios e limitações

O índice de qualidade do solo (IQS) desenvolvido neste estudo é uma ferramenta estratégica para avaliar as alterações na qualidade do solo decorrentes da disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos. O IQS simplifica a interpretação das condições ambientais da área, permitindo identificar os locais mais vulneráveis aos processos de degradação. Como aplicação prática, o índice constitui um instrumento valioso para o monitoramento sistemático de áreas impactadas por lixões,

fornecendo subsídios técnicos para o planejamento de ações de recuperação e manejo do solo.

Essa contribuição é ainda mais relevante em relação às exigências da Política Nacional de Resíduos Sólidos e do Novo Marco Legal do Saneamento, que impõem o encerramento dos lixões. No caso de Apuí-AM, os resultados gerados oferecem informações importantes para o planejamento ambiental local, auxiliando os órgãos ambientais e gestores públicos na elaboração de estratégias de remediação e no acompanhamento da qualidade ambiental ao longo do tempo.

Por outro lado, a interpretação dos resultados deve considerar certas limitações da pesquisa. O relevo, o histórico de deposição dos resíduos, a cobertura vegetal e a elevada pluviosidade da região amazônica, associada à localização da área em uma vertente e à proximidade com o rio Juma constituem fatores característicos da área de estudo que influenciam a dinâmica dos atributos do solo e o transporte de contaminantes. Dessa forma, o uso e interpretação do IQS em outras áreas devem considerar a similaridade das condições ambientais e do histórico de degradação.

Ademais, o número restrito de indicadores do solo omitiu métricas mais detalhadas sobre a saúde do solo. Diante disso, recomenda-se que estudos futuros ampliem a variedade de índices de avaliação. Esses estudos devem integrar principalmente indicadores biológicos que foquem no papel dos microrganismos na decomposição da matéria orgânica e na ciclagem de nutrientes, permitindo uma representação ainda mais precisa da dinâmica de contaminação na área de estudo. Ressalta-se que a obtenção desses indicadores constitui um desafio para regiões de difícil acesso da Amazônia, devido às dificuldades logísticas, às grandes distâncias e à necessidade de análises laboratoriais especializadas, fatores que podem limitar sua aplicação em programas de monitoramento ambiental.

Por fim, ressalta-se que a escassez de estudos pretéritos e dados sistemáticos sobre a qualidade do solo em municípios do interior da Amazônia permanece como uma barreira significativa, limitando a base comparativa para análises históricas mais profundas na região.

5. CONCLUSÃO

A presente dissertação teve como objetivo principal avaliar a qualidade química do solo em uma área de disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos no município de Apuí, Amazonas, por meio da construção e aplicação de um Índice de Qualidade do Solo (IQS). Os resultados obtidos permitiram caracterizar os atributos químicos do solo, identificar os indicadores mais representativos e validar o IQS como uma ferramenta eficaz para o monitoramento ambiental.

Constatou-se que a área do lixão em Apuí tem mudanças nas características químicas do solo. Os valores do IQS foram sempre menores na área afetada pelos resíduos sólidos do que na área de controle (pastagem). Mesmo que as diferenças não tenham sido grandes o suficiente para mudar a classificação geral da qualidade do solo (ambas ficaram como moderadas), a queda de quase 22% no IQS da área do lixão mostra claramente que o ambiente está se deteriorando.

A Análise de Componentes Principais (ACP) foi fundamental para a seleção de um Conjunto Mínimo de Dados (CMD), destacando o potássio trocável (K^+) como o indicador com maior capacidade explicativa da variabilidade do IQS na área de lixão. Isso ressalta a sensibilidade do K^+ em capturar as alterações espaciais na qualidade química do solo associadas à disposição inadequada de resíduos sólidos, sugerindo sua relevância como bioindicador para ambientes similares.

Portanto, o IQS demonstrou ser uma ferramenta valiosa para a avaliação integrada das condições do solo em áreas impactadas por lixões, auxiliando no planejamento de ações de recuperação e manejo. A aplicação de funções de pontuação linear e métodos de integração, como o aditivo e o de nemoro, permitiu uma interpretação mais clara do nível de degradação. Os resultados reforçam a urgência de adequação da gestão de resíduos sólidos em Apuí, em conformidade com a Política Nacional de Resíduos Sólidos, visando a proteção dos ecossistemas amazônicos e a saúde pública.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALI, H.; KHAN, E.; ILAHI, I. Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. **Journal of Chemistry**, v. 2019, p. 1–14, 2019.
- ALLOWAY, B. J. Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. 3. ed. Dordrecht: Springer, 2013.
- ALMEIDA, M. Desafios na aplicação dos princípios constitucionais ambientais na Política Nacional de Resíduos Sólidos: um enfoque na Amazônia brasileira. **Revista Jurídica da Amazônia**, v. 8, n. 4, 2024. DOI: 10.63043/j08p4v04.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ANDREWS, S. S.; KARLEN, D. L.; CAMBARDELLA, C. A. The Soil Management Assessment Framework: A Quantitative Soil Quality Evaluation Method. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 68, n. 6, p. 1945-1962, nov. 2004.
- ANDREWS, S. S. et al. Use of soil quality indicators for assessing cumulative impacts of stressors on soil ecosystems. **Ecological Indicators**, 2004.
- ANDREWS, S. S.; KARLEN, D. L.; MITCHELL, J. P. Soil quality indexing methods. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 2004.
- ANICETO, K. C. P.; HORBE, A. M. C. Solos urbanos formados pelo acúmulo de resíduos em Manaus, Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 42, n. 1, p. 135–148, 2012. DOI: 10.1590/S0044-59672012000100016.
- APHALO, P. ggpmisc: Miscellaneous extensions to 'ggplot2'. 2023. Disponível em: <https://cran.r-project.org/package=ggpmisc>. Acesso em: 28 jun. 2026.
- ARROUAYS, D.; JOLIVET, C.; BROSSARD, M.; et al. Soil, a hidden resource. Luxembourg: European Commission, 2012.
- ASSIS, J. O. et al. Spatial variability of soil properties in areas affected by solid waste disposal. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 196, n. 4, 2024.

BARETTA, D.; SANTOS, J. C. P.; SEGAT, J. C.; GEREMIA, E. V.; OLIVEIRA FILHO, L. C. I.; ALVES, M. V. Indicadores biológicos da qualidade do solo. In: KLAUBERG FILHO, O.; MAFRA, Á. L.; GATIBONI, L. C. (Org.). **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2010. v. 7, p. 37-95.

BASTIDA, F. et al. Soil restoration with organic amendments: linking cellular functionality and ecosystem processes. **Applied Soil Ecology**, v. 40, n. 2, p. 315–325, 2008.

BASTIDA, F. et al. Past, present and future of soil quality indices: a biological perspective. **Applied Soil Ecology**, v. 117–118, p. 217–226, 2017.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 8. ed. São Paulo: Ícone, 2012.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico. Brasília, DF: Presidência da República, 2007.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 3 ago. 2010.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico. Brasília, DF: Presidência da República, 2020.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Plano Nacional de Resíduos Sólidos (Planares). Brasília, DF: MMA, 2022.

BRASIL. Ministério das Cidades. Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SINISA). **Relatório dos Serviços de Limpeza Urbana e Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos**, SINISA 2025: ano de referência 2024. Brasília, 2025.

BRASIL. Secretaria de Estado do Meio Ambiente do Amazonas (SEMA). **Governo do Amazonas realiza ação integrada para apoiar gestão de resíduos sólidos em Apuí**. Manaus: SEMA, 2023.

BÜNEMANN, E. K.; BONGIORNO, G.; BAI, Z.; CREAMER, R. E.; DE DEYN, G.; DE GOEDE, R.; FLESKENS, L.; GEISSEN, V.; KUYPER, T. W.; MÄDER, P.; PULLEMAN, M.; SUKKEL, W.; VAN GROENIGEN, J. W.; BRUSSAARD, L. Soil quality – A critical review. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 120, p. 105–125, 2018.

CAMILO-COTRIM, C. F.; SÁ, A. S. F. de; ALVES, D. P. da S.; GONÇALVES, E. V.; TEIXEIRA, F. B.; SILVA, J. A. de P.; BRANCO, M. H. S.; ALMEIDA, L. M.; CARAMORI, S. S. Qualidade do solo: relevância e uso de indicadores para o monitoramento. **Revista Agrotecnologia**, Ipameri, v. 13, n. 2, p. 46–65, 2022. DOI: 10.31668/agrotec.v13i2.13578.

CAVALCANTE, D. M.; SILVA, I. R.; OLIVEIRA, T. S. Soil quality indicators for monitoring the short-term effects of mined soil rehabilitation strategies for bauxite. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 47, e0220126, 2023.

CHEN, Z. S.; HSU, C. J.; HWANG, J. F. Soil quality assessment and sustainable land management. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 31, p. 15-22, 1999.

CHENG, H. H. Soil quality and agricultural sustainability. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 98, p. 1-4, 2003.

CHEN, Y. et al. Assessment of soil quality using a minimum data set and soil quality index. **Geoderma**, v. 337, p. 207–216, 2019.

CHERUBIN, M. R.; CARVALHO, M. L.; RODRIGUES, M. Avaliação da saúde do solo: indicadores, metodologias e índices. 2024.

CHERUBIN, M. R.; KARLEN, D. L.; CERRI, C. E. P.; FRANCO, A. L. C.; TORMENA, C. A.; DAVIES, C. A.; CERRI, C. C. Soil quality indexing strategies for evaluating sugarcane expansion in Brazil. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 11, n. 3, e0150860, 2016.

CHRISTENSEN, T. H. et al. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. **Applied Geochemistry**, v. 16, n. 7–8, p. 659–718, 2001.

COMIN, J. J. et al. Qualitative soil quality assessment is efficient in a grazing system with or without trees. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, 2024.

CULMAN, S. W. et al. Soil quality indicators in organic agriculture. **Agronomy Journal**, 2010.

DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, n. 3, p. 393-408, 2002.

- DE LA ROSA, J. M. et al. Soil quality index application in tropical soils. **Journal of Environmental Management**, 2019.
- DELGADO, J. A. et al. Soil quality index applied to polluted urban soils. **Environmental Pollution**, 2012.
- DIAS, R. Gestão ambiental: responsabilidade social e sustentabilidade. 2. ed. São Paulo: Atlas, 2011.
- DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. *In*: DORAN, J. W. et al. (ed.). **Defining Soil Quality for a Sustainable Environment**. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 1-21.
- DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. *In*: DORAN, J. W.; JONES, A. J. (ed.). **Methods for assessing soil quality**. Madison: Soil Science Society of America, 1997. p. 25–37. DOI: 10.2136/sssaspecpub49.c2.
- EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. 3. ed. Brasília: Embrapa, 2017.
- FÉLIX, R. O.; TEIXEIRA, G. C. S.; REIS, D. R.; TEIXEIRA, I. R. Physical and chemical attributes of soil affected by municipal solid waste deposition in Jaraguá/Brazil. **Geoambiente On-line**, n. 46, 2023.
- FERRONATO, N.; TORRETTA, V. Waste mismanagement in developing countries: a review of global issues. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 6, p. 1060, 2019.
- GLOVER, J. D. et al. Soil quality indicators. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 2000.
- GUIMARÃES, M. F. et al. Soil quality indicators and environmental assessment in tropical ecosystems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 2023.
- HARRELL JR., F. E. Regression Modeling Strategies. 2. ed. Springer, 2015.
- HUANG, W.; ZONG, M.; FAN, Z.; FENG, Y.; LI, S.; DUAN, C.; LI, H. Determining the impacts of deforestation and corn cultivation on soil quality in tropical acidic red soils using a soil quality index. *Ecological Indicators*, v. 125, p. 107580, 2021. DOI: 10.1016/j.ecolind.2021.107580.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Pesquisa de Informações Básicas Municipais – MUNIC 2023: suplemento de saneamento. Rio de Janeiro: IBGE, 2024.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). Diagnóstico dos resíduos sólidos urbanos. Brasília: IPEA, 2012.

Instituto Trata Brasil Painel do saneamento no Brasil. São Paulo, 2023.

IPAAM. **Relatórios de Fiscalização**. Manaus: IPAAM, 2024.

KABATA-PENDIAS, A. Trace elements in soils and plants. 4. ed. Boca Raton: **CRC Press**, 2011.

KJELDSSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 32, n. 4, p. 297–336, 2002. DOI: 10.1080/10643380290813462.

KAHSAY, A.; HAILE, M.; GEBRESAMUEL, G.; MOHAMMED, M. Developing soil quality indices to investigate degradation impacts of different land use types in Northern Ethiopia. **Heliyon**, Amsterdam, v. 11, n. 1, e41185, 2025.

KARACA, S. et al. Assessment of soil quality using multivariate analysis and soil quality index approaches. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, 2021.

KARLEN, D. L.; STOTT, D. E. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. (ed.). **Defining Soil Quality for a Sustainable Environment**. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 53-72.

KARLEN, D. L. et al. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 61, p. 4–10, 1997.

KARLEN, D. L.; DITZLER, C. A.; ANDREWS, S. S. Soil quality: why and how? **Geoderma**, Amsterdam, v. 114, n. 3–4, p. 145–156, 2003.

KARLEN, D. L. et al. Soil health gains momentum: connecting the dots. **Soil and Tillage Research**, 2021.

KASSAMBARA, A.; MUNDT, F. factoextra: extract and visualize the results of multivariate data analyses. 2020. Disponível em: <https://cran.r-project.org/package=factoextra>. Acesso em: 28 jun. 2026.

KAZA, S. et al. What a Waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050. Washington, **DC: World Bank**, 2018.

LAL, R. Soil quality and soil erosion. Boca Raton: CRC Press; **Soil and Water Conservation Society**, 1999. 329 p.

LAL, R. Fate of Soil Carbon Transported by Erosional Processes. **Applied Sciences**, v. 12, n. 1, p. 48, 2022.

LAL, R. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. **Sustainability**, v. 7, n. 5, p. 5875-5895, 2015.

LAL, R. Soil erosion impact on agronomic productivity and environment quality. **Critical Reviews in Plant Sciences**, Boca Raton, v. 17, n. 4, p. 319-464, 1998.

LAL, R. Soil health and carbon management. **Food and Energy Security**, v. 5, n. 4, p. 212–222, 2016.

LARSON, W. E.; PIERCE, F. J. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. (ed.). Defining soil quality for a sustainable environment. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 37–51. DOI: 10.2136/sssaspecpub35.c3.

LEHMANN, J. et al. The concept and future prospects of soil health. **Nature Reviews Earth & Environment**, 2020.

LI, H. et al. Environmental risk assessment of heavy metals in soil from multi-source pollution sources centered on landfills. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, v. 23, n. 1, p. 18, 2025.

LI, Y.; ZHAO, H.; LIU, J.; WANG, X.; ZHANG, Y.; ZHOU, Z.; ZHANG, H.; YANG, X. A framework for selecting and assessing soil quality indicators for sustainable soil management in waste dumps. **Scientific Reports**, v. 14, art. 8491, 2024.

LIMA, A. C. R. et al. Soil quality indicators in Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 2013.

- LISBOA, I. P. et al. Soil quality index under land use systems. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 2019.
- LI, P. et al. Soil quality assessment and spatial variability analysis in disturbed areas. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 194, 2022.
- LIU, Z.; ZHOU, W.; SHEN, J.; HE, P.; LEI, Q.; LIANG, G. Soil quality assessment of acid sulfate paddy soils with different productivities in Guangdong Province, China. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 13, n. 1, p. 177-186, 2013.
- LI, Y. et al. A framework for selecting and assessing soil quality indicators for sustainable soil management in waste dumps. **Journal of Environmental Management**, 2022.
- LLOWAY, B. J. Heavy Metals in Soils. 3. ed. **Dordrecht: Springer**, 2013.
- MARQUES, R. F. P. V. et al. Impactos da disposição de resíduos sólidos urbanos no solo em municípios de Minas Gerais – Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 3, p. 1382–1392, 2021.
- MAIA, C. E. Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. Mossoró: Universidade Federal Rural do Semiárido, 2013.
- MELLO, C. R. Avaliação da qualidade do solo em diferentes sistemas de uso e manejo. Lavras: UFLA, 2006.
- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSAARD, L. (ed.). Soil Biodiversity in Amazonian and Other Brazilian Ecosystems. Wallingford: **CAB International**, 2006.
- MORITA, A. K. M. et al. Pollution threat to water and soil quality by dumpsites and non-sanitary landfills in Brazil: a review. **Waste Management**, v. 131, p. 163–176, 2021. DOI: 10.1016/j.wasman.2021.06.004.
- MUKAKA, M. M. Statistics corner: A guide to appropriate use of correlation coefficient in medical research. **Malawi Medical Journal**, v. 24, n. 3, p. 69–71, 2012.
- MUKHERJEE, A.; LAL, R. Comparison of soil quality index using three methods. **PLoS ONE**, v. 9, n. 8, e105981, 2014.

MUKHERJEE, A.; LAL, R.; JOHNSON, J. M. F. Developing soil quality indices to investigate degradation impacts of different land use types in Northern Ethiopia. **Land Degradation & Development**, Hoboken, v. 31, n. 16, p. 2146–2160, 2020.

MUKHOPADHYAY, S.; MAITI, S. K.; MAJI, A. Evaluation of soil quality index for reclaimed coal mine spoil using the Nemoro index and multivariate analysis. **Ecological Engineering**, v. 71, p. 10-20, 2014.

NABIOLLAHI, K. et al. Assessment of soil quality indices for agricultural land use systems. **Geoderma**, v. 313, p. 1–9, 2018.

NABIOLLAHI, K.; GOLMOHAMADI, F.; TAGHIZADEH-MEHRJARDI, R.; KERRY, R.; DAVARI, M. Assessing the effects of slope gradient and land use change on soil quality degradation through digital mapping of soil quality indices and soil loss rate. **Geoderma**, v. 318, p. 16–28, 2018. DOI: 10.1016/j.geoderma.2017.12.024.

NANDA, S.; BERRUTI, F. Municipal solid waste management and landfilling technologies: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 19, p. 1433–1456, 2021.

NASCIMENTO, Lucilene dos Santos do. Análise da qualidade do solo e da água em área de disposição de resíduos sólidos urbanos no município de Lábrea, Amazônia Ocidental, Brasil. 2024. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente, Universidade Federal do Amazonas, Humaitá, 2024.

NEMEROW, N. L.; SUMITOMO, H. Benefits of water quality enhancement. **Syracuse: Syracuse University**, 1970.

NUNES, M. R. et al. Soil quality indicators and soil health assessment in tropical systems. **Geoderma**, v. 403, 2021.

OBADE, V.; LAL, R. Towards a standard technique for soil quality assessment. **Geoderma**, v. 265, p. 96–102, 2016.

OLIVEIRA, J. P. et al. Qualidade da água e impacto de lixões em ecossistemas amazônicos: o caso do Rio Juma em Apuí, AM. In: **Anais do Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 27., 2013, Natal. Natal: ABES, 2013. p. 1-10.

- OLIVEIRA-SILVA, E.; MACHADO, H. A.; MATIAS, S. S. R.; et al. Soil quality indicators: A review of biological, physical and chemical parameters. **Environmental Sustainability Indicators**, v. 5, 2020.
- PARK, S. E. et al. Comparative assessment of soil quality index models in different land use systems. **Geoderma**, 2016.
- PULLEMAN, M. M. et al. Soil biodiversity and ecosystem services: an overview. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, 2022.
- QIU, X.; PENG, D.; WANG, H.; WANG, Z.; CHENG, S. Minimum data set for evaluation of stand density effects on *Larix principis-rupprechtii* plantations in North China. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 103, p. 236–247, 2019.
- QI, Y. et al. Evaluating soil quality indices in an agricultural region. **Geoderma**, v. 149, p. 325–334, 2009.
- ZÁRATE-SALAZAR, Jhonatan Rafael et al. First approximation of soil quality critical limits in land use systems in the Brazilian Amazon. **Geoderma**, v. 247, p. 108476, dez. 2024.
- RENOU, S. et al. Landfill leachate treatment: review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, n. 3, p. 468–493, 2008.
- REZAPOUR, S.; NOURI, A.; JALIL, H. M.; HAWKINS, S. A.; LUKAS, S. B. Influence of treated wastewater irrigation on soil nutritional-chemical attributes using soil quality index. **Sustainability**, v. 13, n. 4, p. 1952, 2021.
- REZENDE, D. A. et al. Contaminação de solos por metais em um local de disposição final de resíduos de município de pequeno porte. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, 2023.
- R CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna: **R Foundation for Statistical Computing**, 2024. <https://www.R-project.org/>.
- RINOT, O. et al. Effects of land use on soil quality and ecosystem services: a review. **Geoderma**, 2019.

SALAS-ENRÍQUEZ, A. et al. Integrated assessment of soil quality in landfill environments. **Environmental Earth Sciences**, v. 80, 2021.

SALAS-ENRÍQUEZ, B. G.; BEDOLLA-RIVERA, H. I.; NEGRETE-RODRÍGUEZ, M. de la L. X.; TORRES-HUERTA, A. M.; DOMÍNGUEZ-CRESPO, M. A.; LICONA-AGUILAR, Á. I.; CONDE-BARAJAS, E. Development of a soil quality index (SQI) from a former open dump: dynamics of C and N mineralization. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 196, art. 497, 2024.

SANTOS, G. R.; SANTANA, A. Água, saneamento e Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) na Amazônia: dificuldades na gestão integrada e universalização dos serviços. **Revista Tempo do Mundo**, n. 27, p. 367-398, 2021.

SCHAEFER, C. E. G. R.; FABRIS, J. D.; KER, J. C. Minerals in the clay fraction of Brazilian Latosols (Oxisols): a review. **Clay Minerals**, Cambridge, v. 43, n. 1, p. 137–154, 2008.

SEMA-AM. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos - Apuí (2024)**. Manaus: SEMA-AM, 2024.

SHUKLA, M. K. et al. Soil quality indicators. **Soil Science**, 2006.

SINIR. **Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2024.

SILVA, J. N.; CUNHA, L. S.; OLIVEIRA, N. E. C. O uso de parâmetros físico-químicos na delimitação de contaminação por lixiviado em áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos: uma revisão sistemática de literatura com ênfase em metanálise. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, n. 3, p. 1587–1604, 2022.

SILVA, T. A. C.; MELLONI, R.; MELLONI, E. G. P.; RAMOS, P. P.; PEREIRA, J. M. Avaliação da qualidade de solo de área de lixão desativado: uma revisão de literatura. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 2, p. 630-640, 2020.

SIMON, C. P. et al. Soil quality literature in Brazil: a systematic review. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 2022.

SISINNO, C. L. S.; MOREIRA, J. C. Avaliação da contaminação ambiental originada de lixões na Região Metropolitana do Rio de Janeiro. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 12, n. 4, p. 515–523, 1996.

SOUZA, V. B. de et al. Heavy metal contamination in soils of a decommissioned landfill southern Brazil: ecological and health risk assessment. **Chemosphere**, v. 339, 139689, 2023. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2023.139689.

SNIS. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento**. Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2024.

SINISA. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento Básico**. Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2024.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (ed.). **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2017. 574 p.

TRASAR-CEPEDA, C.; LEIRÓS, M. C.; SEOANE, S.; GIL-SOTRES, F. Limitations of soil enzymes as indicators of soil pollution. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, n. 13, p. 1867-1875, 2000.

UNEP; FAO. Global Assessment of Soil Pollution: Summary for Policymakers. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations; **United Nations Environment Programme**, 2021.

UTHAPPA, A. R.; DEVAKUMAR, A. S.; DAS, B.; MAHAJAN, G. R.; CHAVAN, S. B.; JINGER, D.; JHA, P. K.; KUMAR, P.; KOKILA, A.; KRISHNAMURTHY, R.; MOUNESH, N. V.; DHANUSH, C.; ALI, I.; ELDIN, S. M.; AL-ASHKAR, I.; ELSHIKH, M. S.; FAHAD, S. Comparative analysis of soil quality indexing techniques for various tree based land use systems in semi-arid India. **Frontiers in Forests and Global Change**, Lausanne, v. 6, art. 1322660, 2024.

VELASQUEZ, E. et al. Soil quality and earthworms. **European Journal of Soil Biology**, 2007.

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

WANG, X.; GONG, Z. Assessment and analysis of soil quality changes after eleven years of reclamation in subtropical China. **Geoderma**, v. 81, n. 3-4, p. 339-355, 1998.

WICKHAM, H. et al. Welcome to the tidyverse. **Journal of Open Source Software**, v. 4, n. 43, p. 1686, 2019. <https://doi.org/10.21105/joss.01686>.

- WILKE, C. O. Fundamentals of Data Visualization. Sebastopol: O'Reilly Media, 2019.
- WILKE, C. O.; WIERNIK, B. M. ggtext: Improved text rendering support for 'ggplot2'. 2022. Disponível em: <https://cran.r-project.org/package=ggtext>. Acesso em: 28 jun. 2026.
- YEILAGI, S.; REZAPOUR, S.; ASADZADEH, F. Degradation of soil quality by waste leachate in a Mediterranean semi-arid ecosystem. **Scientific Reports**, v. 11, 2021.
- YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 19, n. 13, p. 1467–1476, 1988.
- YU, P.; LIU, S.; ZHANG, L.; LI, Q.; ZHOU, D. Selecting the minimum data set and quantitative soil quality indexing of alkaline soils under different land uses in northeastern China. **Science of the Total Environment, Amsterdam**, v. 616–617, p. 564–571, 2018.
- ZÁRATE-SALAZAR, J. R.; SOUZA, R. F. S.; BEZERRA, F. A.; SILVA, D. M. P.; CAMPOS, M. C. C.; CUNHA, J. M. da; et al. First approximation of soil quality critical limits in land use systems in the Brazilian Amazon. **Catena**, v. 247, art. 108476, 2024.
- ZHANG, Y.; WANG, L.; JIANG, J.; ZHANG, J.; ZHANG, Z.; ZHANG, M. Application of soil quality index to determine the effects of different vegetation types on soil quality in the Yellow River Delta wetland. **Ecological Indicators**, v. 141, art. 109116, 2022.