

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

**ATRIBUTOS DO SOLO EM ÁREA DE DESCARTES DE
RESÍDUOS URBANOS NO SUL DO AMAZONAS**

PRISCILA BELEZA CRUZ

Humaitá, AM
Janeiro/2025

PRISCILA BELEZA CRUZ

ATRIBUTOS DO SOLO EM ÁREA DE DESCARTES DE RESÍDUOS URBANOS NO SUL DO AMAZONAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, do Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente da Universidade Federal do Amazonas (IEAA/UFAM), como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais. Linha de Pesquisa 1: Componentes e dinâmicas dos ecossistemas com ênfase no bioma amazônico.

Orientador: Prof. Dr. José Maurício da Cunha
Co-orientador: Prof. Dr. Renato Francisco da Silva Souza

Humaitá-AM
Janeiro/2025

Ficha Catalográfica

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

C957a	<p>Cruz, Priscila Beleza</p> <p>Atributos do solo em área de descartes de resíduos urbanos no Sul do Amazonas / Priscila Beleza Cruz. - 2025 66 f. : il., color. ; 31 cm.</p> <p>Orientador(a): José Maurício da Cunha. Coorientador(a): Renato Francisco da Silva Souza. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Amazonas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Humaita, 2025.</p> <p>1. Degradação ambiental. 2. Contaminação. 3. Resíduos urbanos. 4. Toxicidade do solo. I. Cunha, José Maurício da. II. Souza, Renato Francisco da Silva. III. Universidade Federal do Amazonas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. IV. Título</p>
-------	--

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

FOLHA DE APROVAÇÃO

**ATRIBUTOS DO SOLO EM ÁREA DE DESCARTES RESÍDUOS URBANOS
NO SUL DO AMAZONAS** (Linha de pesquisa 1: Componentes e dinâmicas dos
ecossistemas com ênfase no bioma amazônico)

PRISCILA BELEZA CRUZ

Dissertação defendida e aprovada em 03 de Fevereiro de 2025, pela comissão
juladora:


Orientador: Prof. Dr. José Maurício da Cunha
Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente – IEAA/UFAM


Examinador Interno: Prof. Dr. Milton César Costa Campos
. Universidade Federal da Paraíba, UFPB, Brasil

Documento assinado digitalmente
 **ALINE LESSA DE SOUZA**
Data: 25/07/2025 14:36:00-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Examinador externo: Dra. Aline Lessa de Souza
Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente – IEAA/UFAM

DEDICATÓRIA

À Deus pelo dom da vida, permitindo-me chegar até aqui. A minha família, por ser a base das minhas conquistas, aos meus amigos, a qual sempre me incentivaram durante a trajetória acadêmica, e a todos que contribuiriam indiretamente e diretamente nesta jornada.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus por me dar forças para superar as circunstâncias difíceis durante os obstáculos que surgiram ao longo desta jornada. A minha família pelo apoio e motivação durante esta árdua trajetória. Agradeço, principalmente, a Universidade Federal do Amazonas (UFAM), ao Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente (IEAA) e a toda equipe do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais (PPGCA) pela oportunidade de cursar o mestrado. Ao meu orientador e professor Dr. José Maurício da Cunha por todos os ensinamentos e orientações durante o desenvolvimento da pesquisa. A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM) por disponibilizar bolsa de estudo durante o desenvolvimento dessa pesquisa. Aos professores do PPGCA que contribuíram para minha formação através das aulas lecionadas e incentivos pessoais. Ao professor Dr. Douglas Marcelo Pinheiro da Silva pela paciência, compreensão, interesse, incentivo e contribuições na elaboração da dissertação.

Agradeço ainda a Prefeitura Municipal de Humaitá, em nome do prefeito José Cidenei Lobo do Nascimento, Secretária Municipal de Saúde Sara dos Santos Riça, Coordenadora da Atenção Básica de Saúde Francielle Santiago Lopes e Enfermeira/Gerente da Unidade Básica de Saúde Lidiane Siqueira da Costa pelo afastamento concedido para a realização deste estudo. Agradeço as minhas colegas de profissão por todo apoio durante esta trajetória do mestrado, na qual sempre vem me apoiando e incentivando desde minha graduação. Agradeço ao meu amigo Francielel Arruda Bezerra por toda ajuda durante a elaboração e execução deste trabalho. Agradeço a todos os meus amigos e amigas por todo apoio, incentivo, paciência e empatia. Agradeço a toda equipe do laboratório de solos, em nome de todos os alunos de graduação, mestrado e técnicos que me ajudaram na coleta e na análise nos laboratórios da UFAM.

Por fim, agradeço a todos que acreditaram em mim, contribuindo indiretamente e diretamente para a realização desta conquista. Obrigada!

EPÍGRAFE

“Ninguém sabe tudo. Todos nós
sabemos alguma coisa.”.
(Paulo Freire)

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	10
LISTA DE TABELAS	11
LISTA DE ABREVIACÕES E/OU SIMBOLOS.....	12
RESUMO	13
ABSTRACT	14
1. INTRODUÇÃO.....	15
1.1. Contextualização	15
1.2. Problemática	17
1.3. Justificativa.....	17
1.4. Objetivos	20
1.4.1. Geral	20
1.4.2. Específicos.....	20
1.5. Hipótese	21
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	22
2.1. Resíduos Sólidos	22
2.2. Resíduos Urbanos no Brasil.....	23
2.3. A Importância Ecológica da Amazônia e seus Solos	24
2.4. Características dos Solos Amazônicos	25
2.5. Vulnerabilidade dos Solos Amazônicos à Poluição	25
2.6. Impactos ambientais da disposição inadequada de resíduos urbanos 26	
2.7. Qualidade do solo e atributos químicos	27
2.8. Contaminação dos solos.....	28
2.9. Gestão de Resíduos Urbanos na Amazônia	30
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	32
3.1. Descrição da área de estudo.....	32
3.2. Amostragem e análises de solo.....	35

3.3.	Análise dos dados.....	37
4.	RESULTADOS	38
5.	DISCUSSÃO.....	54
6.	CONCLUSÃO	57
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	59

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Disposição final dos resíduos urbanos no município de Apuí-AM.	34
Figura 2 – Trincheiras para coleta de solos.	36
Figura 3 - Localização da área e dos pontos de amostragem de solo em lixão no município de Apuí, Amazonas, Brasil.	36
Figura 4 – Compactação do solo e análise dos atributos químicos.	37
Figura 5 - Variação de atributos químicos do solo em diferentes áreas de uso (Pastagem, Transição e Lixão) ao longo do perfil do solo.....	50
Figura 6 - Distribuição de micronutrientes e granulometria do solo em diferentes áreas de uso (Pastagem, Transição e Lixão) ao longo do perfil do solo.....	52
Figura 7 - Análise de Componentes Principais (PCA) de atributos do solo em diferentes áreas de uso (Lixão, Pastagem e Transição).	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Atributos químicos do solo em área de lixão, transição e pastagem no município de Apuí, sul do Amazonas, Brasil.....	41
Tabela 2. Microelementos e textura do solo em área de lixão, transição e pastagem no município de Apuí, sul do Amazonas, Brasil.	46
Tabela 3. Análise de componentes principais dos atributos químicos e físicos do solo em área de lixão, transição e pastagem no município de Apuí, sul do Amazonas, Brasil.	53

LISTA DE ABREVIATÖES E/OU SIMBOLOS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT - Carbono Orgânico Total
ODS - Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
PGRS - Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos
PNRS - Política Nacional de Resíduos Sólidos
RS - Resíduos Sólidos
RSU - Resíduos Sólidos Urbanos
SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
pH - Potência de Hidrogênio
MOS - Matéria Orgânica do Solo
H+Al - Acidez potencial
Al - Alumínio
K - Potássio
Ca - Cálcio
Mg – Magnésio
P - Fósforo
SB - Soma de bases
CTC - Capacidade de Troca Catiônica
CTCe - Capacidade de Troca Catiônica Efetiva
V - Saturação por Bases
ABREMA - Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente
ONU - Organização das Nações Unidas
CaCl - Cloreto de Cálcio
KCl - Cloreto de potássio
NaOH - Hidróxido de sódio
DP - Desvio Padrão
CV - Coeficiente de Variação
PCA - Análise de Componentes Principais

RESUMO

CRUZ, P. B. **Atributos do solo em área de descartes de resíduos urbanos no Sul do Amazonas**. 2025. 66f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente, Universidade Federal do Amazonas.

O solo é um ecossistema dinâmico, formado a partir da decomposição de rochas, e sua evolução está atrelada a fatores climáticos, topográficos e temporais. O crescimento populacional intensifica a geração de resíduos sólidos, e seu descarte inadequado pode provocar mudanças significativas nos atributos do solo. A disposição irregular de resíduos sem infraestrutura adequada pode comprometer a qualidade do solo e potencializar impactos ambientais. Dessa forma, torna-se essencial compreender a dinâmica dos atributos químicos do solo em áreas de descarte, visto que tais características fornecem informações relevantes sobre sua composição e qualidade. Assim, este estudo teve como objetivo avaliar os impactos do descarte inadequado de resíduos sólidos urbanos nos atributos químicos do solo em Apuí, Amazônia Ocidental, Brasil. Para isso, foram coletadas amostras de solo em profundidades de até 160 cm, distribuídas em 20 pontos amostrais ao longo de quatro transectos paralelos, abrangendo áreas de lixão, transição e pastagem. Foram analisados os atributos químicos pH, matéria orgânica do solo (MOS), $H+Al$, Al^{3+} , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , capacidade de troca de cátions (CTC) e saturação por bases (V), além dos microelementos B, Cu, Fe, Mn e Zn e da textura do solo (frações de areia, silte e argila). Os resultados evidenciaram diferenças significativas nos atributos químicos do solo entre as áreas investigadas. O solo da área de lixão apresentou pH mais elevado, além de maiores concentrações de K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} , enquanto as áreas de transição e pastagem mostraram maiores teores de acidez potencial e trocável. A análise estatística revelou que o pH do solo sob lixão foi, em média, 31% e 34% maior do que nas áreas de transição e pastagem, respectivamente. Esse aumento no pH reduziu a mobilidade de metais pesados e favoreceu a retenção de nutrientes no perfil do solo. A CTC e a saturação por bases foram mais elevadas na área de lixão, refletindo maior fertilidade do solo nessa região. A análise de componentes principais (PCA) demonstrou que o pH exerce influência positiva sobre a disponibilidade de macro e micronutrientes, como P, K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cu e Zn. O acúmulo de matéria orgânica na área de lixão foi atribuído à deposição contínua de resíduos, incluindo material vegetal e doméstico. No entanto, a presença de nutrientes em camadas profundas sinaliza riscos de lixiviação, podendo comprometer corpos d'água adjacentes. Esses achados indicam que o descarte inadequado de resíduos sólidos urbanos altera substancialmente a química do solo, tornando-o mais fértil, porém com potenciais riscos ambientais. Assim, recomenda-se a implementação de estratégias de manejo, incluindo segregação, tratamento e monitoramento contínuo dos resíduos, com vistas à mitigação dos impactos negativos e à promoção da sustentabilidade ambiental. O estudo contribui para a compreensão dos efeitos dos lixões na fertilidade e saúde do solo, fornecendo subsídios para políticas públicas e ações de recuperação ambiental.

Palavras-chave: Degradação ambiental. Contaminação. Resíduos urbanos. Toxidade do solo.

ABSTRACT

CRUZ, P. B. **Soil attributes in urban waste disposal areas in southern Amazonas.** 2025. 66f. Dissertation (Master's in Environmental Sciences) – Institute of Education, Agriculture and Environment, Federal University of Amazonas.

Soil is a dynamic ecosystem formed from the decomposition of rocks, and its evolution is linked to climatic, topographical and temporal factors. Population growth intensifies the generation of solid waste, and its inadequate disposal can cause significant changes in soil attributes. Irregular disposal of waste without adequate infrastructure can compromise soil quality and increase environmental impacts. Therefore, it is essential to understand the dynamics of soil chemical attributes in disposal areas, since such characteristics provide relevant information about its composition and quality. Thus, this study aimed to evaluate the impacts of inadequate disposal of urban solid waste on soil chemical attributes in Apuí, Western Amazon, Brazil. For this purpose, soil samples were collected at depths of up to 160 cm, distributed in 20 sampling points along four parallel transects, covering landfill, transition and pasture areas. The chemical attributes pH, soil organic matter (SOM), H+Al, Al³⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, cation exchange capacity (CEC) and base saturation (V) were analyzed, in addition to the microelements B, Cu, Fe, Mn and Zn and soil texture (sand, silt and clay fractions). The results showed significant differences in the chemical attributes of the soil between the investigated areas. The soil of the landfill area presented a higher pH, in addition to higher concentrations of K⁺, Ca²⁺ and Mg²⁺, while the transition and pasture areas showed higher levels of potential and exchangeable acidity. The statistical analysis revealed that the pH of the soil under the landfill was, on average, 31% and 34% higher than in the transition and pasture areas, respectively. This increase in pH reduced the mobility of heavy metals and favored the retention of nutrients in the soil profile. CEC and base saturation were higher in the landfill area, reflecting greater soil fertility in this region. Principal component analysis (PCA) demonstrated that pH has a positive influence on the availability of macro and micronutrients, such as P, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Cu and Zn. The accumulation of organic matter in the landfill area was attributed to the continuous deposition of waste, including plant and domestic material. However, the presence of nutrients in deep layers indicates risks of leaching, which may compromise adjacent water bodies. These findings indicate that inadequate disposal of urban solid waste substantially alters soil chemistry, making it more fertile, but with potential environmental risks. Therefore, it is recommended to implement management strategies, including segregation, treatment and continuous monitoring of waste, with a view to mitigating negative impacts and promoting environmental sustainability. The study contributes to the understanding of the effects of landfills on soil fertility and health, providing support for public policies and environmental recovery actions.

Keywords: Environmental degradation. Contamination. Urban waste. Soil toxicity.

1. INTRODUÇÃO

1.1. Contextualização

O uso sustentável dos recursos naturais, especialmente solo e água, é essencial para alcançar os objetivos do desenvolvimento sustentável. No entanto, nos centros urbanos de países em desenvolvimento solo e água são constantemente contaminados devido ao sistema deficiente de gestão de resíduos sólidos (Keesstra e *et al.*, 2018; Ferronato e Torretta, 2019; Lal *et al.*, 2021).

Nesse contexto, o descarte inadequado de resíduos sólidos urbanos pode levar à contaminação do solo, da água e do ar, causando impactos negativos sobre a biodiversidade e os ecossistemas locais. No que diz respeito à saúde pública, a presença de metais pesados no solo tem o potencial de contaminar a água subterrânea e os alimentos cultivados na área. Essa contaminação pode resultar em graves problemas de saúde para a população local, incluindo o desenvolvimento de doenças crônicas e agudas (Vilhena, 2018).

O crescimento contínuo da população humana levou a um aumento na geração de resíduos sólidos, o que contribui significativamente para a degradação ambiental. Resíduos sólidos podem ser definidos como qualquer material que não é mais necessário para o proprietário, produtor ou processador e perdeu sua utilidade (Sutherland *et al.*, 2013). A situação dos descartes de resíduos urbanos no Brasil é preocupante, pois, embora existam leis e regulamentações específicas, como a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), muitas cidades ainda carecem de infraestrutura adequada para gerenciar seus resíduos de maneira eficiente.

Essa deficiência resulta em muitos lixões a céu aberto, sem qualquer tipo de tratamento ou controle (Brasil, 2010). Um relatório divulgado em dezembro de 2023 pela Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente (Abrema, 2024) revela que o Brasil ainda está longe de atingir as metas de manejo adequado dos resíduos.

De acordo com o relatório da Abrema (2024), em 2022, aproximadamente 33,3 milhões de toneladas de lixo foram descartadas de forma inadequada, sendo a maior parte depositada em cerca de 3 mil lixões a céu aberto espalhados pelo território brasileiro. Ao comparar os dados de 2021 (60,5%) com os de 2022 (61,1%), percebe-se um avanço mínimo na destinação adequada dos resíduos no país. Mantendo esse ritmo, estima-se que o Brasil levaria cerca de 65 anos para alcançar uma gestão

eficiente e sustentável de todos os resíduos.

A composição dos resíduos sólidos descartados em lixões urbanos, que inclui plásticos, materiais orgânicos, produtos químicos domésticos e industriais, dá origem a diversas reações químicas no solo, resultando assim na formação de compostos potencialmente tóxicos. Esses compostos podem alterar os atributos químicos do solo, afetando sua fertilidade e contribuindo para a contaminação do solo e de corpos d'água (Tavares; Jesus, 2023).

Nesse sentido, muitos estudos constataram que o descarte de resíduos sólidos em áreas de lixão alterou o pH do solo, a concentração de nutrientes, tais como fósforo, potássio trocável e nitrogênio, cálcio trocável, magnésio trocável, capacidade de troca catiônica (CTC), acidez potencial, acidez trocável salinidade do solo (Agbeshie et al., 2020; Armel *et al.*, 2022; Marinho *et al.*, 2022; Anikwe e Anigbo, 2023; Asare e Száková, 2023).

Partindo desta perspectiva, de acordo com De Souza Filho, Alves e Neves (2021), a Amazônia vem enfrentando enormes desafios quanto ao descarte de resíduos sólidos urbanos principalmente no Sul, onde os lixões recebem mais de 2 mil toneladas de resíduos por dia (De Souza Filho, Alves e Neves, 2021). O município de Apuí, localizado na região do Amazonas tem uma área de lixão, em que esforços recentes foram concentrados no mapeamento da área para tomar medidas de desativação. Logo, monitorar as mudanças nos atributos químicos ocasionadas pelo descarte de resíduos sólidos é crucial para planejar e executar práticas de recuperação, após a sua desativação.

Diante do exposto, o presente trabalho teve como objetivo analisar os atributos do solo em áreas impactadas pelo descarte inadequado de resíduos sólidos no sul do Amazonas, investigando sua distribuição espacial e os possíveis impactos ambientais associados, a fim de subsidiar políticas públicas e práticas mais eficazes de gestão de resíduos sólidos urbanos.

A contaminação do solo e da água, aliada aos riscos à saúde pública, à fragilidade ambiental e à carência de infraestrutura, evidencia a necessidade de ações urgentes. Nesse contexto, é fundamental alinhar estratégias de manejo de resíduos com a preservação dos ecossistemas e o bem-estar das comunidades locais, promovendo soluções sustentáveis e inclusivas.

1.2. Problemática

Como o descarte inadequado de resíduos sólidos urbanos no município de Apuí, no sul do Amazonas, impacta os atributos químicos do solo?

1.3. Justificativa

A gestão inadequada de resíduos sólidos se destaca como um dos problemas mais urgentes, comprometendo este ambiente, que é naturalmente vulnerável (Simião, 2011). A Amazônia, reconhecida por sua rica biodiversidade e papel vital na regulação climática global, está em risco, pois a poluição do solo pode desestabilizar o equilíbrio ecológico, impactando diretamente os sistemas aquáticos e terrestres. O descarte inadequado de resíduos sólidos agrava a poluição do solo, afetando a qualidade das águas subterrâneas e a produção de alimentos, o que representa uma ameaça à saúde das comunidades locais (Alves, 2017).

A ausência de dados sistematizados sobre a geração e gestão de resíduos em Apuí-AM evidencia a necessidade de estudos que permitam compreender a dimensão do problema e subsidiar políticas mais eficazes. De maneira geral, observa-se que a região amazônica enfrenta desafios significativos na gestão de resíduos, incluindo a destinação inadequada e a ausência de infraestrutura adequada para tratamento e reciclagem, o que amplia os impactos ambientais e sociais.

Embora o tema seja de grande relevância para a região norte do Brasil e para o debate global, observa-se uma escassez de pesquisas específicas sobre a realidade de Apuí-AM. Assim sendo, este estudo visa preencher essa lacuna, oferecendo uma base sólida para a implementação de políticas de gestão de resíduos e medidas de mitigação ambiental mais eficazes na região. Da Silva Pessoa (2022) ressalta a importância de preservar a Amazônia, um dos ecossistemas mais preciosos do planeta. Em contrapartida, os resultados deste estudo não apenas beneficiarão a região, mas também contribuirão para o debate global sobre a conservação das florestas tropicais e seus ecossistemas.

Experiências bem-sucedidas em outras regiões demonstram que a gestão eficiente de resíduos é possível. Cidades como Curitiba, no Brasil, e San Francisco, nos Estados Unidos, implementaram programas de reciclagem e coleta seletiva que reduziram significativamente a quantidade de resíduos destinados a aterros. Além

disso, modelos de economia circular, como os adotados na União Europeia, incentivam a reutilização de materiais e reduzem os impactos ambientais associados ao descarte inadequado.

Os solos desempenham funções essenciais nos ecossistemas, como a absorção de carbono, ciclagem de nutrientes, proteção de aquíferos e produção de alimentos, além de contribuir para a regulação climática e neutralização de poluentes (Helmberguer *et al.*, 2020). Contudo, a pressão poluidora sobre o solo tem aumentado significativamente. No Brasil, muitas cidades da Amazônia enfrentam dificuldades para implementar a gestão adequada de resíduos sólidos, devido à infraestrutura limitada (Silva *et al.*, 2021). Como resultado, a criação de lixões a céu aberto, onde os resíduos são distribuídos irregularmente e contaminam os solos com plásticos e metais pesados, o que ainda é pouco compreendido, vem dificultando o desenvolvimento de estratégias de restauração.

Apuí-AM, situado na região sul do Amazonas, é um município caracterizado por sua economia baseada na agropecuária e extrativismo, além de apresentar desafios específicos relacionados à infraestrutura urbana e gestão ambiental. A expansão das atividades humanas e a ausência de uma gestão eficiente de resíduos têm agravado a degradação ambiental, tornando essencial a adoção de estratégias sustentáveis para mitigar esses impactos.

Nesse sentido, a proteção ambiental, essencial para o bem-estar das populações locais e a sustentabilidade regional, exige ações que promovam a integração de políticas regionais e nacionais para garantir a implementação dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU (Undesa, 2019). Com efeito, o plano de ação da agenda 2030, com seus 17 ODS, reflete a necessidade de uma abordagem integrada, que contemple aspectos ambientais, econômicos e sociais. Nesse contexto, a análise da qualidade do solo em áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos no sul do Amazonas se alinha com os objetivos da agenda 2030, que buscam promover cidades sustentáveis, reduzir o impacto ambiental e conservar os ecossistemas (ODS 11, 12 e 15).

Nesse contexto, a pesquisa proposta buscou entender os impactos da disposição inadequada de resíduos sólidos no município de Apuí-AM, com ênfase na distribuição espacial da química do solo, incluindo pH, matéria orgânica do solo

(MOS), H+Al, Al³⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, capacidade de troca de cátions (CTC) e saturação por bases (V), além da quantificação de microelementos (B, Cu, Fe, Mn e Zn) e da caracterização da textura do solo (frações de areia, silte e argila). Nesse âmbito, essas análises não apenas abordam as consequências locais, mas também fornecem subsídios para ações globais de conservação ambiental.

Portanto, os resultados deste estudo podem contribuir significativamente para a formulação de políticas públicas, melhorias nas práticas de gestão de resíduos e proteção dos recursos naturais no sul do Amazonas. Além disso, reforçam a importância da conservação da Amazônia no debate global sobre sustentabilidade e qualidade ambiental, promovendo o equilíbrio entre desenvolvimento econômico e preservação ecológica.

A análise dos atributos do solo em áreas de descarte de resíduos urbanos no impactos significativos. Nesse contexto, a pesquisa se destaca por sua contribuição para a gestão ambiental sustentável no município de Apuí-AM, promovendo benefícios importantes para o município.

Segundo Senhoras (2015), a pesquisa tem o potencial de fornecer dados valiosos sobre os impactos do descarte inadequado de resíduos sólidos nos solos da região. Essas informações são essenciais para a elaboração de estratégias de gestão de resíduos mais sustentáveis, com o objetivo de preservar as terras e os recursos naturais locais.

De acordo com Costa *et al.* (2020), a rica biodiversidade da Amazônia pode ser gravemente afetada pela poluição do solo, impactando negativamente a flora e a fauna locais. Compreender esses impactos é fundamental para a formulação de medidas voltadas à conservação e proteção dos ecossistemas da região. Além disso, a qualidade do solo tem uma relação direta com a qualidade da água subterrânea. Nesse sentido, a pesquisa possibilita a avaliação do risco de contaminação das águas subterrâneas devido ao descarte inadequado de resíduos urbanos, o que é crucial para garantir a disponibilidade de água potável para a população.

O descarte inadequado de resíduos urbanos pode acarretar sérios riscos à saúde pública, incluindo a transmissão de doenças. Os resultados dessa pesquisa podem subsidiar a implementação de medidas preventivas e de saúde pública mais eficazes. Além disso, o conhecimento gerado contribui para o desenvolvimento sustentável da região, auxiliando as autoridades locais na formulação de políticas

informadas de gestão de resíduos e planejamento urbano. Nesse contexto, os achados da pesquisa também podem servir como base para programas de educação ambiental, promovendo maior conscientização na sociedade sobre os impactos da gestão inadequada de resíduos e incentivando práticas mais responsáveis (Auad, 2021).

A pesquisa pode auxiliar os municípios no cumprimento das regulamentações ambientais, evitando penalidades decorrentes do descarte inadequado de resíduos urbanos. Além disso, compreender os impactos dessa prática é particularmente relevante para comunidades mais vulneráveis ao problema, especialmente aquelas que dependem diretamente dos recursos naturais locais (Lima, 2004).

Em síntese, este estudo não apenas trata de questões específicas relacionadas à gestão de resíduos urbanos no município de Apuí-AM, mas também amplia o conhecimento científico sobre os desafios enfrentados por regiões sensíveis como a Amazônia. Ademais, a pesquisa promove a sustentabilidade ambiental, a preservação dos recursos naturais e contribui significativamente para o bem-estar das comunidades locais.

1.4. Objetivos

1.4.1. Geral

Avaliar os impactos do descarte inadequado de resíduos sólidos urbanos nos atributos químicos do solo no município de Apuí, localizado no sul do Amazonas, na Amazônia Ocidental, Brasil.

1.4.2. Específicos

- I. Analisar os atributos químicos do solo em áreas de descarte de resíduos urbanos no sul do Amazonas.
- II. Identificar e mapear as zonas de maior concentração de atributos químicos em áreas de descarte de resíduos urbanos no sul do Amazonas.
- III. Quantificar os microelementos e analisar a textura do solo em áreas de descarte de resíduos urbanos no sul do Amazonas.

IV. Avaliar as variações nos atributos químicos e físicos do solo.

1.5. Hipótese

A disposição inadequada de resíduos sólidos na região de Apuí, AM resulta em alterações significativas nos atributos químicos do solo em superfície em profundidade.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Resíduos Sólidos

A gestão de resíduos sólidos é um dos principais desafios ambientais enfrentados globalmente. O aumento da população, o crescimento econômico e os padrões de consumo têm resultado em um volume crescente de resíduos, demandando soluções eficazes para minimizar seus impactos (Brasil, 2010).

Os resíduos sólidos são materiais descartados provenientes de atividades humanas e podem ser classificados de diversas formas. Quanto à origem, podem ser domiciliares, industriais, comerciais, hospitalares, de construção civil, entre outros. Quanto à periculosidade, podem ser perigosos e não perigosos. E quando a sua composição, podem ser orgânicos e inorgânicos (MMA, 2020).

Diferentes países possuem legislações específicas para a gestão de resíduos sólidos. No Brasil, destaca-se a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei 12.305/2010), que estabelece princípios como a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos e a prioridade para a não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos (Brasil, 2010).

A disposição inadequada dos resíduos pode gerar impactos como contaminação do solo e da água por lixões clandestinos, emissão de gases de efeito estufa provenientes da decomposição de matéria orgânica e problemas de saúde pública devido à proliferação de vetores de doenças (Gil, 2019).

Algumas soluções tecnológicas e estratégias para a gestão eficiente de resíduos incluem a reciclagem e reutilização, no qual promovem a economia circular e reduzem a demanda por novos recursos naturais. A compostagem, onde transforma resíduos orgânicos em adubo. A incineração com recuperação energética, gerando energia a partir da queima de resíduos. E aterros sanitários controlados, minimizando impactos ambientais em comparação aos lixões. (MMA, 2020):

Os desafios na gestão de resíduos incluem a falta de infraestrutura adequada, a baixa adesão da população à separação dos resíduos e a necessidade de maior incentivo à economia circular. O futuro da gestão de resíduos sólidos dependerá do desenvolvimento de políticas públicas eficazes, inovação tecnológica e participação ativa da sociedade (Gil, 2019).

2.2. Resíduos Urbanos no Brasil

No Brasil, milhões de toneladas de resíduos urbanos continuam sendo enterradas, incineradas ou descartadas a céu aberto, principalmente devido ao desconhecimento sobre seu potencial de reaproveitamento e os prejuízos ambientais gerados pelo descarte inadequado (Zago e Barros, 2019).

A situação dos descartes de resíduos urbanos no Brasil continua preocupante. Embora existam leis e regulamentações específicas, como a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), muitas cidades ainda carecem de infraestrutura adequada para gerenciar seus resíduos de maneira eficiente. Essa deficiência resulta em um grande número de lixões a céu aberto, onde os resíduos são descartados sem nenhum tipo de tratamento ou controle (Brasil, 2010).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei Federal nº 12.305/2010 e regulamentada pelo Decreto Federal nº 7.404/2010, representa o marco legal para a gestão de resíduos sólidos no Brasil. Segundo Godoy (2013), a PNRS é uma ferramenta destinada a disciplinar, de forma abrangente, a questão dos resíduos sólidos. Ela fornece uma estrutura normativa que busca reorganizar um setor historicamente fragmentado entre diversos entes governamentais. Fundamentada em uma filosofia prática e coerente, a PNRS estabelece as bases para o planejamento e gestão integrada do setor, com o objetivo central de proteger o meio ambiente, seus recursos e as comunidades, tudo dentro de uma abordagem geossistêmica e integrada.

No Brasil, embora resíduos como plástico, metal, vidro e papel já sejam reconhecidos por seu valor e haja uma incipiente conscientização sobre as questões ambientais, sociais e econômicas a eles relacionadas, essa sensibilização permanece muito aquém do necessário. Além disso, o mercado de recicláveis enfrentou retração em 2015 devido à recessão econômica (Abrelpe, 2016). Paralelamente, milhões de toneladas de resíduos orgânicos continuam sendo descartadas de forma inadequada, resultado do desconhecimento sobre seu potencial econômico, ambiental e social.

Um relatório divulgado em dezembro de 2023 pela Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente revela que o Brasil ainda está longe de atingir as metas de manejo adequado dos resíduos (Abrema, 2024).

O relatório da ABREMA destaca que, em 2022, 33,3 milhões de toneladas de lixo foram descartadas inadequadamente, principalmente em cerca de 3 mil lixões a céu aberto distribuídos pelo país. Comparando os dados entre 2021 (60,5%) e 2022 (61,1%), observa-se um progresso insignificante na destinação correta dos resíduos no Brasil. Nesse ritmo, o país levaria aproximadamente 65 anos para implementar uma gestão inteligente para todos os resíduos (Abrema, 2024).

Além disso, o relatório relembra que o prazo legal para a erradicação dos lixões em todo o território nacional expirou em agosto de 2024. Com efeito, a atual situação indica que o Brasil está longe de cumprir essa meta, colocando em risco outros acordos e tratados internacionais dos quais é signatário, como os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU, que incluem metas relacionadas à destinação adequada de resíduos sólidos.

2.3. A Importância Ecológica da Amazônia e seus Solos

A Amazônia desempenha um papel crucial na regulação do clima global, na conservação da biodiversidade e no fornecimento de serviços ecossistêmicos essenciais (Fearnside, 2018). Como a maior floresta tropical do mundo, abriga aproximadamente 10% de todas as espécies conhecidas e regula padrões de precipitação que influenciam tanto a América do Sul quanto regiões mais distantes (Davidson *et al.*, 2012). Os solos amazônicos desempenham um papel fundamental nesse ecossistema, sustentando uma vasta variedade de organismos e contribuindo para o ciclo global do carbono (Quesada *et al.*, 2010).

A cobertura florestal da Amazônia também influencia diretamente os ciclos biogeoquímicos, ajudando a manter a fertilidade do solo através da decomposição da biomassa orgânica e da reciclagem de nutrientes (Sotta *et al.*, 2006). No entanto, atividades humanas como desmatamento, mineração e descarte inadequado de resíduos ameaçam a integridade desses solos, comprometendo sua capacidade de sustentar a biodiversidade e armazenar carbono (Laurance *et al.*, 2014).

2.4. Características dos Solos Amazônicos

Os solos amazônicos são predominantemente latossolos e argissolos, caracterizados por baixa fertilidade natural, alta acidez e baixa capacidade de retenção de nutrientes devido à lixiviação intensa (Falesi, 1986). Apesar dessas limitações, a floresta amazônica conseguiu manter sua produtividade através da eficiência na reciclagem de nutrientes, um processo mediado pela biomassa vegetal e pelos organismos do solo (Nepstad *et al.*, 1994).

Um tipo de solo particularmente importante na região é a Terra Preta de Índio, um solo antrópico rico em carbono orgânico, que apresenta maior fertilidade devido às práticas de manejo dos povos indígenas (Glaser; Birk, 2012). Esses solos indicam o potencial de técnicas sustentáveis para melhorar a qualidade do solo na região sem causar degradação ambiental (Lehmann *et al.*, 2003).

2.5. Vulnerabilidade dos Solos Amazônicos à Poluição

Os solos amazônicos são altamente vulneráveis à poluição devido à sua baixa capacidade de retenção de poluentes e à conexão direta com os corpos d'água (Mertens *et al.*, 2002). A contaminação por metais pesados, resultante de atividades como mineração ilegal e descarte inadequado de resíduos, pode comprometer tanto a biodiversidade do solo quanto os recursos hídricos subterrâneos (Roulet *et al.*, 2000).

O desmatamento também impacta negativamente a qualidade do solo, aumentando a erosão e a perda de nutrientes essenciais (Chaves *et al.*, 2019). Além disso, práticas inadequadas de agricultura e pecuária contribuem para a degradação da estrutura do solo, reduzindo sua capacidade produtiva e aumentando os riscos de desertificação em algumas áreas (Moran *et al.*, 2000).

Nesse contexto, medidas eficazes de conservação do solo e gestão ambiental são essenciais para minimizar os impactos negativos das atividades humanas sobre os solos amazônicos. Práticas sustentáveis, como o uso de sistemas agroflorestais e a recuperação de áreas degradadas, podem ajudar a preservar a função ecológica desses solos e garantir a manutenção dos serviços ecossistêmicos da região (Rodrigues *et al.*, 2009).

2.6. Impactos ambientais da disposição inadequada de resíduos urbanos

O descarte inadequado de resíduos urbanos gera uma série de impactos negativos ao meio ambiente, com consequências que vão além do local de disposição imediata. Esses efeitos podem se manifestar a longo prazo, comprometendo ecossistemas, recursos hídricos, a saúde humana e a qualidade do ar. Entre os principais impactos ambientais, destaca-se a poluição do solo, causada pela liberação de substâncias químicas tóxicas provenientes do descarte incorreto de resíduos sólidos. Essa prática prejudica a qualidade do solo, reduzindo sua capacidade de sustentar plantas e animais (Da Costa; Lopes; Lopes, 2015).

Outro impacto ambiental relacionado ao descarte inadequado de resíduos urbanos é o risco para a saúde humana, já que a exposição a esses materiais mal geridos pode acarretar sérias consequências. Entre elas, destacam-se a disseminação de doenças transmitidas por vetores, como moscas e ratos, e a contaminação da água potável. Além disso, a decomposição de resíduos orgânicos em aterros, mesmo quando bem administrados, pode gerar emissões de gases de efeito estufa, como o metano, contribuindo para as mudanças climáticas (Da Silva Viana et al., 2016).

A Constituição Federal, em seu artigo 225, atribui à coletividade e ao Poder Público o dever de proteger e preservar o equilíbrio ecológico, assegurando-o para as futuras gerações. Complementando essa diretriz, o artigo 54 da Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que estabelece a Política Nacional de Resíduos Sólidos, determina que a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos deve ser implementada no prazo máximo de quatro anos após a publicação da lei. A responsabilidade pela gestão do sistema de limpeza pública recai integralmente sobre os governantes municipais, que devem adotar métodos eficazes para afastar os resíduos da população. Contudo, mesmo após o prazo estipulado, encerrado em 2014, muitos lixões continuavam em operação, sem um planejamento adequado para o tratamento dos resíduos (Tavares, 2023).

De acordo com Barbieri (2017), a decomposição inadequada de resíduos urbanos pode gerar odores desagradáveis e liberar poluentes que comprometem a qualidade do ar nas proximidades. Além disso, o descarte inadequado de

resíduos contribui para a poluição do solo e da água, bem como para a destruição de habitats, causando impactos negativos na biodiversidade local e afetando plantas, animais e ecossistemas.

Conforme Barbieri (2017), o descarte inadequado de resíduos urbanos compromete a recuperação de materiais recicláveis, ocasionando a perda de recursos valiosos que poderiam ser reutilizados. Além disso, comunidades próximas a locais de disposição inadequada de resíduos urbanos enfrentam impactos socioeconômicos, como a desvalorização de propriedades e dificuldades no acesso a serviços públicos.

Diante do exposto, a adoção de práticas adequadas de gestão de resíduos sólidos é essencial para mitigar os impactos ambientais. Medidas como a coleta seletiva, a reciclagem, a compostagem e a disposição final em aterros sanitários devidamente projetados e operados são fundamentais. Além disso, a conscientização da população e a aplicação de regulamentações ambientais rigorosas desempenham um papel crucial na promoção de uma gestão de resíduos sustentável e responsável.

2.7. Qualidade do solo e atributos químicos

A qualidade do solo é fundamental para a saúde dos ecossistemas terrestres, a produção de alimentos e o bem-estar humano, sendo influenciada por diversas propriedades químicas que determinam sua capacidade de sustentar a vida vegetal, armazenar nutrientes e água, e desempenhar funções ecossistêmicas. Entre essas propriedades, destaca-se o pH, que indica o nível de acidez ou alcalinidade do solo. O pH influencia diretamente a disponibilidade de nutrientes para as plantas, já que muitos deles são melhor absorvidos em faixas específicas de pH. Solos excessivamente ácidos ou alcalinos podem prejudicar o crescimento vegetal (Noronha, 2018).

Os nutrientes essenciais para o crescimento e a saúde das plantas incluem nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K) e outros macro e micronutrientes. A disponibilidade desses elementos no solo influencia diretamente o desenvolvimento das plantas, podendo ser suplementada por meio de fertilizantes em casos de deficiência. Além disso, a matéria orgânica, como o húmus, desempenha um papel vital ao melhorar a estrutura do solo, aumentar

sua capacidade de retenção de água e nutrientes, e estimular a atividade microbiana. Solos ricos em matéria orgânica são mais férteis e apresentam melhor retenção de umidade (Faria, 2012).

A capacidade de troca catiônica (CTC) é uma propriedade do solo que determina sua habilidade de reter e liberar cátions, como cálcio, magnésio e potássio, influenciando diretamente a disponibilidade de nutrientes para as plantas. No entanto, a presença de metais pesados, como chumbo (Pb), cádmio (Cd) e mercúrio (Hg), ou outros contaminantes no solo, pode comprometer a saúde das plantas. Além disso, o cultivo de alimentos em solos contaminados representa um risco significativo para a saúde humana (Marques, 2018).

A capacidade de troca aniônica (AEC) refere-se à habilidade do solo em reter e liberar íons negativos, como fosfato e sulfato, influenciando diretamente a disponibilidade de nutrientes essenciais para as plantas. Por outro lado, altos níveis de sal ou sódio no solo podem prejudicar tanto o crescimento das plantas quanto a estrutura do solo. Assim, a análise dessas propriedades químicas é fundamental para avaliar a qualidade do solo e adotar estratégias eficazes de fertilização, correção do pH e manejo sustentável. A saúde do solo é crucial para uma agricultura sustentável, garantindo a preservação dos ecossistemas naturais e prevenindo sua degradação (Madeira; Ricardo, 2015).

2.8. Contaminação dos solos

A poluição do solo ocorre quando substâncias perigosas ou poluentes estão presentes em concentrações que podem causar danos ao meio ambiente, à saúde humana, às plantas e aos animais. Essa contaminação pode ter diversas origens e manifestar-se de diferentes formas (De Oliveira *et al.*, 2019). Entre as principais causas estão a presença de produtos químicos tóxicos, como metais pesados, pesticidas, compostos orgânicos e produtos químicos industriais. Essas substâncias frequentemente resultam de atividades industriais, agricultura intensiva, descarte inadequado de resíduos sólidos e líquidos, vazamentos de tanques de armazenamento ou derramamentos de produtos químicos (Lima, 2004).

A contaminação por resíduos sólidos ocorre devido ao descarte inadequado de materiais como lixo doméstico, resíduos industriais e resíduos de

construção. Práticas como o uso de lixões a céu aberto e depósitos ilegais de resíduos são grandes responsáveis pela degradação do solo (De Oliveira *et al.*, 2019). Outro tipo significativo de contaminação é a microbiológica, caracterizada pela presença de microrganismos patogênicos, como bactérias e vírus, no solo. Esse tipo de poluição geralmente resulta do descarte inadequado de esgoto ou resíduos de origem animal (Lima, 2004).

De acordo com Lima (2004), a contaminação do solo gera impactos significativos, como a degradação de sua qualidade, a contaminação de águas subterrâneas, a perda de biodiversidade, riscos à saúde humana, a deterioração de terras agrícolas e a contaminação de alimentos. Por isso, prevenir, remediar e monitorar a contaminação do solo são medidas essenciais para proteger o meio ambiente e a saúde pública. Enfrentar esse problema exige a implementação de práticas de gestão adequadas, regulamentações rigorosas, monitoramento contínuo e o uso de tecnologias de remediação apropriadas à gravidade da contaminação.

Conforme a Resolução CONAMA (2009), em seu Art. 6º, inciso V, a contaminação é definida como a presença de substâncias químicas no ar, na água ou no solo, resultante de atividades humanas, em concentrações que limitem o uso desse recurso ambiental para fins atuais ou planejados. Essa definição baseia-se em avaliações de risco à saúde humana e aos bens a proteger, considerando cenários de exposição padronizados ou específicos.

Como consequência, as legislações ambientais nacionais determinam valores de orientação, que servem como parâmetros para a qualidade do solo e ferramentas para o controle da poluição. Esses valores incluem referências de qualidade, além de limites específicos para prevenção e investigação de possíveis contaminações.

De acordo com a Resolução CONAMA (2009), o Valor de Referência de Qualidade (VRQ) corresponde à concentração de uma substância específica que define a qualidade natural do solo, calculada com base na análise estatística de amostras físico-químicas de diferentes tipos de solo. Já o Valor Preventivo (VP) refere-se ao limite máximo de concentração de uma substância no solo para que este mantenha sua função primária. Por sua vez, o Valor de Investigação (VI) é a concentração de uma substância no solo ou nas águas subterrâneas que pode

representar um risco direto ou indireto à saúde humana, considerando cenários de exposição padrão.

Segundo De Resende *et al.* (2020), o descarte inadequado de resíduos sólidos, incluindo lixo eletrônico, pode liberar metais pesados no solo. Além disso, a queima de combustíveis fósseis, como carvão e petróleo, emite metais pesados na atmosfera, que podem se depositar e se acumular no solo. A presença excessiva desses metais no solo pode ser tóxica para as plantas, comprometendo seu crescimento e desenvolvimento. Além disso, a lixiviação de metais pesados do solo para as águas subterrâneas representa um risco significativo à qualidade da água potável.

A poluição do solo impacta diretamente os organismos que nele vivem, como minhocas e microrganismos, interferindo na cadeia alimentar. O consumo de alimentos cultivados em solos contaminados com metais pesados pode representar sérios riscos à saúde humana, incluindo envenenamento por chumbo (Pb) ou cádmio (Cd). Além disso, muitos metais pesados possuem alta persistência no solo, com efeitos que podem durar décadas ou até séculos (Souza *et al.*, 2018).

A restauração de solos contaminados com metais pesados requer a remoção ou imobilização desses elementos. Entre as técnicas disponíveis estão a escavação e remoção do solo contaminado, a adição de ligantes que estabilizam os metais pesados, e a fitoextração, um processo no qual plantas acumulam esses metais, facilitando sua remoção do solo. No entanto, a prevenção é fundamental, no qual práticas adequadas de gestão de resíduos e regulamentações ambientais rigorosas são indispensáveis para evitar a contaminação do solo por metais pesados (Lima, 2004).

2.9. Gestão de Resíduos Urbanos na Amazônia

Abramovay (2020), destaca que a gestão de resíduos urbanos na Amazônia enfrenta desafios específicos, decorrentes da vastidão territorial e da sensibilidade ambiental da região. Entre as particularidades, está a baixa densidade populacional em muitas áreas, o que torna a coleta e o descarte de resíduos urbanos mais complexos e onerosos. Além disso, em regiões remotas da Amazônia, o acesso a infraestruturas básicas, como estradas e instalações

para destinação adequada de resíduos, é frequentemente limitado, dificultando ainda mais a gestão eficiente dos resíduos urbanos (Pinho, 2011).

A gestão adequada do lixo é um grande desafio, e a Lei nº 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, no qual tem como objetivo eliminar os lixões, além de incentivar a reciclagem e o tratamento correto dos resíduos urbanos (BRASIL, 2010). Contudo, na prática, grande parte dos resíduos urbanos ainda é descartada de forma irregular, como em terrenos baldios e igarapés. A necessidade de soluções mais sustentáveis é evidente, especialmente diante do fato de que os aterros sanitários na região sul do Amazonas recebem diariamente mais de 2 mil toneladas de resíduos (De Souza Filho, Alves e Neves, 2021).

Com efeito, a gestão inadequada de resíduos urbanos representa um risco significativo para a biodiversidade da Amazônia, pois os poluentes podem se infiltrar no ecossistema, impactando diretamente a flora e a fauna. A poluição do solo e a lixiviação de contaminantes provenientes dos resíduos urbanos comprometem a qualidade da água em rios e córregos, afetando a fauna aquática e as comunidades que dependem desses recursos hídricos. Além disso, o clima tropical e a alta umidade da Amazônia aceleram a decomposição de resíduos urbanos, gerando problemas como odores desagradáveis e poluição do ar nas proximidades de aterros inadequados (Mazzer; Cavalcanti, 2004).

O crescimento populacional e o desenvolvimento econômico em diversas áreas da Amazônia resultaram em um aumento significativo na geração de resíduos, o que dificulta a gestão adequada desses materiais. Considerando a importância da região para o equilíbrio ambiental global, há uma demanda crescente por práticas de gestão de resíduos que sejam mais sustentáveis e ambientalmente responsáveis (Prates; Bacha, 2011).

Para superar esses desafios, é essencial criar estratégias de gestão de resíduos urbanos ajustadas às particularidades da Amazônia, incentivar a educação ambiental e engajar as comunidades locais no manejo adequado dos resíduos urbanos. Além disso, as políticas públicas e as regulamentações ambientais desempenham um papel crucial para assegurar que a gestão de resíduos urbanos na região seja conduzida de maneira responsável e sustentável (Aguiar *et al.*, 2021).

De acordo com a NBR 10.004 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2004), resíduos urbanos são materiais nos estados sólido e semissólido gerados por atividades industriais, domésticas, hospitalares, comerciais, agrícolas, de serviços e de varrição. Essa definição também abrange os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, resíduos gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição e certos líquidos cujas características inviabilizam seu descarte na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, exigindo, nesses casos, soluções técnicas e economicamente inviáveis diante das melhores tecnologias disponíveis.

Assim, os resíduos urbanos gerados a partir dessas fontes, conforme estabelecido na NBR 10.004, podem causar impactos ambientais significativos caso não sejam destinados de forma adequada. Esses impactos variam de acordo com a periculosidade dos resíduos urbanos e podem representar graves riscos tanto para a saúde pública quanto para o meio ambiente.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Descrição da área de estudo

A pesquisa foi conduzida em uma área de descarte de resíduos urbanos no município de Apuí, Amazonas, Brasil. Este estudo foi dividido em duas etapas: a primeira etapa consistiu em uma revisão de literatura, enquanto a segunda envolveu pesquisa de campo.

O município de Apuí foi oficialmente constituído em 1982, com a criação do Projeto de Assentamento Dirigido Rio Juma (PARJ), abrangendo uma área de 689.000 hectares e capacidade para assentar 7.500 famílias (Apuí, 2025).

Em relação à gestão de resíduos sólidos, Apuí tem enfrentado desafios significativos. De acordo com dados do Instituto Trata Brasil, apenas 46,75% da população tem o lixo coletado regularmente. Enquanto isso, 49,52% dos habitantes queimam seus resíduos na propriedade, e 2,41% os enterram (Instituto Trata Brasil, 2025).

Em 2012, uma inspeção realizada pelo Tribunal de Contas do Estado (TCE) revelou que o Depósito de Resíduos Sólidos (DRS) de Apuí apresentava diversas irregularidades, como a proximidade de sítios e imóveis rurais, mistura

de resíduos nas valas e falta de isolamento adequado para impedir o acesso de pessoas e animais. No entanto, o TCE destacou que o município demonstrava preocupação com a questão, buscando eliminar a queima de resíduos e implementando valas específicas para resíduos domésticos e de saúde (Amazonas 1, 2012).

Nos últimos anos, esforços foram feitos para mitigar os impactos ambientais do lixão. Em maio de 2023, o Governo do Amazonas realizou uma ação integrada para apoiar a gestão de resíduos sólidos em Apuí, com a participação da Secretaria de Estado do Meio Ambiente (SEMA), do Instituto de Proteção Ambiental do Amazonas (IPAAM) e da Secretaria de Educação e Desporto (SEDUC). Como parte da iniciativa, técnicos visitaram o lixão do município para mapear a área e subsidiar a implementação de um aterro sanitário pela administração municipal (Agência Amazonas, 2023a).

Além disso, em setembro de 2023, Apuí recebeu o projeto "Recicla, Galera", promovido pela SEMA, durante a 34ª Exposição Agropecuária (EXPOAP). O projeto resultou na destinação correta de mais de 3,8 toneladas de materiais recicláveis, com a instalação de 15 ecopontos e apoio à associação municipal de catadores "Cidade Limpa" (Agência Amazonas, 2023b).

Com efeito, essas iniciativas refletem os esforços contínuos para melhorar a gestão de resíduos sólidos em Apuí, visando minimizar os impactos ambientais e promover a sustentabilidade no município.

Partindo desta perspectiva, para a realização deste projeto, inicialmente, foi realizado um levantamento bibliográfico sobre o descarte de resíduos urbanos em lixões a céu aberto e os impactos na saúde pública devido à contaminação do solo por metais pesados. Posteriormente, a pesquisa de campo foi realizada com base em observações sistemáticas de caráter exploratório, que incluíram visitas à área, registro fotográfico, análise visual do local e coleta de amostras de solo para análise laboratorial (figura 1).



FONTE: Cruz (2024).

Figura 1 – Disposição final dos resíduos urbanos no município de Apuí-AM.

A área de estudo foi conduzida em um lixão urbano, localizado no município de Apuí, sul do Amazonas, Brasil, à margem esquerda da BR - 230, entre as coordenadas 7°12'52.99"S e 59°54'54.84"O (Figura 3). O clima é do tipo Am (chuvas de monções), com um período seco de curta duração (Alvares *et al.*, 2013). A precipitação pluvial é limitada pelas isoietas de 2.250 e 2.750 mm, com a estação chuvosa iniciando em outubro, estendendo-se até junho. As temperaturas médias anuais variam entre 25 e 27°C e a umidade relativa varia entre 85 e 90%.

A região do município apresenta um diversificado conjunto de padrões de relevo, abrangendo desde planícies e morros, até alguns platôs e chapadas que

podem alcançar 400 m de altitude em algumas partes da região. Os solos predominantes são Latossolos Amarelos, seguido por Argissolos Amarelos e Argissolos Vermelhos. A vegetação predominante é Floresta Ombrófila Densa (Silva, 2020, p. 45).

O município tem aproximadamente 20,647 habitantes. Distribuídos entre zonas rurais e urbana, sendo sua maioria na zona urbana (IBGE, 2022). A cidade conta com sistema de abastecimento de água e esgoto. A coleta e descarte de resíduos sólidos urbanos é feita diretamente em lixão a céu aberto sem triagem ou reciclagem, localizado no topo de uma vertente a uma altitude de 184 m, aproximadamente 300 metros do rio Juma.

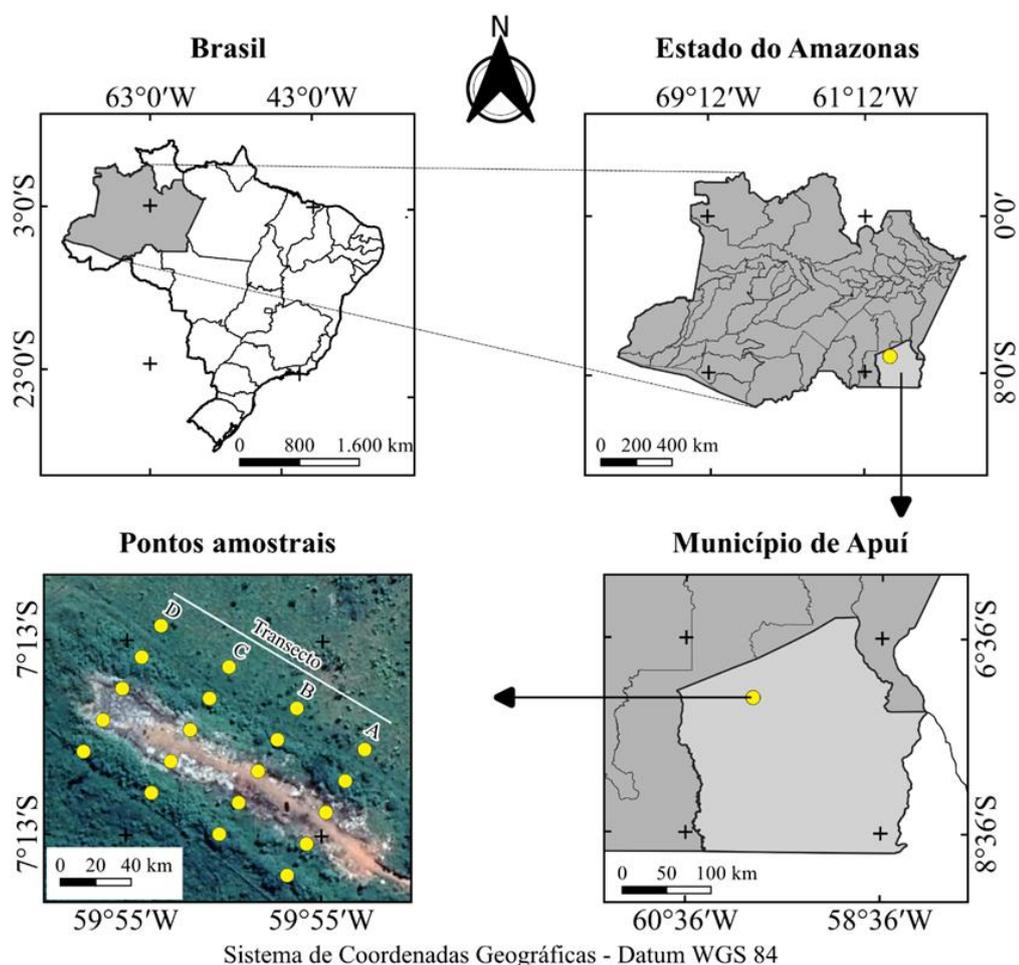
3.2. Amostragem e análises de solo

A amostragem do solo foi realizada ao longo de quatro transectos traçados paralelamente, separados por uma distância de aproximadamente 43 m, e comprimento médio de 85 m (Figura 3). O comprimento dos transectos foi determinado buscando abranger uma área ativa de deposição de resíduo sólidos (lixão), uma área de transição e uma área pastagem. Cinco pontos de amostragem foram determinados ao longo dos transectos A, B, C e D, totalizando 20 pontos amostrais. Em cada ponto, trincheiras foram abertas e amostras de solos coletadas nas camadas 0-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-100, 100-120, 120-140, 140-160 cm de profundidade (figura 2).



FONTE: Cruz (2024).

Figura 2 – Trincheiras para coleta de solos.



FONTE: Cruz (2024).

Figura 3 - Localização da área e dos pontos de amostragem de solo em lixão no município de Apuí, Amazonas, Brasil.

As amostras foram secas ao ar e peneiradas (malha de 2 mm) para análise dos atributos químicos do solo (figura 4). O pH do solo foi obtido em cloreto de cálcio (CaCl) na proporção de 1:2,5 (sólido:líquido). Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+} foram extraídos com solução de KCl 1 mol L⁻¹. Posteriormente, Ca^{2+} e Mg^{2+} foram quantificados por espectrofotometria de absorção atômica e o Al^{3+} por titulação com NaOH 0.025 M. K^{+} foi extraído com solução de Mehlich-1 e determinado por fotometria de chama. P disponível foi extraído com resina de troca iônica e determinado por colorimetria (Murphy e Riley, 1962). A acidez

potencial (H + Al) foi extraída com acetato de cálcio a $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ pH 7,0 e determinada por titulação com NaOH 0,025 M. A matéria orgânica do solo (MOS) foi determinada após oxidação dos COT com dicromato de potássio em presença de ácido sulfúrico e titulação do excesso de dicromato com sulfato ferroso amoniacal (Yeomans e Bremner, 1988). Os microelementos foram quantificados e a textura do solo também foi determinada, de acordo com a metodologia da Embrapa (2011).



FONTE: Cruz (2024).

Figura 4 – Compactação do solo e análise dos atributos químicos.

3.3. Análise dos dados

Os dados de foram analisados descritivamente (mínimo, máximo, média, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV), assimetria e curtose). E a normalidade analisada pelo teste de Shapiro-Wilk. A variabilidade foi classificada

de acordo com os valores do coeficiente de variação (CV), seguindo os critérios de Warrick & Nielsen (1980), com variabilidade baixa para valores menores de 12%, média entre 12% e 60% e alta para valores maiores de 60%.

O conjunto de dados não atendeu à suposição de estatísticas paramétricas de acordo com o teste de normalidade de Shapiro-Wilk. Assim, o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis e o teste post hoc de Dunn foram usados para identificar diferenças significativas nos atributos químicos dos solos entre as diferentes áreas (lixão, transição e pastagem).

Uma análise de componentes principais (PCA) foi realizada para ajudar a reduzir o conjunto de dados e identificar interrelações entre os atributos químicos do solo. A PCA tem como finalidade reduzir a dimensionalidade de um conjunto de dados que possua muitas variáveis, identificando novas variáveis chamadas de componentes, as quais representam combinações lineares das variáveis originais. Todas as análises estatísticas são realizadas com o programa R 3.3.2 (R Core Team, 2020).

4. RESULTADOS

A Tabela 1 apresenta os valores de coeficiente de variação (CV), assimetria, curtose e do teste de normalidade (S-W) dos atributos químicos do solo pH, $P_{\text{disponível}}$, K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , H+Al, CTC, V e COS nas áreas de lixão, transição e pastagem. O pH do solo, da camada superficial (0-20 cm) para a camada mais profunda (100-120 cm), apresentou valores de CV oscilando de 13,00% a 16,00% na área de lixão, de 2,80% a 30,00% na área de transição e de 0,00% a 5,40% na área de pastagem. A concentração de $P_{\text{disponível}}$ mostrou valores de CV variando entre 85,2% e 125,1% na área de lixão, de 38,6% a 156,4% na área de transição e de 41,3% a 43,4% na área de pastagem.

A concentração de K^+ apresentou valores de CV, ao longo das camadas avaliadas, oscilando de 23,3% a 49,5% na área de lixão, de 24,8% a 117,9% na área de transição e de 23,3% a 63,3% na área de pastagem. Já os valores de CV para a concentração de Ca^{2+} variaram de 76,90% a 142,30% na área de lixão, de 75,00% a 158,8% na área de transição e de 0,55% a 53,00% na área de pastagem. Por outro lado, a concentração de Mg^{2+} teve CV variando de 33,2%

a 94,5%, 0,00% a 99,4% e 0,00% a 61,2% para as áreas de lixão, transição e pastagem, respectivamente.

A acidez trocável (Al^{3+}), da camada superficial para a camada mais profunda, apresentou valores de coeficiente de variação (CV) para as áreas de lixão, transição e pastagem, variando, respectivamente, entre 145,3% e 299,0%, 44,1% e 94,0%, e 16,2% e 71,3%. Por outro lado, os valores de CV da acidez potencial (H+Al) variaram de 70,00% a 145,9% na área de lixão, de 28,20% a 63,80% na área de transição, e de 9,80% a 40,40% na área de pastagem.

A capacidade de troca catiônica (CTC), da camada superficial para a camada mais profunda, apresentou valores de CV variando de 50,70% a 115,00% na área de lixão, de 0,43% a 41,2% na área de transição e de 11,1% a 38,2% na área de pastagem. Os valores de CV para a saturação por bases (V) variaram de 19,5% a 38,9% na área de lixão, de 34,3% a 134,3% na área de transição e de 8,8% a 55,00% na área de pastagem. Finalmente, da camada superficial para a camada mais profunda, a concentração de carbono orgânico do solo (COS) apresentou CV para as áreas de lixão, transição e pastagem, variando, respectivamente, entre 32,1% e 91,4%, 28,1% e 38,0%, e 0,10% e 22,9%.

No geral, os valores de assimetria dos atributos químicos do solo mostraram variações entre as diferentes áreas e camadas de solo. Na área do lixão, a assimetria apresentou valores que variaram consideravelmente, destacando-se um valor positivo para a $P_{disponível}$ (0,718) e negativo para o pH (-0,401). Na transição, a assimetria foi ainda mais evidente em diversas variáveis, mais uma vez a concentração de $P_{disponível}$ (2,198) e Ca^{2+} (2,045). Enquanto a pastagem apresentou valores de assimetria mais próximos da normalidade, como evidenciado pelo pH (1,720) e K^+ (-0,105), indicando uma distribuição mais equilibrada dos dados.

Os valores de curtose dos atributos químicos do solo revelaram uma variedade de padrões entre as diferentes áreas e camadas do solo. Na área do lixão, os valores de curtose foram predominantemente negativos, principalmente na camada superficial. Por outro lado, a área de transição apresentou variáveis com valores de curtose predominantemente positivos. Enquanto a área de pastagem, mostrou as maiores oscilações de valores positivos e negativos de

curtose entre as variáveis, independente da camada de solo. Os resultados do teste de Shapiro-Wilk (S-W) mostram que as variáveis mais relevantes, como pH, $P_{\text{disponível}}$, e CTC, não apresentam distribuição normal ($p < 0,05$) para a maioria das camadas de solo analisadas, particularmente nas áreas de lixão e transição. O conteúdo de K^+ e a percentagem de V (%) também mostraram desvios em relação à normalidade.

Tabela 1. Atributos químicos do solo em área de lixão, transição e pastagem no município de Apuí, sul do Amazonas, Brasil.

Estatística descritiva	Lixão				Transição				Pastagem			
	CV%	Assimetria	Curtose	S-W	CV%	Assimetria	Curtose	S-W	CV%	Assimetria	Curtose	S-W
Camada 0-20 cm												
pH (CaCl ₂)	15,2	-0,401	-1,731	0,862	30,1	1,906	3,623	0,734*	5,4	1,720	3,265	0,801
P _{resina} (mg dm ⁻³)	108,1	0,718	-1,617	0,756*	156,4	2,198	4,865	0,626*	42,8	0,081	-5,358	0,837
K ⁺ (cmol _c dm ⁻³)	49,5	0,407	-0,419	0,950	95,8	1,939	4,092	0,759*	49,2	-0,105	-2,579	0,968
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	76,9	0,756	-0,635	0,885	148,8	2,045	4,217	0,689*	53,00	-1,571	2,417	0,851
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	33,2	0,468	-1,111	0,921	67,4	0,885	1,449	0,956	61,2	-1,332x10 ⁻¹⁵	1,500	0,945
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	199,5	2,620	7,309	0,586*	94,00	-0,208	-2,823	0,869	38,4	-1,329	2,375	0,899
H+Al (cmol _c dm ⁻³)	82,4	0,835	-1,249	0,763*	63,8	-0,514	-1,541	0,938	18,6	-0,083	-1,065	0,994
CTC (cmol _c dm ⁻³)	50,7	1,116	0,104	0,835*	26,1	0,184	-0,797	0,957	16,7	0,162	-2,704	0,962
V (%)	30,7	-6,664	-1,631	0,783*	107,9	1,326	0,830	0,827	55,00	0,254	1,356	0,972
COS (mg dm ⁻³)	32,1	0,211	0,801	0,975	38,00	1,614	2,715	0,831	22,9	0,032	-5,694	0,809
Camada 20-40 cm												
pH (CaCl ₂)	13,2	-0,204	-1,159	0,933	15,7	2,175	4,782	0,650*	0,000	NaN ^a	NaN ^a	NaN ^a
P _{resina} (mg dm ⁻³)	85,2	-0,002	-2,051	0,818*	58,9	1,045	0,938	0,886	41,3	0,000	-5,733	0,808
K ⁺ (cmol _c dm ⁻³)	41,1	0,511	-0,742	0,936	117,9	2,099	4,470	0,689*	44,8	1,585	2,546	0,853
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	104,00	1,956	3,878	0,741*	158,8	2,233	4,988	0,569*	47,1	1,414	1,500	0,827
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	53,6	0,816	0,008	0,898	99,4	2,236	5,000	0,552*	38,5	-1,332x10 ⁻¹⁵	-6,000	0,729*
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	145,3	0,905	-1,270	0,662*	74,7	0,558	1,673	0,948	23,9	0,814	-0,134	0,958
H+Al (cmol _c dm ⁻³)	70,00	1,429	1,055	0,790*	35,8	0,268	-0,180	0,992	9,8	0,229	-4,690	0,832
CTC (cmol _c dm ⁻³)	80,3	1,914	3,962	0,774*	21,2	0,101	-0,907	0,985	11,1	0,746	-1,334	0,929
V (%)	19,5	-0,463	-0,958	0,922	134,3	2,194	4,848	0,632*	34,4	0,373	-3,583	0,900
COS (mg dm ⁻³)	50,2	-0,058	-1,375	0,949	35,6	0,256	-1,989	0,903	17,7	-0,367	-3,438	0,912
Camada 40-60 cm												
pH (CaCl ₂)	13,00	-0,379	0,655	0,928	5,5	-0,405	-0,178	0,961	1,4	0,000	-6,000	0,729*

P _{resina} (mg dm ⁻³)	125,1	1,334	0,137	0,694*	38,6	-0,519	-3,185	0,798	43,4	0,050	-5,713	0,784
K ⁺ (cmol _c dm ⁻³)	23,3	0,862	0,223	0,904	117,3	1,951	3,817	0,726*	63,3	1,728	2,919	0,776
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	134,9	2,251	5,536	0,712*	105,7	2,038	4,349	0,724*	40,8	-5,921x10 ⁻¹⁶	1,500	0,945
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	93,9	1,770	4,144	0,808*	37,3	2,236	5,000	0,552*	40,00	2,000	4,000	0,630*
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	213,8	3,173	10,299	0,475*	47,5	1,657	3,221	0,844	16,2	0,896	-0,165	0,943
H+Al (cmol _c dm ⁻³)	75,3	2,138	5,298	0,753*	46,5	2,019	4,231	0,717*	25,7	-0,175	-4,871	0,855
CTC (cmol _c dm ⁻³)	104,5	2,286	5,925	0,730*	41,2	1,561	2,404	0,847	25,7	-0,198	-4,179	0,904
V (%)	33,1	-0,640	-0,083	0,937	86,5	1,666	2,893	0,835	27,9	0,047	-2,966	0,959
COS (mg dm ⁻³)	49,8	-0,496	-0,489	0,939	28,1	-0,608	-0,782	0,959	16,1	-8,012x10 ⁻¹⁰	-1,200	0,993
Camada 60-80 cm												
pH (CaCl ₂)	16,3	-0,892	0,882	0,919	2,8	-0,405	-0,178	0,961	3,5	-1,414	1,500	0,827
P _{resina} (mg dm ⁻³)	101,9	0,319	-2,161	0,763*	45,5	0,639	-3,119	0,748*	43,4	0,050	-5,713	0,784
K ⁺ (cmol _c dm ⁻³)	36,7	0,089	-1,726	0,904	62,5	1,366	0,950	0,803	44,1	1,846	3,492	0,775
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	116,4	1,148	0,071	0,799*	118,3	2,124	4,602	0,663*	40,8	-5,921x10 ⁻¹⁶	1,500	0,945
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	89,00	0,701	-0,338	0,893	37,3	2,236	5,000	0,552*	0,000	NaN ^a	NaN ^a	NaN ^a
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	261,8	3,189	10,335	0,444*	52,6	1,403	2,087	0,880	43,00	-0,069	-5,346	0,842
H+Al (cmol _c dm ⁻³)	122,1	3,053	9,636	0,521*	46,3	1,810	3,193	0,765*	27,3	0,390	-1,891	0,967
CTC (cmol _c dm ⁻³)	95,7	1,153	0,181	0,829*	0,431	1,318	0,709	0,806	27,4	0,441	-1,527	0,971
V (%)	37,6	-1,172	0,923	0,849*	73,3	1,392	1,825	0,883	8,8	-0,870	-1,113	0,894
COS (mg dm ⁻³)	91,4	1,619	3,499	0,846*	35,2	0,579	0,160	0,955	12,8	-2,665x10 ⁻¹⁵	-6,000	0,729*
Camada 80-100 cm												
pH (CaCl ₂)	15,8	-1,309	2,259	0,908	3,7	-0,315	-3,081	0,803	5,3	-1,190	1,500	0,927
P _{resina} (mg dm ⁻³)	89,6	-0,051	-2,249	0,774*	46,6	0,622	-3,102	0,770*	43,4	0,050	-5,713	0,784
K ⁺ (cmol _c dm ⁻³)	48,7	0,500	-0,688	0,950	24,8	0,228	-2,507	0,884	33,5	-1,138	0,758	0,920
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	122,6	1,421	1,720	0,795*	75,00	1,944	4,169	0,727*	22,2	2,000	4,000	0,630*
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	94,5	0,667	-1,217	0,853*	0,000	NaN ^a	NaN ^a	NaN ^a	0,000	NaN ^a	NaN ^a	NaN ^a
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	299,0	3,298	10,910	0,384*	44,1	0,783	-0,617	0,899	45,6	0,160	-3,720	0,930
H+Al (cmol _c dm ⁻³)	145,9	3,160	10,180	0,467*	38,1	0,099	-2,055	0,953	40,4	0,361	-3,862	0,877

CTC (cmol _c dm ⁻³)	100,3	1,384	1,692	0,829*	37,00	0,076	-2,540	0,921	38,2	0,401	-3,573	0,888
V (%)	38,9	-1,347	1,675	0,837*	39,00	0,495	-1,903	0,912	28,9	0,158	-4,847	0,865
COS (mg dm ⁻³)	62,7	-0,230	-1,249	0,918	30,3	-0,099	-2,813	0,889	0,099	-1,129	2,227	0,895
Camada 100-120 cm												
pH (CaCl ₂)	14,6	-1,604	3,351	0,845*	3,00	1,361	2,000	0,833	1,4	0,000	-6,000	0,729*
P _{resina} (mg dm ⁻³)	116,2	0,697	-1,802	0,703*	45,00	0,668	-2,945	0,760*	43,4	0,050	-5,713	0,784
K ⁺ (cmol _c dm ⁻³)	40,2	0,075	-0,325	0,968	25,6	-0,081	-0,817	0,953	23,3	-2,665x10 ⁻¹⁵	1,500	0,945
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	142,3	1,550	1,084	0,713*	79,8	1,447	1,931	0,842	0,547	0,855	-1,289	0,863
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	90,6	0,934	-0,478	0,849*	0,000	NaN ^a	NaN ^a	NaN ^a	0,000	NaN ^a	NaN ^a	NaN ^a
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	297,0	3,272	10,773	0,393*	52,4	-0,221	-2,744	0,890	71,3	-0,107	-4,419	0,903
H+Al (cmol _c dm ⁻³)	143,6	2,998	9,248	0,491*	28,2	-1,206	1,291	0,886	28,5	0,000	-5,908	0,776
CTC (cmol _c dm ⁻³)	115,0	1,524	1,063	0,746*	30,00	-0,798	0,408	0,956	28,8	0,020	-5,805	0,793
V (%)	38,8	-1,318	1,748	0,856*	34,3	1,573	3,378	0,796	12,4	0,855	-1,289	0,863
COS (mg dm ⁻³)	83,00	1,030	0,057	0,851*	33,7	0,458	-0,821	0,947	22,00	1,194	0,436	0,848*

NaN^a - Todos os valores quantificados foram idênticos; S-W = Shapiro-Wilk; * significativo a 5 de probabilidade;

A Tabela 2 apresenta os valores do coeficiente de variação (CV), assimetria, curtose e os resultados do teste de normalidade (S-W) para os microelementos do solo: boro (B), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), além das frações de areia, silte e argila, nas áreas de lixão, transição e pastagem. A concentração de boro (B) variou, da camada superficial à mais profunda, com CV entre 25,6% e 55,1% na área de lixão, 5,2% a 34,1% na área de transição e 18,9% a 30,6% na área de pastagem. Já a concentração de cobre (Cu) apresentou CV variando de 106,4% a 212,7% na área de lixão, de 37,3% a 121,0% na área de transição e de 0,00% a 49,0% na área de pastagem.

A concentração de ferro (Fe) apresentou valores de CV, ao longo das camadas avaliadas, oscilando de 92,9% a 142,2% na área de lixão, de 37,7% a 65,9% na área de transição e de 28,5% a 52,2% na área de pastagem. Por outro lado, os valores de CV para a concentração de manganês (Mn) variaram de 79,7% a 144,7% na área de lixão, de 39,5% a 76,5% na área de transição e de 71,1% a 160,8% na área de pastagem. Da camada superficial à camada mais profunda, a concentração de zinco (Zn) apresentou CV para as áreas de lixão, transição e pastagem, variando, respectivamente, entre 122,7% e 195,4%, 0,00% e 213,1%, e 0,00% e 96,9%.

Da camada superficial à camada mais profunda, o coeficiente de variação (CV) do conteúdo de areia aumentou de 65,3% para 127,6% na área de lixão. Uma tendência semelhante foi observada nas áreas de transição e pastagem, com os CVs oscilando de 56% a 109% e de 80,2% a 134,5%, respectivamente. O conteúdo de silte, ao longo das camadas de solo estudadas, apresentou valores de CV variando de 21,0% a 83,8% na área de lixão, de 0,06% a 94,1% na área de transição e de 32,1% a 93,6% na área de pastagem. Em contrapartida, o conteúdo de argila mostrou CV oscilando de 32,9% a 51,9% na área de lixão, de 36,4% a 53,3% na área de transição e de 32,2% a 55,1% na área de pastagem.

Os valores de assimetria, curtose e do teste de Shapiro-Wilk (S-W) nas diferentes camadas de solo revelam variações expressivas entre as áreas analisadas. Na camada superficial, a maioria das variáveis apresentou assimetria positiva, destacando a concentração de valores mais baixos, para elementos como B e Cu nas áreas de lixão e transição, enquanto a curtose variou de negativa a positiva. O teste de Shapiro-Wilk (S-W), revelou que diversos

elementos, especialmente Cu nas áreas de lixão e transição, não seguiram a distribuição normal ($p < 0,05$). Comportamento semelhante foi observado para as camadas mais profundas.

No que diz respeito aos conteúdos de areia, silte e argila, na camada superficial, o conteúdo areia apresentou assimetria levemente positiva nas áreas de lixão e transição, enquanto a curtose foi negativa, indicando uma variabilidade relativamente ampla dos dados. O teste de S-W indicou que as distribuições de areia e silte não seguiram a normalidade em diversas situações, principalmente na área de lixão.

Tabela 2. Microelementos e textura do solo em área de lixão, transição e pastagem no município de Apuí, sul do Amazonas, Brasil.

Estatística descritiva	Lixão				Transição				Pastagem			
	CV	Assimetria	Curtose	S-W	CV	Assimetria	Curtose	S-W	CV	Assimetria	Curtose	S-W
Camada 0-20 cm												
B (mg dm ⁻³)	27,9	0,138	-0,162	0,962	34,1	-0,050	-0,433	0,985	21,4	0,385	-2,919	0,935
Cu (mg dm ⁻³)	106,4	1,857	1,956	0,618*	121,0	2,077	4,381	0,699*	32,1	-0,358	0,257	0,994
Fe (mg dm ⁻³)	103,3	1,253	0,732	0,809*	53,6	0,382	-1,111	0,948	28,5	-1,218	2,336	0,895
Mn (mg dm ⁻³)	121,7	2,630	7,278	0,626*	76,5	1,343	2,296	0,903	71,1	1,701	3,117	0,827
Zn (mg dm ⁻³)	122,7	1,356	0,495	0,756*	155,2	1,623	2,213	0,751*	96,9	1,556	2,814	0,860
Areia (g kg ⁻¹)	65,3	0,026	-1,461	0,900	56,0	0,335	-1,636	0,961	80,2	1,120	0,068	0,856
Silte (g kg ⁻¹)	21,0	-0,196	-1,079	0,963	58,2	1,150	0,539	0,898	32,1	-0,077	-5,384	0,836
Argila (g kg ⁻¹)	38,3	-0,149	-1,475	0,918	36,4	-1,261	0,574	0,844	32,2	0,344	-2,075	0,967
Camada 20-40 cm												
B (mg dm ⁻³)	25,6	-0,449	-0,205	0,950	5,2	5,551x10 ⁻¹⁵	0,200	0,999	30,5	1,227	0,645	0,868
Cu (mg dm ⁻³)	130,8	1,151	-0,734	0,685*	86,0	1,979	3,973	0,724*	49,0	-0,544	-2,944	0,860
Fe (mg dm ⁻³)	142,4	1,930	2,697	0,666*	54,4	1,142	1,254	0,916	49,4	0,337	-3,467	0,917
Mn (mg dm ⁻³)	99,0	1,239	0,162	0,801*	56,4	0,262	0,676	0,992	151,4	1,974	3,909	0,679*
Zn (mg dm ⁻³)	142,7	1,640	1,383	0,695*	213,1	2,236	5,000	0,552*	57,7	-5,921x10 ⁻¹⁶	-6,000	0,729*
Areia (g kg ⁻¹)	83,8	0,614	-1,236	0,850*	92,1	1,624	2,494	0,816	112,3	1,828	3,349	0,766
Silte (g kg ⁻¹)	26,5	-0,356	-1,450	0,876	65,0	1,842	3,628	0,788	64,6	1,934	3,781	0,727*
Argila (g kg ⁻¹)	39,0	-0,590	-1,089	0,905	50,9	0,030	-2,986	0,838	48,8	-0,317	-4,201	0,845
Camada 40-60 cm												
B (mg dm ⁻³)	38,2	0,204	-0,527	0,975	20,3	-0,282	-1,405	0,939	25,3	0,356	1,282	0,976
Cu (mg dm ⁻³)	151,5	1,656	1,611	0,696*	69,9	0,567	-2,231	0,867	42,6	-0,855	-1,289	0,863
Fe (mg dm ⁻³)	120,8	1,532	1,160	0,760*	65,9	1,011	0,613	0,916	30,0	0,000	-5,546	0,831
Mn (mg dm ⁻³)	144,7	2,895	8,929	0,592*	39,5	-0,166	-0,985	0,972	142,9	1,861	3,476	0,748*
Zn (mg dm ⁻³)	195,4	2,761	7,985	0,576*	63,9	2,236	5,000	0,552*	38,5	-1,332x10 ⁻¹⁵	-6,000	0,729*

Areia (g kg ⁻¹)	93,2	0,755	-1,045	0,802*	109,0	2,045	4,214	0,686*	134,5	1,989	3,962	0,663*
Silte (g kg ⁻¹)	29,4	0,137	-1,583	0,910	55,8	0,060	-2,817	0,879	78,9	1,795	3,330	0,796
Argila (g kg ⁻¹)	32,9	-0,804	-0,569	0,896	51,4	0,253	-2,627	0,855	55,5	-0,716	-1,903	0,897
Camada 60-80 cm												
B (mg dm ⁻³)	42,3	-0,267	-0,580	0,949	18,4	1,825	3,381	0,780	30,6	-0,777	-1,699	0,864
Cu (mg dm ⁻³)	152,0	1,975	3,807	0,721*	55,9	1,258	0,313	0,771*	40,0	2,000	4,000	0,630*
Fe (mg dm ⁻³)	92,9	0,763	-0,662	0,878	53,8	1,282	0,792	0,858	44,2	0,877	1,934	0,916
Mn (mg dm ⁻³)	80,9	1,008	-0,251	0,854*	45,9	-0,327	0,790	0,989	160,8	1,981	3,933	0,676*
Zn (mg dm ⁻³)	126,6	0,893	-0,677	0,792*	0,000	NaN ^a	NaN ^a	NaN ^a	0,000	NaN ^a	NaN ^a	NaN ^a
Areia (g kg ⁻¹)	106,9	1,268	-0,099	0,718*	97,2	0,609	-3,329	0,695*	125,8	1,933	3,758	0,718*
Silte (g kg ⁻¹)	80,4	2,025	4,748	0,780*	59,7	1,373	1,186	0,843	57,4	1,191	1,516	0,927
Argila (g kg ⁻¹)	51,9	-0,321	-1,639	0,904	52,9	0,295	-2,699	0,862	54,9	-0,793	-1,218	0,922
Camada 80-100 cm												
B (mg dm ⁻³)	48,1	-0,014	-0,158	0,983	19,7	0,529	-2,611	0,868	19,9	-0,646	-0,415	0,973
Cu (mg dm ⁻³)	155,2	2,236	5,409	0,697*	63,9	2,236	5,000	0,552*	40,0	2,000	4,000	0,630*
Fe (mg dm ⁻³)	102,6	0,964	0,179	0,874	37,7	-0,340	-2,692	0,865	52,2	0,482	-1,700	0,963
Mn (mg dm ⁻³)	79,7	1,564	3,422	0,854	42,3	-0,678	1,126	0,971	148,2	1,976	3,920	0,690*
Zn (mg dm ⁻³)	129,6	1,136	-0,171	0,769*	99,4	2,236	5,000	0,552*	0,000	NaN ^a	NaN ^a	NaN ^a
Areia (g kg ⁻¹)	114,4	2,338	5,661	0,652	94,2	0,714	-2,701	0,765	102,8	1,652	2,605	0,808
Silte (g kg ⁻¹)	58,6	0,617	-0,776	0,911	69,9	1,159	0,374	0,874	80,5	1,846	3,530	0,775
Argila (g kg ⁻¹)	42,0	-0,713	-1,269	0,852	53,3	0,447	-2,846	0,866	57,4	0,013	-5,676	0,815
Camada 100-120 cm												
B (mg dm ⁻³)	55,1	0,938	1,881	0,921	31,3	0,011	-0,788	0,977	18,9	0,701	-1,653	0,925
Cu (mg dm ⁻³)	212,7	3,008	9,408	0,523*	37,3	2,236	5,000	0,552*	0,000	NaN ^a	NaN ^a	NaN ^a
Fe (mg dm ⁻³)	104,2	0,894	-0,353	0,856	39,1	-1,293	2,917	0,828	51,6	0,000	-1,200	0,993
Mn (mg dm ⁻³)	83,3	1,248	2,283	0,867	52,5	-0,440	-2,174	0,923	126,9	1,903	3,710	0,744*
Zn (mg dm ⁻³)	157,9	1,376	0,370	0,693*	37,3	2,236	5,000	0,552*	0,000	NaN ^a	NaN ^a	NaN ^a

Areia (g kg ⁻¹)	127,6	2,527	6,798	0,623*	107,3	1,411	1,130	0,773*	127,0	1,989	3,964	0,667*
Silte (g kg ⁻¹)	63,2	1,006	-0,506	0,839*	94,1	1,654	3,068	0,836	93,6	1,986	3,953	0,675*
Argila (g kg ⁻¹)	42,3	-0,666	-0,887	0,891	45,9	0,435	-3,109	0,815	55,1	0,005	-5,969	0,748*

NaN^a - Todos os valores quantificados foram idênticos; S-W = Shapiro-Wilk; * significativo a 5 de probabilidade;

Os resultados do teste de Kruskal-Wallis e post-hoc de Dunn para os atributos químicos do solo são apresentados na figura 5. pH, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Al³⁺, H+Al, e V foram significativamente ($p < 0,05$) diferentes entre as áreas de lixão, transição e pastagem. Porém, nenhuma diferença significativa ($p > 0,05$) foi detectada para os atributos químicos P_{disponível}, COS e CTC do solo.

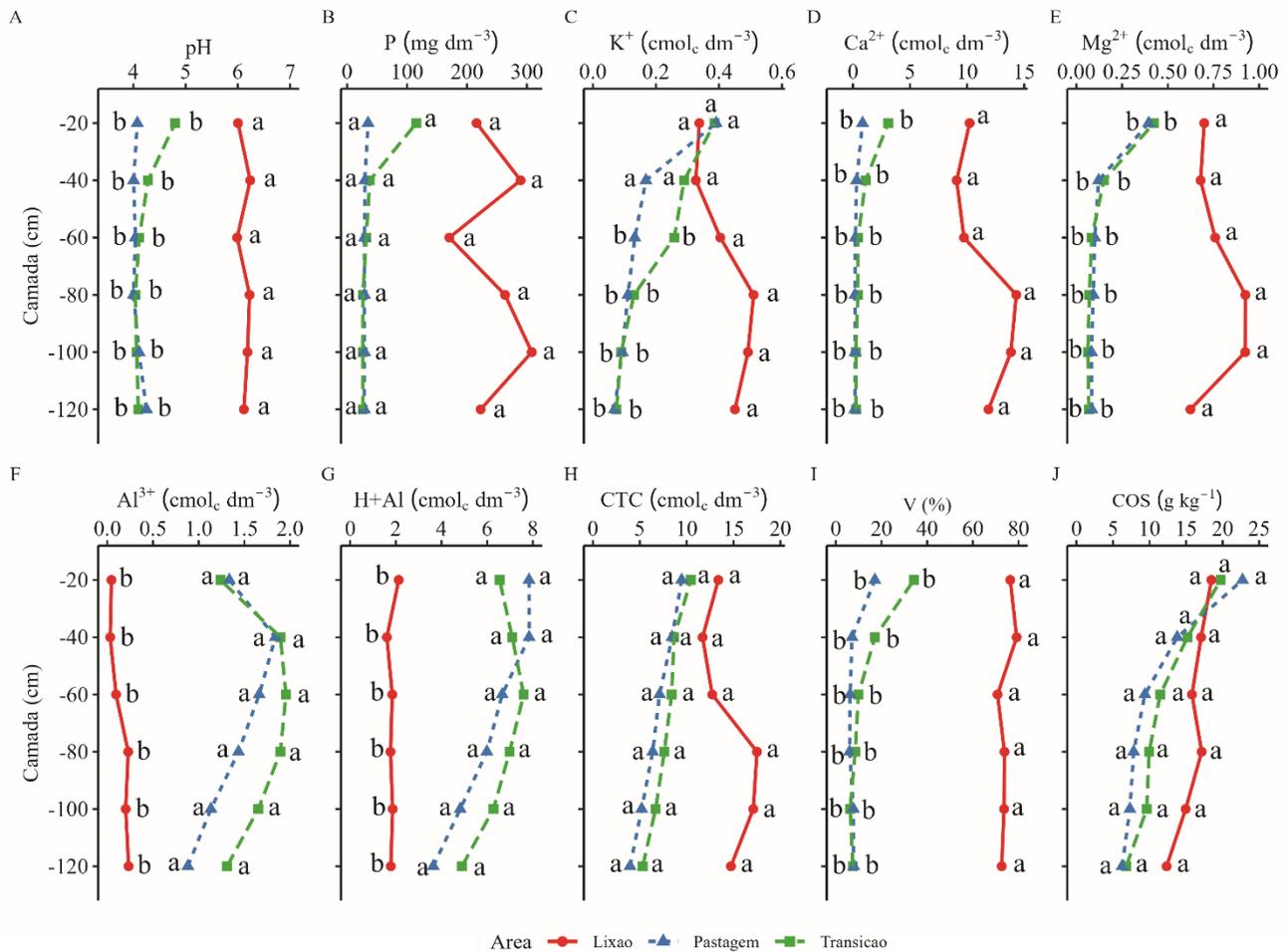
Em todas as camadas de solo a área de lixão apresentou valores de pH, em média, 31% e 34% maiores do que as áreas de transição e pastagem, respectivamente (Figura 5A). Apesar de não ter havido diferença significativa entre as áreas estudadas, o solo sob lixão apresentou, em média, 6 e 8 vezes mais P disponível do que nas áreas de transição e pastagem, respectivamente (Figura 5B).

A concentração de K⁺ foi maior no solo sob lixão do que nas áreas de transição e pastagem, apenas nas camadas de solo abaixo de 40 cm de profundidade (Figura 5C). De 40 a 120 cm de profundidade há, em média, 69% e 80% mais K⁺ no solo sob lixão do que nas áreas de transição e pastagem, respectivamente. A concentração de Ca²⁺ foi maior em todas as camadas de solo sob lixão em relação as áreas de transição e pastagem (Figura 5D). Considerando todas as camadas de solo avaliadas, ou seja, de 0-120 cm de profundidade o valor de Ca²⁺ no solo sob lixão supera em mais de dez vezes os valores encontrados na transição e pastagem. Por outro lado, a concentração de Mg²⁺ foi, respectivamente, 88% e 87% maior no solo sob lixão do que nas zonas de transição e pastagem, a partir de 40 cm de profundidade (Figura 5E).

Por outro lado, os valores de acidez potencial (H+Al) na área de lixão foi, em média, 150% e 140% menor, em relação as áreas de transição e pastagem, respectivamente (Figura 5F). A acidez trocável (Al³⁺) foi, em média, 30 vezes menor no solo sob lixão do que na zona de transição e pastagem (Figura 5G). Embora não tenha sido observada diferença significativa entre as áreas, a capacidade de troca catiônica (CTC) foi levemente maior na área de lixão do que na transição e pastagem, nas camadas iniciais, porém aumentou em cerca de 3 vezes nas camadas mais profundas (Figura 5H).

Em adição, a saturação por bases (V) foi maior em todas as camadas de solo sob o lixão em comparação com as áreas de transição e pastagem, apresentando valores acima de 50% em todas as camadas estudadas (Figura 5I). Da camada superficial à camada mais profunda, a concentração de carbono orgânico do solo (COS) decresceu 33%, 66% e 72% nas áreas de lixão, transição e pastagem,

respectivamente. Nas camadas mais profundas, os valores de COS foram ligeiramente superiores na área de lixão em comparação às áreas de transição e pastagem (Figura 5J).



FONTE: Cruz (2024).

Figura 5 - Variação de atributos químicos do solo em diferentes áreas de uso (Pastagem, Transição e Lixão) ao longo do perfil do solo.

Os resultados do teste de Kruskal-Wallis e da análise post-hoc de Dunn para os microelementos e textura do solo são apresentados na Figura 6. As concentrações de Cu, Fe, e Zn apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as áreas de lixão, transição e pastagem. Por outro lado, não houve diferenças significativas ($p > 0,05$) para os microelementos B e Mn, assim como para as frações areia, silte e argila.

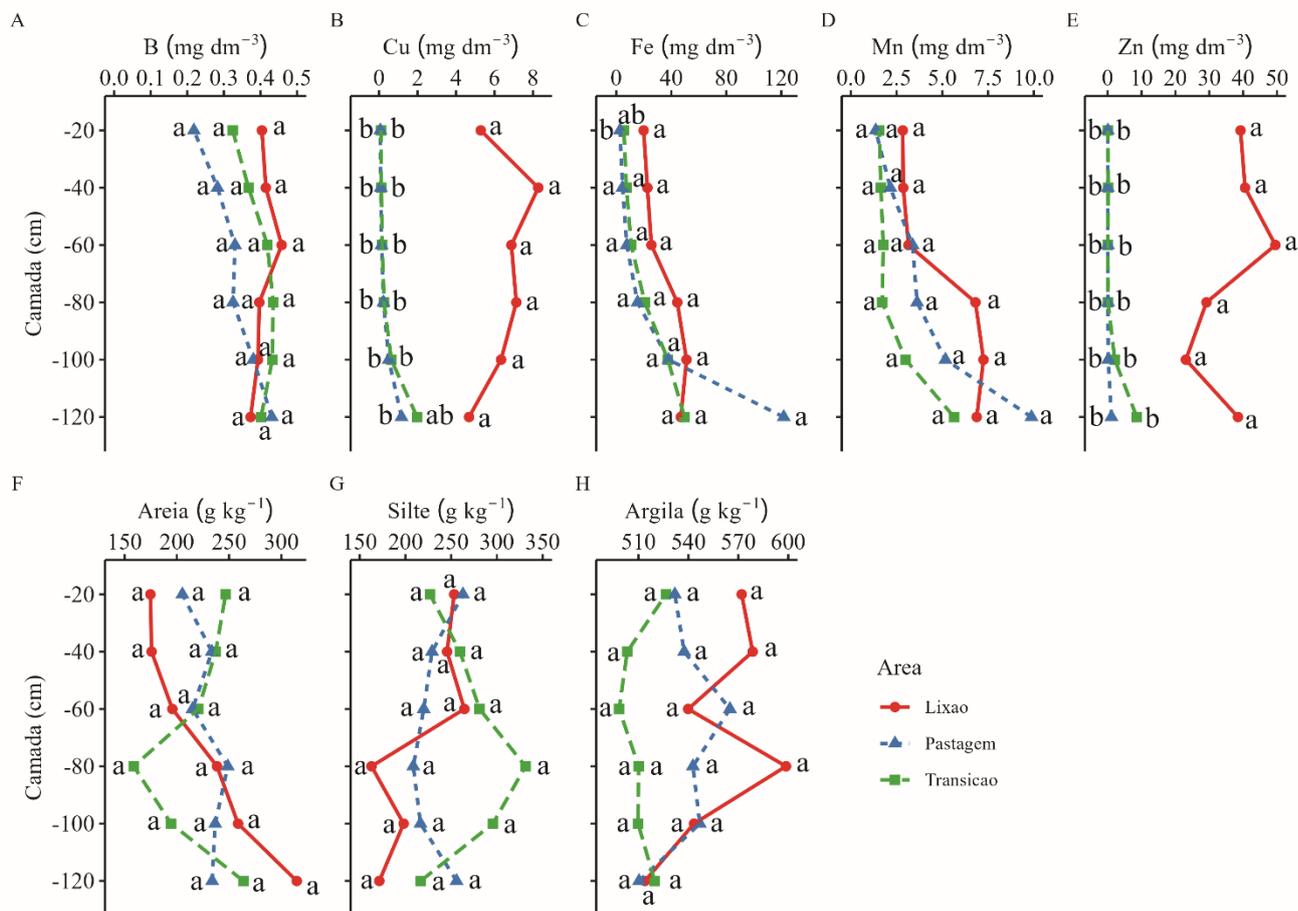
A concentração de B foi ligeiramente maior na área de lixão em comparação com as áreas de transição e pastagem nas três camadas superficiais, mas apresentou

valores um pouco menores nas camadas subjacentes (Figura 6A). A concentração de Cu foi, em média, 96% e 93% maior no solo da área de lixão em comparação com as áreas de transição, até 80-100 cm de profundidade, e pastagem, até 100-120 cm de profundidade (Figura 6B). Por outro lado, na camada superficial, a concentração de Fe foi, em média, 86% maior na área de lixão do que na pastagem, enquanto não houve diferença em relação à área de transição (Figura 6C).

A concentração de Mn mostrou tendência de aumento com a profundidade do solo em todas as estudadas, mas um padrão mais irregular de distribuição foi observado para a área de lixão (Figura 6D). Em contrapartida, a concentração de Zn foi, em média, 95% e 99% maior, no solo sob lixão em comparação com as áreas de transição e pastagem, respectivamente (Figura 6E).

Quanto à textura do solo, na área de lixão, o conteúdo médio de areia aumentou de 174,7 g kg⁻¹ na camada superficial para 314,7 g kg⁻¹ na camada mais profunda (Figura 6F). Na área de transição, o conteúdo médio de areia decresceu até 80 cm e aumentou nas camadas subjacentes, com valores oscilando entre 158,7 g kg⁻¹ e 263,7 g kg⁻¹. A pastagem apresentou a menor variação média do conteúdo de areia ao longo das camadas estudadas, com valores variando de 205,3 g kg⁻¹ a 248,7 g kg⁻¹.

Na área de lixão, o conteúdo médio de silte diminuiu de 253,2 g kg⁻¹ na camada superficial para 171,7 g kg⁻¹ na camada mais profunda (Figura 6G). Já na área de transição, aumentou até 80 cm e diminuiu nas camadas subjacentes, com valores variando entre 216,6 g kg⁻¹ e 331,2 g kg⁻¹. Por outro lado, variou ligeiramente na área de pastagem ao longo do perfil de solo, oscilando entre 208,5 g kg⁻¹ e 262,9 g kg⁻¹. A fração argila predominou em todas as áreas, com valores médios variando de 513,8 g kg⁻¹ a 598,7 g kg⁻¹ no solo sob lixão, de 498,3 g kg⁻¹ a 526,5 g kg⁻¹ na área de transição e de 510,3 g kg⁻¹ a 565,0 g kg⁻¹ no solo sob pastagem (Figura 6H).



FONTE: Cruz (2024).

Figura 6 - Distribuição de micronutrientes e granulometria do solo em diferentes áreas de uso (Pastagem, Transição e Lixão) ao longo do perfil do solo.

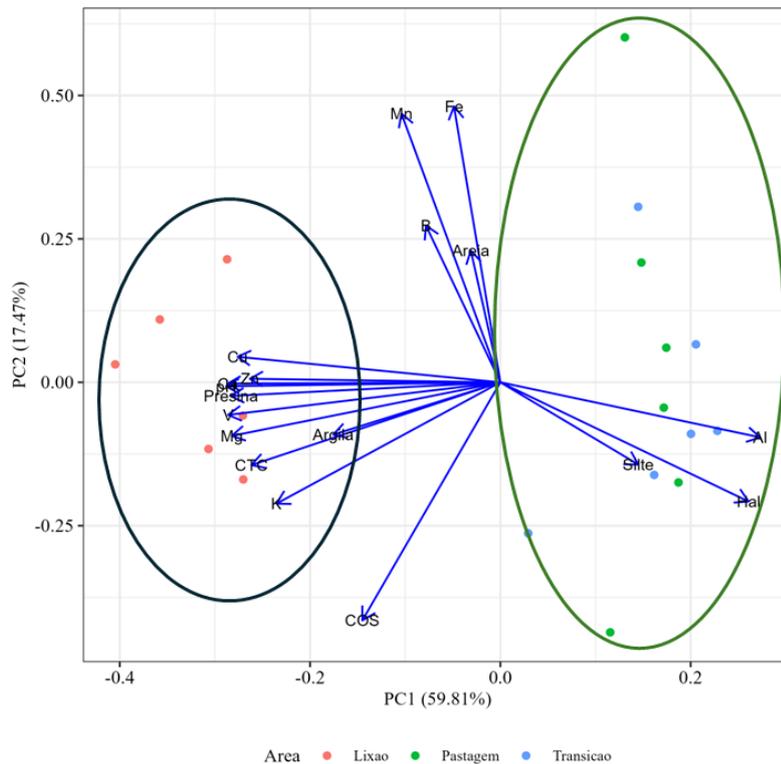
A análise de componentes principais (Tabela 2; Figura 6), revelou que dois componentes principais (PC1 e PC2) com autovalor maior que 1 explicaram juntos mais de 70% das variâncias cumulativas totais nos dados do solo. O primeiro componente principal (PC1) contribuiu com 59,81% da variância total e incluiu os atributos químicos do solo: pH, $P_{\text{disponível}}$, K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , $H+Al$, CTC, V, Cu, Zn e argila, apresentando coeficientes de correlação fortes e moderados, positivos ou negativos. O segundo componente principal (PC2) contribuiu com 17,47% da variância total, sendo representado pelos atributos químicos do solo COS, B, Fe e Mn,

que também mostraram coeficientes de correlação fortes e moderados, positivos ou negativos.

Tabela 3. Análise de componentes principais dos atributos químicos e físicos do solo em área de lixão, transição e pastagem no município de Apuí, sul do Amazonas, Brasil.

Componentes principais	PC1	PC2
Autovalor	3,28	1,177
Variância explicada (%)	59,81	17,47
Variância explicada acumulada (%)	59,81	77,28
Variáveis		
pH	-0,992	-0,013
P disponível	-0,973	-0,044
K ⁺	-0,808	-0,393
Ca ²⁺	-0,985	-0,004
Mg ²⁺	-0,970	-0,173
Al ³⁺	0,938	-0,178
H+Al	0,896	-0,386
CTC	-0,899	-0,268
V	-0,983	-0,106
COS	-0,498	-0,771
B	-0,269	0,507
Cu	-0,949	0,083
Fe	-0,168	0,893
Mn	-0,357	0,870
Zn	-0,904	0,011
Areia	-0,107	0,426
Silte	-0,498	-0,266
Argila	-0,603	-0,169

O biplot dos dois componentes principais (PC1 e PC2) é mostrado na Figura 7, onde é possível identificar a formação de dois grupos. (1) um grupo formado pelas seis camadas de solos da zona de lixão (0-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-100, 100-120 cm) com menor acidez ativa (pH), maior teor de P_{disponível}, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, CTC, V, Cu, Zn e argila, e (2) outro grupo formado pelas camadas de solos da zona de transição e pastagem, com maior conteúdo de silte, acidez trocável (Al³⁺) e potencial (H+Al).



FONTE: Cruz (2024).

Figura 7 - Análise de Componentes Principais (PCA) de atributos do solo em diferentes áreas de uso (Lixão, Pastagem e Transição).

5. DISCUSSÃO

A variabilidade espacial, de moderada a alta, dos atributos químicos do solo, incluindo microelementos, encontrada neste estudo corrobora outros estudos realizados em lixões de regiões tropicais úmidas e semiáridas do Brasil e do mundo (Armél *et al.*, 2022; Marinho *et al.*, 2022; Anikwe e Anigbo, 2023). Além disso, a alta variabilidade espacial (CV > 24%) dos conteúdos de areia, silte e argila em todas as camadas de solo sob lixão diverge dos resultados encontrados por Assis *et al.* (2021) em uma área de lixão na cidade de Humaitá, Amazonas. Esses resultados indicam a necessidade de aumentar o número de pontos de amostragem para melhor caracterizar os atributos físicos e químicos do solo da área do lixão e planejar práticas de recuperação específicas em cada setor.

A reação do solo na zona de lixão foi menos ácida (pH = 6,13) quando comparada às zonas de transição e pastagem (pH = 4,15). Isso indica uma maior concentração de cátions básicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+) e sugere menor mobilidade de

metais pesados, como Cu^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , Mn^{2+} , Fe^{2+} , Cr^{2+} , Co^{2+} , Pb^{2+} e Cd^{2+} , na zona de lixão. Resultados similares foram relatados em áreas de lixão em cidades da Nigéria e da Polônia (Bartkowiak *et al.*, 2018; Afolagboye *et al.*, 2020). No entanto, outros estudos mostraram que solos de lixão apresentam pH alcalino (Asare e Száková, 2023; Agbeshie *et al.*, 2020; Anikwe e Anigbo, 2023).

A concentração de K^+ aumentou com a profundidade do solo na zona do lixão, enquanto o inverso foi observado nas zonas de transição e pastagem. Esses resultados sugerem a lixiviação de K^+ ao longo do perfil do solo na zona do lixão, que pode ser atribuída ao descarte de resíduos sólidos ricos em K^+ em uma região de elevada precipitação pluvial. Isso diverge de outros resultados encontrados em solos de lixão, onde foi observado um decréscimo na concentração desse nutriente com o aumento da profundidade do solo (Afolagboye *et al.*, 2020; Asare e Száková, 2023; Anikwe e Anigbo, 2023).

Do mesmo modo, as altas concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} registradas na zona do lixão, especialmente em camadas mais profundas de solo, indicam a lixiviação desses nutrientes. Esse comportamento difere daqueles observados em outros estudos em áreas de lixão (Afolagboye *et al.*, 2020; Asare e Száková, 2023; Anikwe e Anigbo, 2023). Os menores valores de acidez potencial ($\text{H}+\text{Al}$) e acidez trocável (Al^{3+}) no solo sob o lixão indicam um menor potencial de liberar íons de hidrogênio e alumínio para a solução do solo. Isso pode ser atribuído à baixa acidez ativa e contribui para o bom crescimento vegetal, corroborando outros estudos conduzidos em áreas de disposição de resíduos sólidos (Ideriah *et al.*, 2006; Okoronkwo *et al.*, 2006).

Apesar de não ter havido diferença significativa na concentração de $\text{P}_{\text{disponível}}$, COS e CTC, os valores desses três atributos químicos do solo foram maiores na zona do lixão. Os maiores valores de $\text{P}_{\text{disponível}}$ são explicados pelos maiores teores de COS e pela reação menos ácida do solo nessa área, enquanto as maiores concentrações de COS resultam da deposição de material orgânico de qualidade variável (restos de podas, resíduos animais e domésticos, carvão vegetal e vegetação). No geral, os valores mais altos de $\text{P}_{\text{disponível}}$ e COS nos solos da zona do lixão são similares aos reportados em outras áreas de lixão no Brasil e em outros países (Bartkowiak *et al.*, 2018; Marinho *et al.*, 2022; Asare e Száková, 2023). Contudo, ressalta-se que tais valores foram altos até mesmo em camadas de solo mais profundas, o que difere dos resultados encontrados em duas áreas de lixão na Nigéria (Anikwe e Anigbo, 2023).

Esses resultados sinalizam a necessidade de atenção quanto à erosão e lixiviação, pois podem causar a eutrofização dos corpos d'água da região (Klein e Agne, 2012).

Quanto a capacidade de troca de cátions (CTC), os solos da região são naturalmente caracterizados pelos altos teores de silte e argila, o que somado aos maiores teores de COS no solo da zona de lixão explica os maiores valores. Isso está de acordo com os resultados encontrado em lixão na Nigéria (Ekere *et al.*, 2020; Asare e Száková, 2023). A saturação por bases (V) maior que 50% foi observada em todas as camadas de solo da zona do lixão, ou seja, a classificação de solo fértil se estende ao longo de todo perfil do solo.

As concentrações de boro (B) nas três primeiras camadas de solo sob a área de lixão, embora ligeiramente superiores em comparação às áreas de transição e pastagem, ainda estão dentro da faixa de níveis naturais, que varia de 0,35 mg dm⁻³ a 0,89 mg dm⁻³, conforme relatado por Rodrigues (1998) em solos desenvolvidos na Amazônia. Adicionalmente, a concentração média de ferro (Fe) de 19,9 mg dm⁻³, significativamente maior no solo da área de lixão, em comparação a área de pastagem, na camada superficial, encontra-se abaixo da variação de níveis naturais de 42 a 402 mg dm⁻³, descrita por Rodrigues (1998). Quanto à concentração de manganês (Mn), os valores registrados neste estudo, em todas as áreas estão de acordo com os valores de pesquisas anteriores realizadas em solos do bioma Amazônia (Rodrigues 1998; Sátiro *et al.*, 2021).

As maiores concentrações dos microelementos Cu e Zn no solo sob a área de lixão, em comparação com a pastagem, indicam um enriquecimento do solo em todas as camadas analisadas. Resultados semelhantes foram observados por Oviasogie, Oshodi e Omoruyi (2007) e por Asare e Száková (2023) em áreas de lixão na Nigéria. Ao considerar a média das camadas de solo estudadas, as concentrações de Cu e Zn foram de 6,43 mg dm⁻³ e 36,7 mg dm⁻³, respectivamente, valores que superam os níveis naturais de 0,17 mg dm⁻³ para Cu e 0,44 mg dm⁻³ para Zn, registrado em solos desenvolvidos da Amazônia (Rodrigues, 1998).

A análise de componentes principais (PCA) foi capaz de explicar mais de 70% da variabilidade total dos dados com duas componentes principais. Isso está de acordo com outros estudos realizados em áreas de lixão (Bartkowiak *et al.*, 2018; Agbeshie *et al.*, 2020; Marinho *et al.*, 2022). Além disso, a PCA, por meio da PC1 e PC2, revelou uma correlação positiva entre o aumento do pH e a concentração de

macro e micronutrientes, principalmente $P_{\text{disponível}}$, K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cu, Zn, CTC, V e argila. No que diz respeito ao $P_{\text{disponível}}$, a elevação do pH promove a desprotonação de hidroxilas de radicais orgânicos e daquelas expostas na superfície das argilas, diminuindo a adsorção entre o fosfato e a superfície adsorvente, assim como o potencial eletrostático (Novais e Smyth, 1999).

Em adição, com valores de pH oscilando entre 5,99 e 6,24, há o predomínio de cargas negativas no solo sob lixão, o que favorece a retenção de K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e microelementos como Cu, Fe, Mn e Zn (Barrow e Hartemink, 2023). Este resultado corrobora as descobertas de outros pesquisadores que relataram uma correlação forte entre o pH do solo e nutrientes como integrantes de componentes principais, em áreas de disposição inadequada de resíduos sólidos (Bartkowiak *et al.*, 2018; Agbeshie *et al.*, 2020; Akintola *et al.*, 2021; Marinho *et al.*, 2022).

6. CONCLUSÃO

A análise dos atributos químicos e físicos do solo em áreas impactadas pelo descarte inadequado de resíduos urbanos no sul do Amazonas revelou alterações significativas, destacando tanto os riscos ambientais quanto os desafios para a gestão sustentável desses espaços. Os resultados indicaram que o lixão contribui para a elevação do pH e o aumento da fertilidade do solo, refletido nos altos teores de nutrientes catiônicos (K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+}) e matéria orgânica. No entanto, esse enriquecimento também está associado ao risco de lixiviação, evidenciado pela presença de microelementos como Cu e Zn em concentrações superiores aos níveis naturais da região. Além disso, a variabilidade na textura do solo, com oscilações nos teores de areia, silte e argila, reforça a necessidade de um manejo adequado para minimizar a erosão e a contaminação de corpos hídricos.

Diante dessa dualidade, torna-se essencial a implementação de estratégias de gestão ambiental que englobem a triagem e o tratamento adequado dos resíduos urbanos, bem como a recuperação das áreas degradadas. O monitoramento contínuo dos atributos químicos e físicos do solo é indispensável para mitigar os impactos negativos e promover um planejamento eficiente para o uso futuro dessas áreas. Além disso, políticas públicas voltadas para a educação ambiental e o incentivo à reciclagem podem desempenhar um papel crucial na redução da poluição e na conscientização da população sobre a destinação correta dos resíduos.

Portanto, esta pesquisa contribui para um melhor entendimento dos impactos ambientais do descarte inadequado de resíduos urbanos na Amazônia. Seus achados fornecem subsídios para ações concretas que promovam a sustentabilidade, a conservação dos ecossistemas e a melhoria da qualidade de vida das comunidades locais. Em um contexto mais amplo, reforça a importância de alinhar as estratégias regionais aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), buscando um equilíbrio entre o desenvolvimento econômico e a preservação ambiental.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAMOVAY, Ricardo. **Amazônia: por uma economia do conhecimento da natureza**. Editora Elefante, 2020.

Afolagboye, L.O., Ojo, A.A., Talabi, A.O., 2020. Evaluation of soil contamination status around a municipal waste dumpsite using contamination indices, soil-quality guidelines, and multivariate statistical analysis, 2020. SN Applied Sciences 2, 1864. doi: 10.1007/s42452-020-03678-y.

Agbeshie A.A., Adjei R., Anokye L., Banunle, A., 2020. Municipal waste dumpsite: Impact on soil properties and heavy metal concentrations, Sunyani, Ghana. Scientific African 8, e00390. doi: 10.1016/j.sciaf.2020 .e00390.

AGÊNCIA AMAZONAS. **Em Apuí, Recicla Galera supera 3,8 toneladas de materiais destinados para reciclagem**. 2023b. Disponível em: <https://www.agenciaamazonas.am.gov.br/noticias/em-apui-recicla-galera-supera-38-toneladas-de-materiais-destinados-para-reciclagem/>. Acesso em: 01 mar. 2025.

AGÊNCIA AMAZONAS. **Governo do Amazonas realiza ação integrada para apoiar gestão de resíduos sólidos em Apuí**. 2023a. Disponível em: <https://www.agenciaamazonas.am.gov.br/noticias/governo-do-amazonas-realiza-acao-integrada-para-apoiar-gestao-de-residuos-solidos-em-apui/>. Acesso em: 01 mar. 2025.

AGUIAR, E. S. D., RIBEIRO, M. M., VIANA, J. H., & PONTES, A. N. Panorama da disposição de resíduos sólidos urbanos e sua relação com os impactos socioambientais em estados da Amazônia brasileira.**urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 13, p. e20190263, 2021.

ALVARES, C. A., STAPE, J. L., SENTELHAS, P. C., GONÇALVES, J. D. M., & SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L.M., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift 22, 711-728. doi:10.1127/0941-2948/2013/0507.

ALVARES, Clayton Alcarde et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ALVES, Líria. Impactos ambientais. **CESMAC. Meio ambiente: caderno**, v. 3, p. 1-5, 2017.

AMAZONAS 1. **Nove municípios do Amazonas têm depósitos de lixo considerados repugnantes**. 2012. Disponível em: <https://amazonas1.com.br/nove-municipios-do-amazonas-tem-depositos-de-lixo-considerados-repugnantes/>. Acesso em: 01 mar. 2025.

Anikwe, M.A.N., Anigbo, C.K., 2023. Physicochemical properties of technosols in dumpsites of Enugu urban Southeastern, Nigeria. *International Journal of Soil Science* 18, 1-10. doi: 10.3923/ijss.2023.1.10.

APUÍ. **Histórico do município de Apuí**. Disponível em: <https://apui.am.gov.br/7234-2/>. Acesso em: 01 mar. 2025.

Armel, K.N.B., Emile, B.B.B., Daniel, A.K., 2022. Distribution and Characterization of Heavy Metal and Pollution Indices in Landfill Soil for Its Rehabilitation by Phytoremediation. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 10, 151-172. doi: 10.4236/gep.2022.101011.

Asare, M.O., Száková, J., 2023. Are anthropogenic soils from dumpsites suitable for arable fields? Evaluation of soil fertility and transfer of potentially toxic elements to plants. *Plant Soil* 486, 307–322. doi: 10.1007/s11104-023-05870-6.

ASSIS, J. M. et al. Dinâmica da sazonalidade e atributos físicos e químicos de solos em lixão a céu aberto no Sul do Amazonas. *Revista de Agroecologia e Ambiente*, v. 15, n. 3, e9237, 2022. e-ISSN 2176-9168.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA (ABRELPE). (2016) *Panorama da gestão de resíduos sólidos no Brasil*. São Paulo: ABRELPE.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004: resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro, 2004.

AUAD, G. A., MARQUES, R. F. D. P. V., RITA, F. S., ALCANTRA, E., DE OLIVEIRA, A. S., DE FREITAS, A. S., & DOS SANTOS RODRIGUES, L. Reflexões sobre a política nacional de resíduos sólidos e a pandemia do COVID-19: Gerenciamento adequado. *Research, Society and Development*, v. 10, n. 10, p. e42101018653-e42101018653, 2021.

BARBIERI, José Carlos. **Gestão ambiental empresarial**. Saraiva Educação SA, 2017.

BARROS, F. C., VICTORA, C. G., HORTA, B. L., & GIGANTE, D. P. Metodologia do estudo da coorte de nascimentos de 1982 a 2004-5, Pelotas, RS. *Revista de saúde pública*, v. 42, p. 7-15, 2008.

BARROW, N. J.; HARTEMINK, A. E. Os efeitos do pH na disponibilidade de nutrientes dependem tanto dos solos quanto das plantas. *Plant and Soil*, v. 487, p. 21–37, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-023-05960-5>.

Bartkowiak, A., Lemanowicz, J., Breza-Boruta, B., Zieliński, A., 2018. Assessment of the Effect of Uncontrolled Landfill Sites on the Content of Available Forms of Selected Macro- and Microelements in Forest Soil. *International Journal of Environmental Research* 12, 901–907. Doi: 10.1007/s41742-018-0144-5.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos**; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras

providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 2 ago. 2010. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm>. Acesso em: setembro 2023.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 2 ago. 2010. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm>. Acesso em: setembro 2024.

CHAVES, H. M. L.; SOUZA, C. M.; FERREIRA, L. G. **Impactos do desmatamento na qualidade do solo na Amazônia**. Revista Brasileira de Geociências, v. 49, n. 3, p. 512-525, 2019.

CONAMA- Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução no 420, de 28 de dezembro de 2009. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-subterraneas/wp-content/uploads/sites/13/2013/11/CONAMA-420-09.pdf>>.

COSTA, Igor; SALDANHA, Edinelson Correa; DO NASCIMENTO MONTE, Christiane. A sazonalidade de contaminantes em águas subterrâneas e superficiais entorno de um aterro sanitário na região Amazônica. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 6, p. 371-382, 2020.

DA COSTA, Daniela Alves; LOPES, Gilmeire Rulim; LOPES, José Roberto. Reutilização do óleo de fritura como uma alternativa de amenizar a poluição do solo. **Revista Monografias Ambientais**, p. 243-253, 2015.

DA SILVA PESSOA, Jacimara Oliveira. **Educação e o ensino contemporâneo: práticas, discussões e relatos de experiências 4**. AYA Editora, 2022.

DA SILVA VIANA, B. A., DOS SANTOS VIANA, S. C., & DA SILVA VIANA, K. M. Educação ambiental e resíduos sólidos: descarte de medicamentos, uma questão de saúde pública. **Revista geográfica acadêmica**, v. 10, n. 2, p. 56-66, 2016.

DAVIDSON, E. A.; ARORA, V. K.; GURGEL, A. C. **The Amazon basin in transition**. Nature, v. 481, p. 321-328, 2012.

DE ALMEIDA SANTOS, A., PEIXOTO, K. L. G., PASSOS, A., NOGUCHI, H. S., PESSOA, J. O., & DA MOTTA SOBRINHO, M. A. Caracterização quantitativa e qualitativa dos resíduos sólidos urbanos do município de Apuí-am. **EDUCamazônia**, v. 10, n. 1, p. 49-58, 2013.

DE OLIVEIRA, J. Â. M., MEDEIROS, P. C., DE OLIVEIRA, C. M. M., SANTOS, A. F. S., & RIBEIRO, D. P. Níveis de contaminação por metais pesados na área de disposição de resíduos sólidos no município de Januária-MG. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 8, n. 1, p. 629-640, 2019.

DE RESENDE, I. T. F., GONÇALVES, D. P., SOUZA, J. V., CHAVES, A. R., & DE MELO OLIVEIRA, A. C. INCINERADOR SOLAR: uma alternativa para eliminação de resíduos sólidos urbanos. **Anais Semana Nacional de Ciência e Tecnologia**

(SNCT), v. 2, n. 1, p. 373-375, 2020.

DERISIO, José Carlos. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. Oficina de textos, 2016.

Ekere, N. R., Ugbor, M. C. J., Ihedioha, J. N., Ukwueze, N. N., Abugu, H. O., 2020. Ecological and potential health risk assessment of heavy metals in soils and food crops grown in abandoned urban open waste dumpsite. *Journal of Environmental Health Science and Engineering* 18, 711–721. doi:10.1007/s40201-020-00497-6.

EMBRAPA, 2011. Manual de métodos de análises de solo. Rio de Janeiro, 2nd ed. (230 pp.).

EMBRAPA. **Manual de editoração da Embrapa**. 4. ed. rev., atual. e ampl. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2017.

FALESI, I. C. **Solos da Amazônia e suas potencialidades agrícolas**. Belém: EMBRAPA, 1986.

FARIA, B. F. **A influência das áreas de disposição de resíduos sólidos da cidade de Campinas, SP na qualidade das águas: determinação de metais empregando a fluorescência de raios X por reflexão total com radiação sincrotron**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2012.

FEARNSIDE, P. M. **Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences**. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 680-688, 2018.

GEYER, Roland; JAMBECK, Jenna R.; LEI, Kara Lavanda. Produção, uso e destino de todos os plásticos já fabricados. **A ciência avança**, v. 3, n.7, pág.e1700782, 2017.

GIL, Antonio Carlos. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 6. ed. São Paulo: Atlas, 2019.

GLASER, B.; BIRK, J. J. **State of the scientific knowledge on properties and genesis of Anthropogenic Dark Earths in Central Amazonia (Terra Preta de Índio)**. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 82, p. 39-51, 2012.

GODOY, M.R.B. (2013) Dificuldades para aplicar a Lei da Política Nacional de Resíduos Sólidos no Brasil. *Caderno de Geografia*, v. 23, n. 39.

HELMBERGER, Maxwell S.; TIEMANN, Lisa K.; GRIESHOP, Matthew J. Rumo a uma ecologia de microplásticos do solo. **Ecologia Funcional**, v. 34, n.3, pág.550-560, 2020.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 2007. Dados populacionais da cidade de Apuí – AM. IBGE, 2022.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Saneamento básico em Apuí-AM**. Disponível em: <https://www.aguasaneamento.org.br/municipios-e-saneamento/am/apui>. Acesso

em: 01 mar. 2025.

Klein, C., Agne, S.A.A., 2013. Fósforo: De Nutriente À Poluente!. Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental 8, 1713-1721. doi: 10.5902/223611706430.

Lal, R., Bouma, J., Brevik, E., Dawson, L., Field, D. J., Glaser, B., ... Zhang, J., 2021. Soils and sustainable development goals of the United Nations: An International Union of Soil Sciences perspective. Geoderma Regional 25, e00398. doi:10.1016/j.geodrs.2021.e00398.

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L.; FEARNSTIDE, P. M. **The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation**. Biological Conservation, v. 191, p. 459-467, 2014.

LEHMANN, J.; DA SILVA, J. P.; STEINER, C. **Amazonian Dark Earths: Origins, Properties, and Management**. Kluwer Academic Publishers, 2003.

LIMA, L. M. Q. **Lixo: Tratamento e Biorremediação**. 3.ed. São Paulo: Hemus, 2004. 265 p

MADEIRA, Manuel; RICARDO, Rui Pinto. Complexo de troca, classificação e gestão dos Solos Ferralíticos de Angola. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 38, n. 3, p. 390-406, 2015.

Marinho, A.P.F., Nascimento, C.W.A., Cunha, K.P.V., 2022. Soil degradation and Cu, Cr, Ni, Pb and Zn contamination in dumpsites of humid and semiarid tropical regions in northeastern Brazil. Environ Monit Assess 194, 459. doi: 10.1007/s10661-022-10122-8.

MARQUES, Jéssica Pelinsom. **Estudo de misturas de solo residual de Eldorado Paulista (SP) com turfa visando retenção de metais potencialmente tóxicos**. 2018. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

MAZZER, Cassiana; CAVALCANTI, Osvaldo Albuquerque. Introdução à gestão ambiental de resíduos. **Infarma Ciênc Farmac**, v. 16, p. 11-12, 2004.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Manual de gestão de resíduos sólidos**. Brasília, 2020. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/agendaambientalurbanamanual.pdf>. Acesso em: 01 mar. 2025.

MORAN, E. F.; BRONDIZIO, E.; MAUSEL, P. **Effects of soil fertility and land use on Amazonian deforestation rates**. Environmental Conservation, v. 27, p. 243-254, 2000.

Murphy, J., Riley, J.P., 1962. A modified single solution methods for the determination of phosphae in natural waters. Analytica Chimica Acta 27, 31-36. doi: 10.1016/S0003-2670(00)88444-5.

NORONHA, Isabela. **Entre o solo e a terra: mulheres inseridas em experiências**

de agroecologia no MST. 2018. Tese de Doutorado. Dissertação de mestrado-ICHSA/FCA/Unicamp.

Novais, R.F., Smyth, T.J., 1999. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 399p.

Okoronkwo, N.E., Odemelam, S.A., Ano, O.A, 2006. Levels of toxic elements in soils of abandoned waste dump site. *African Journal of Biotechnology* 5, 1241-1244.

OLIVEIRA, Carlos Eduardo. **Uso Combinado de SIG e Conceitos de MIVES na Identificação de Áreas para Implantação de Aterro de Resíduos Inertes de Construção e Demolição.** 2021. Dissertação de Mestrado.

OVIASOGIE, P. O.; OSHODI, A. A.; OMORUYI, E. Levels of essential micronutrients in soils and growing plants around refuse dumpsites in Akure, Nigeria. *International Journal of Physical Sciences*, v. 2, n. 7, p. 159-162, jul. 2007.

Pilapitiya, N.T., Ratnayake, A.S., 2024. The world of plastic waste: A review. *Cleaner Materials* 11,00220. <https://doi.org/10.1016/j.clema.2024.100220>.

PINHO, Paulo Mauricio Oliveira. **Avaliação dos planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos urbanos na Amazônia brasileira.** 2011. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

PRATES, Rodolfo Coelho; BACHA, Carlos José Caetano. Os processos de desenvolvimento e desmatamento da Amazônia. **Economia e Sociedade**, v. 20, p. 601-636, 2011.

QUINTAS, José Silva. **Introdução à gestão ambiental pública.** Brasília: Ibama, 2005.

R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org>.

Raphela, T., Manqele N., Erasmus, M., 2024. The impact of improper waste disposal on human health and the environment: a case of Umgungundlovu District in KwaZulu Natal Province, South Africa. *Front. Sustain.* 5:1386047. doi: 10.3389/frsus.2024.1386047.

RODRIGUES, Elisangela Ronconi. **Práticas em recuperação de áreas degradadas.** Editora Senac São Paulo, 2023.

RODRIGUES, M.R.L, 1998. Disponibilidade de micronutrientes em solos da Amazonia. Doctoral Thesis, Universidade de São Paulo, Piracicaba, p. 156

SAMPAIO, Cláudio Luis Santos; PINTO, Taciana Kramer. Poluição por resíduos sólidos no baixo São Francisco, nordeste do Brasil. **UNIFACS**, 2015.

SANTOS, Danielle Barros. **Serviços dos ecossistemas prestados pelos estuários: especiação e capacidade de retenção do Fósforo.** 2015. Tese de Doutorado.

Universidade de Aveiro (Portugal).

SANTOS, L. M. S. S.; MONTEIRO, N. N. C.; MORAES, G. F.; REIS, W. D.; SANTOS, A. A. Qualidade da água na área de entorno do antigo lixão de Tangará da Serra (MT). **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.12, n.3, p.323-332, 2021.

SÁTIRO, J. N. O. et al. Micronutrient availability in Amazonian dark earths and adjacent soils. *Geoderma*, v. 395, p. 115072, 2021. DOI: 10.1016/j.geoderma.2021.115072.

SENHORAS, Elói Martins. **A gestão ambiental e sustentável na Amazônia**. Atena Editora, 2020.

SILVA, João. **Caracterização dos Solos e Vegetação da Região Norte**. 2. ed. Manaus: Editora Amazônia, 2020. p. 45.

SILVA, A. L. P., PRATA, J. C., DUARTE, A. C., SOARES, A. M. V. M., BARCELÓ, D., & ROCHA-SANTOS, T. Microplásticos em lixiviados de aterros: A necessidade de estudos de reconhecimento e tecnologias de remediação. **Estudos de Caso em Engenharia Química e Ambiental**, v. 3, p.100072, 2021.

SIMIÃO, Juliana. **Gerenciamento de resíduos sólidos industriais em uma empresa de usinagem sobre o enfoque da produção mais limpa**. 2011. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico Temático - Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – Infraestrutura**. Brasília, setembro de 2023. Secretaria Nacional de Saneamento Ministério do Desenvolvimento Regional.

SOUZA, A. K. R., & MORASSUTI, C. Y. Poluição do ambiente por metais pesados e utilização de vegetais como bioindicadores. **Acta Biomedica Brasiliensia**, v. 9, n. 3, p. 95-106, 2018.

UNDESA – **Review of capacity development gaps, needs, and priorities**, 2019.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Background report on fertilizer use, contaminants and regulations**. United States Environ. Protec. Agency Office of Pollution Prevention and Toxics. EPA, 747-R-98-003, 1998 (6010C. revision 3. 2007), p. 1-34.

Warrick, A.W. & Nielsen, D.R. Spatial variability of soil physical properties in the field. In: HILLEL, D., ed. *Applications of soil physics*. New York, Academic Press, 1980. 350p.

Yeomans, J.C., Bremner, J.M., 2008. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 19, 1467-1476. doi: 10.1080/00103628809368027.

YEOMANS, Jane C.; BREMNER, John Michael. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in soil science and plant**

analysis, v. 19, n. 13, p. 1467-1476, 1988.

ZAGO, Valéria Cristina Palmeira; BARROS, Raphael Tobias de Vasconcelos. Gestão dos resíduos sólidos orgânicos urbanos no Brasil: do ordenamento jurídico à realidade. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, n. 02, p. 219-228, 2019.

Zhang, Z., Chen, Z., Zhang, J., Liu, Y., Chen, L., Yang, M., Osman, A.I., Farghali, M., Liu, E., Hassan, D., Ihara, I., Lu, K., Rooney, D.W., Yap, P-S., 2024. Municipal solid waste management challenges in developing regions: A comprehensive review and future perspectives for Asia and Africa. *Science of The Total Environment* 930, 172794. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172794>.