



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE  
CENTRO DE TECNOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E  
AMBIENTAL**

**ANA PAULA DE FRANÇA MARINHO**

**IMPACTOS DA DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NA  
QUALIDADE DE SOLOS DAS REGIÕES TROPICAL ÚMIDA E SEMIÁRIDA  
POTIGUAR**

**NATAL - RN**

**2020**

ANA PAULA DE FRANÇA MARINHO

**IMPACTOS DA DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NA  
QUALIDADE DE SOLOS DAS REGIÕES TROPICAL ÚMIDA E SEMIÁRIDA  
POTIGUAR**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária.

Orientadora: Prof. Dr.<sup>a</sup> Karina Patrícia Vieira da Cunha

Co-orientador: Prof. Dr. Carlos Wilmer Costa

NATAL - RN

2020

Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN  
Sistema de Bibliotecas - SISBI  
Catalogação de Publicação na Fonte. UFRN - Biblioteca Central Zila Mamede

Marinho, Ana Paula de França.

Impactos da disposição de resíduos sólidos urbanos na qualidade de solos das regiões tropical úmida e semiárida potiguar / Ana Paula de França Marinho. - 2020.

44 f.: il.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Tecnologia, Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Natal, RN, 2020.

Orientadora: Profa. Dra. Karina Patrícia Vieira da Cunha.

Coorientador: Prof. Dr. Carlos Wilmer Costa.

1. Degradação do solo - Dissertação. 2. Lixão - Dissertação.  
3. Solo antropogênico - Dissertação. I. Cunha, Karina Patrícia Vieira da. II. Costa, Carlos Wilmer. III. Título.

RN/UF/BCZM

CDU 632.125(813.2)

ANA PAULA DE FRANÇA MARINHO

**IMPACTOS DA DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NA  
QUALIDADE DE SOLOS DAS REGIÕES TROPICAL ÚMIDA E SEMIÁRIDA  
POTIGUAR**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária.

**BANCA EXAMINADORA**

**Assinatura Eletrônica**

---

Profª. Dra. Karina Patrícia Vieira da Cunha – Orientadora  
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)

**Assinatura Eletrônica**

---

Prof. Dr. Carlos Wilmer Costa – Co-orientador  
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)

**Assinatura Eletrônica**

---

Profª. Dra. Carolina Malala Martins Souza – Examinadora Externa  
Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA)

**Assinatura Eletrônica**

---

Prof. Dr. Airon José da Silva – Examinador Externo  
Universidade Federal de Sergipe (UFS)

Natal, 20 de julho de 2020



Emitido em 20/07/2020

**DOCUMENTOS COMPROBATÓRIOS Nº 26609/2020 - PPGES/CT/FPG (11.23.71)**

**(Nº do Protocolo: NÃO PROTOCOLADO)**

*(Assinado digitalmente em 05/08/2020 08:07)*

CARLOS WILMER COSTA  
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR  
CIV/CT (14.17)  
Matrícula: 3060504

*(Assinado digitalmente em 05/08/2020 13:57)*

KARINA PATRICIA VIEIRA DA CUNHA  
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR  
CIV/CT (14.17)  
Matrícula: 1662859

*(Assinado digitalmente em 04/08/2020 17:45)*

AIRON JOSÉ DA SILVA  
ASSINANTE EXTERNO  
CPF: 047.480.134-94

*(Assinado digitalmente em 04/08/2020 17:15)*

CAROLINA MALALA MARTINS SOUZA  
ASSINANTE EXTERNO  
CPF: 051.657.804-90

Para verificar a autenticidade deste documento entre em <https://sipac.ufrn.br/documentos/> informando seu número:  
**26609**, ano: **2020**, tipo: **DOCUMENTOS COMPROBATÓRIOS**, data de emissão: **04/08/2020** e o código de  
verificação: **0ec4de6814**

## AGRADECIMENTOS

*“Quando se sonha sozinho é apenas um sonho. Quando se sonha juntos é o começo da realidade.”*

*Miguel de Cervantes*

Gratidão a todos que sonharam junto comigo e que, de alguma forma, me ajudaram a chegar até aqui.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa.

À UFRN, ao Laboratório de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (LARHISA) e ao Centro de Tecnologia de Engenharia (CTEC) pelo espaço concedido para realização deste trabalho. Obrigada à Pedro, por estar sempre disponível para ajudar, por marcar e desmarcar as coletas sempre que preciso e por nunca nos deixar esquecer dos prazos, à Célia, por sempre ter uma palavra de carinho e uns lanchinhos que nos animavam quando estávamos desolados na copa do LARHISA, e à Radmila, pela ajuda no laboratório, com metodologias, cálculos, vidraria e reagentes.

À minha querida orientadora, Karina Patrícia Vieira da Cunha, por ter me recebido de braços abertos, por sempre passar o conhecimento com tanto amor, fazendo com que seus alunos se apaixonem também pela ciência do solo. Obrigada por ser tão paciente, dedicada, companheira e por ter acreditado e me conduzido de forma impecável neste trabalho. Você é um exemplo não só de profissional, mas de ser humano.

Ao meu coorientador, Carlos Wilmer Costa, pela disponibilidade e pelo auxílio na correção desse trabalho. E à banca examinadora, Carolina Malala Martins Souza e Airon José da Silva, pelas valiosas contribuições.

Aos professores do PPGESA, por todo conhecimento compartilhado, pela dedicação aos alunos e por contribuírem na luta de um ensino público de qualidade para todos.

Aos meus colegas de turma, por serem exemplo de que o mestrado não é um ambiente de competição e por mostrarem que todos podem se ajudar. Obrigada pelos estudos em grupo que foram tão importantes. Em especial a Daniel Jádson, Fernanda Jucá, Fernanda Monicelli e Tamil Sakthi.

A equipe do LabSolo, em nome de Indredy Nataly, Jéssica Freire e Giulliana Cunha, por terem me acolhido tão bem, pelos ensinamentos no laboratório, pelas dúvidas tiradas, pelas

parcerias nos artigos, pelo auxílio nas coletas, pelas comilanças, e por tantos momentos maravilhosos de descontração. Agradeço especialmente à Giu, por toda a ajuda que me deu no laboratório, pelas vezes que ligou ou desligou aparelhos pra mim, ou que foi no laboratório só pra me fazer companhia quando eu estava sozinha, pela parceria em congresso, viagem, almoço, e lanchinhos não muito saudáveis.

Aos funcionários das prefeituras municipais, pelo fornecimento de dados dos lixões e por possibilitar a realização das coletas. Aos alunos das turmas de Pedologia e Recuperação de áreas degradadas, pela ajuda nas coletas e aos motoristas do CT-UFRN que nos levaram em segurança à tantas coletas.

A minha família, em especial meus pais, Acácio e Luíza, por mostrarem que estudo sempre deveria estar em primeiro lugar e por me apoiarem em minhas escolhas. Aos meus irmãos Bruna e Caio que, apesar da chatice e das brigas, sempre estiveram ao meu lado.

Aos meus amigos que me acompanharam, torceram, ajudaram quando possível e ouviram meus lamentos e comemorações. Obrigada por sempre estarem comigo, Clarice, Debinha, Fernanda, Jeri, Júlia, Livinha, Pris, Raissa e Renata. Vocês são mulheres incríveis e maravilhosas!

Não poderia deixar de agradecer aos professores André Calado, Beldson Elias, Jean Tavares e Marco Calazans, do IFRN, vocês foram responsáveis por eu me apaixonar não só pela área do saneamento, mas também pela área da pesquisa. Obrigada por terem me incentivado e pela disponibilidade para sanar dúvidas nos momentos de estudos para seleção do mestrado. À André, um agradecimento especial por ter despertado em mim o desejo de fazer o mestrado, obrigada pelo apoio. Vocês são profissionais incríveis.

E por fim, a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

# IMPACTOS DA DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NA QUALIDADE DE SOLOS DAS REGIÕES TROPICAL ÚMIDA E SEMIÁRIDA POTIGUAR

## RESUMO

Embora a disposição de resíduos ainda ocorra de forma irregular em muitos locais no mundo, às informações sobre os impactos da disposição irregular na qualidade do solo após um longo tempo de desativação e em diferentes condições ambientais são escassas. No presente estudo, foram investigadas as mudanças nas características físicas e químicas do solo causadas pela disposição irregular de resíduos sólidos em diferentes lixões e condições climáticas. A qualidade do solo foi avaliada em dois locais com sucessão cronológica em relação a disposição de resíduos: (1) solo natural, com características originais do solo; e (2) solo antropogênico, presentes nos lixões desativados. Vinte e quatro áreas foram amostradas, sendo doze áreas de solo antropogênico e doze áreas do respectivo solo natural. Das vinte e quatro áreas, oito em ambiente tropical úmido e dezesseis em ambiente semiárido. As amostras de solo foram caracterizadas física e quimicamente e tiveram os teores de metais pesados Cu, Cr, Ni, Pb e Zn determinados. Os resultados mostraram que a disposição irregular de resíduos impacta significativamente a qualidade do solo independente do uso atual dos lixões e do clima tropical úmido ou semiárido. O crescimento espontâneo da vegetação nos solos dos antigos lixões não muda a condição de degradação desses solos. Dentre as fontes de variação, a dimensão do lixão, o tempo em que o lixão permaneceu ativo e o tempo que está desativado influenciaram as respostas dos atributos físicos, químicos e dos teores de metais pesados. Os solos antropogênicos apresentaram ampla variabilidade dos atributos estudados formando um grupo de solos mais heterogêneos quando comparados aos respectivos solos naturais. Os atributos que melhor distinguiram os solos antropogênicos dos naturais foram teor de areia e argila, Ds, PT, pH, carbono orgânico total, fósforo disponível e teores dos metais pesados Cu, Ni, Pb e Zn. Nosso resultado destaca que os impactos da disposição irregular de resíduos sólidos para a qualidade do solo são notáveis e persistem por um longo tempo se as áreas não forem recuperadas após o encerramento dos lixões. Esses dados são importantes para as autoridades locais estabelecerem políticas de direcionamento mais eficazes para a melhoria da qualidade do solo e o controle da propagação de contaminantes em áreas impactadas pela disposição de resíduos municipais.

**Palavras-chave:** Degradação do solo; Lixão; Solo antropogênico.

## **IMPACTS OF THE DISPOSITION OF SOLID URBAN WASTE ON SOIL QUALITY IN THE HUMIDITY AND SEMI-ARID POTIGUAR REGIONS**

### **ABSTRACT**

Although waste disposal still occurs irregularly in many places around the world, information on the impacts of irregular disposal on soil quality after a long period of decommissioning and under different environmental conditions is scarce. In the present study, changes in the physical and chemical characteristics of the soil caused by the irregular disposal of solid waste in different dumps and climatic conditions were investigated. Soil quality was assessed in two locations with chronological succession in relation to waste disposal: (1) natural soil, with original soil characteristics; and (2) anthropogenic soil, present in deactivated dumps. Twenty-four areas were sampled, with twelve areas of anthropogenic soil and twelve areas of the respective natural soil. Of the twenty-four areas, eight in a humid tropical environment and sixteen in a semi-arid environment. The soil samples were characterized physically and chemically and had the contents of heavy metals Cu, Cr, Ni, Pb and Zn determined. The results showed that the irregular disposal of residues significantly impacts the quality of the soil regardless of the current use of the dumps and the humid or semi-arid tropical climate. The spontaneous growth of vegetation in the soils of the old dumps does not change the degradation condition of these soils. Among the sources of variation, the size of the dump, the time the dump remained active and the time that it was deactivated influenced the responses of the physical, chemical and heavy metal contents. The anthropogenic soils showed wide variability of the studied attributes forming a group of more heterogeneous soils when compared to the respective natural soils. The attributes that best distinguished anthropogenic from natural soils were sand and clay content, Ds, PT, pH, total organic carbon, available phosphorus and levels of heavy metals Cu, Ni, Pb and Zn. Our result highlights that the impacts of the irregular disposal of solid waste on the quality of the soil are remarkable and persist for a long time if the areas are not recovered after the closure of the dumps. These data are important for local authorities to establish more effective targeting policies for improving soil quality and controlling the spread of contaminants in areas impacted by the disposal of municipal waste.

**Keywords:** Soil degradation; Dumpsite; Anthropogenic soil.

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	9
<b>2 MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	11
<b>2.1 Localização e caracterização ambiental da área de estudo</b> .....	11
<b>2.2 Amostragem e análises de solo</b> .....	14
<b>2.3 Análises estatísticas</b> .....	16
<b>3 RESULTADOS</b> .....	17
<b>3.1 Alteração dos atributos físicos do solo</b> .....	17
<b>3.2 Alteração nos atributos químicos do solo</b> .....	19
<b>3.3 Teores de metais pesados no solo</b> .....	21
<b>3.4 Análises estatísticas multivariadas</b> .....	23
<b>4 DISCUSSÃO</b> .....	27
<b>4.1 Características físicas e químicas dos solos afetados pela disposição de resíduos</b> .....	27
<b>4.2 Metais pesados em solos</b> .....	30
<b>4.3 Impactos da disposição de resíduos na qualidade do solo</b> .....	31
<b>5 CONCLUSÕES</b> .....	32
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	33
<b>APÊNDICES</b> .....	38

## 1 INTRODUÇÃO

As atividades antrópicas geram grandes quantidades de resíduos sólidos que acabam sendo dispostos de forma inadequada no ambiente, principalmente nos países em desenvolvimento (ALI et al., 2014). A disposição irregular de resíduos sólidos urbanos em lixões é um dos maiores problemas da atualidade, acarretando em diversos impactos negativos para o ambiente. No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) traz que o Plano Nacional de Resíduos Sólidos deve conter metas para eliminação e recuperação dos lixões no país (BRASIL, 2010).

Nos lixões, os resíduos sólidos são dispostos no solo sem a devida proteção sanitária e ambiental, e como consequência, o solo é um dos primeiros e mais afetados componentes da bacia hidrográfica por essa disposição. No entanto, o fluxo vertical e horizontal de contaminantes no solo pode levar a degradação às áreas adjacentes gerando perdas de biodiversidade e de qualidade da água e do ar, e riscos à saúde humana (FERDIN; OSCO; RIGOLIN, 2015). A compreensão das mudanças nas características do solo e como essas influenciam a propagação da degradação facilita o monitoramento e a tomada de decisões em áreas de disposição irregular de resíduos.

Estudos que investigam o risco potencial de contaminação do ambiente por metais pesados devido a disposição de resíduos são recorrentes na literatura (TENODI et al., 2020; ADELOPO et al., 2018; ADAMCOVÁ et al., 2016). Poucos estudos abordam a mudança nas características físicas e químicas do solo após um longo tempo de fechamento dos lixões em diferentes condições ambientais.

Nas áreas de disposição de resíduos sólidos, o impacto antrópico se manifesta principalmente por meio da escavação, mistura e/ou inversão de horizontes do solo, tráfego de veículos pesados, aporte de resíduos das mais diversas atividades humanas e cobertura superficial com materiais alóctones. Como consequência, o solo sofre desestruturação dos horizontes, compactação e erosão. E do ponto de vista químico, a contaminação por metais pesados e o aporte excessivo de matéria orgânica, sais solúveis e nutrientes ultrapassam a capacidade do solo agir como sumidouro, passando a ser fonte difusa desses contaminantes para a bacia hidrográfica (PASTOR; HERNÁNDEZ, 2012; ALI et al., 2014; HUANG et al., 2015; OJURI, AYODELE; OLUWATUYI, 2018; HERRERO et al., 2020).

A influência antrópica no solo é tão incisiva que em vários sistemas taxonômicos foram introduzidas classes para enquadrar os solos originados pela ação antrópica. Atualmente, o sistema taxonômico internacional WRB (World Reference Base for Soil Resources) (FAO,

2015) apresenta duas ordens que enquadram os solos antropogênicos: (1) Anthrosols, relacionados a intensivo uso pela agricultura; e (2) Technosols, que apresentam uma grande variedade de artefatos humanos.

No Brasil, ainda não há uma classe para enquadramento dos solos antropogênicos. O Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) menciona apenas o “horizonte A antrópico”, como aquele formado ou modificado pela ação antrópica, onde há a presença de artefatos cerâmicos ou líticos, ossos, conchas ou vestígios de ação do fogo (SANTOS et al., 2018). Entretanto, nos lixões desativados, os impactos no solo não se restringem ao horizonte superficial e a presença de artefatos humanos é detectada ao longo de todo o perfil do solo.

Devido ao crescente número de locais afetados por atividades antrópicas e ao seu impacto no ambiente, na paisagem, e na saúde humana, os solos antropogênicos têm despertado uma crescente preocupação da pedologia (LEHMANN; STAHR, 2007; SÉRÉ et al., 2008; CARDINALE et al., 2010; KABALA et al., 2018; DAZZI; LO PAPA, 2019). Percebe-se que o conhecimento a cerca desses solos está em contínuo desenvolvimento e espera-se a identificação de novos atributos diagnósticos a fim de simplificar a classificação, o manejo e monitoramento dos solos antropogênicos (LEHMANN; STAHR, 2007; SÉRÉ et al., 2008; CARDINALE et al., 2010; KABALA et al., 2018; DAZZI; LO PAPA, 2019).

Em lixões desativados, a resposta dos atributos do solo à influência humana pode variar a depender tanto de fatores naturais como clima, hidrologia local, características da paisagem, como dos fatores antrópicos: tipos de resíduos que foram aterrados, tempo de atividade do lixão, e uso e manejo atual da área (HERNÁNDEZ; ALCAZAR; PASTOR, 1998; OJO-AWO; AGBABIKA; ILESANMI, 2018). Um estudo anterior mostrou que a contaminação dessas áreas tende a persistir mesmo se a disposição de resíduos for cessada, podendo durar décadas após o encerramento do lixão (POSSAMAI et al., 2007).

A investigação dos impactos da disposição de resíduos na qualidade do solo vem despertando interesse crescente dos cientistas do solo (HERNÁNDEZ; ALCAZAR; PASTOR, 1998; FÁVARO, 2014; HUANG et al., 2015; PICKETT; CADENASSO, 2009; GREINERT, 2015; MUSIELOK et al., 2018). Porém, esses estudos tratam de casos específicos, com extenso conjunto de variáveis, mas com amostragem de apenas um lixão (BELI et al., 2005; ADNAN; YUSOFF; CHUA, 2013; FÁVARO, 2014; HUANG et al., 2015; OJURI; AYODELE; OLUWATUYI, 2018). Nesses casos, os resultados produzidos são específicos do local e, portanto, difíceis de generalizar, principalmente, onde se tem uma ampla variação da paisagem.

Pesquisas que visam avaliar maior número de lixões em diferentes condições ambientais ou contextos pedogenéticos diferentes, contendo um conjunto mais simplificado de variáveis,

seguindo um mesmo delineamento experimental, ampliam a possibilidade de entendimento da relação causa-efeito investigada. Além disso, geram dados relevantes para: (1) proposição de medidas mais sustentáveis para encerramento dos lixões ainda ativos e recuperação das áreas desativadas e abandonadas; e (2) compreensão do quanto a resposta do solo à ação humana é determinada por fatores naturais ou independem deles.

Portanto, investigações sobre os impactos da disposição irregular de resíduos na qualidade do solo, incluindo o aporte de metais pesados no solo, são cruciais para garantir que a saúde humana e os riscos ambientais sejam levados em consideração. A avaliação de risco é particularmente relevante para ecossistemas naturalmente frágeis, como o semiárido brasileiro. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar as mudanças nas características físicas e químicas do solo causadas pela disposição irregular de resíduos sólidos em condições de clima tropical úmido e tropical semiárido. Também foram avaliados os impactos da disposição de resíduos nos teores de metais Cu, Cr, Ni, Pb e Zn. A hipótese deste trabalho é que os impactos da disposição de resíduos sólidos na qualidade do solo são mais significativos no semiárido devido ao menor grau de desenvolvimento desses solos.

## **2 MATERIAIS E MÉTODOS**

### **2.1 Localização e caracterização ambiental da área de estudo**

O estudo foi realizado em vinte e quatro áreas no estado do Rio Grande do Norte (RN), sendo doze áreas de disposição irregular de resíduos sólidos desativadas denominadas como solos antropogênicos (1A a 12A) (Figura 1C e 1D), e doze áreas de solo natural (1N a 12N), com vegetação nativa, adjacentes as áreas de disposição irregular (Figura 1A e 1B). Estas áreas estão localizadas em doze municípios do RN (Figura 1).

Esses municípios apresentam diferentes classes de solo e associações baseadas no Sistema Brasileiro de Classificação do Solo (SANTOS et al., 2011) (Tabela 1). As precipitações médias variam de 430 a 1583 mm por ano, com classificação climática de Köppen variando entre As e BSh (ALVARES et al., 2013).

O ano de amostragem do solo variou de 2015 a 2019. As áreas de amostragem foram selecionadas de modo a abranger diferentes classes de solo e baseadas na facilidade de acesso e disponibilidade das prefeituras municipais em disponibilizar informações e dados históricos das áreas.

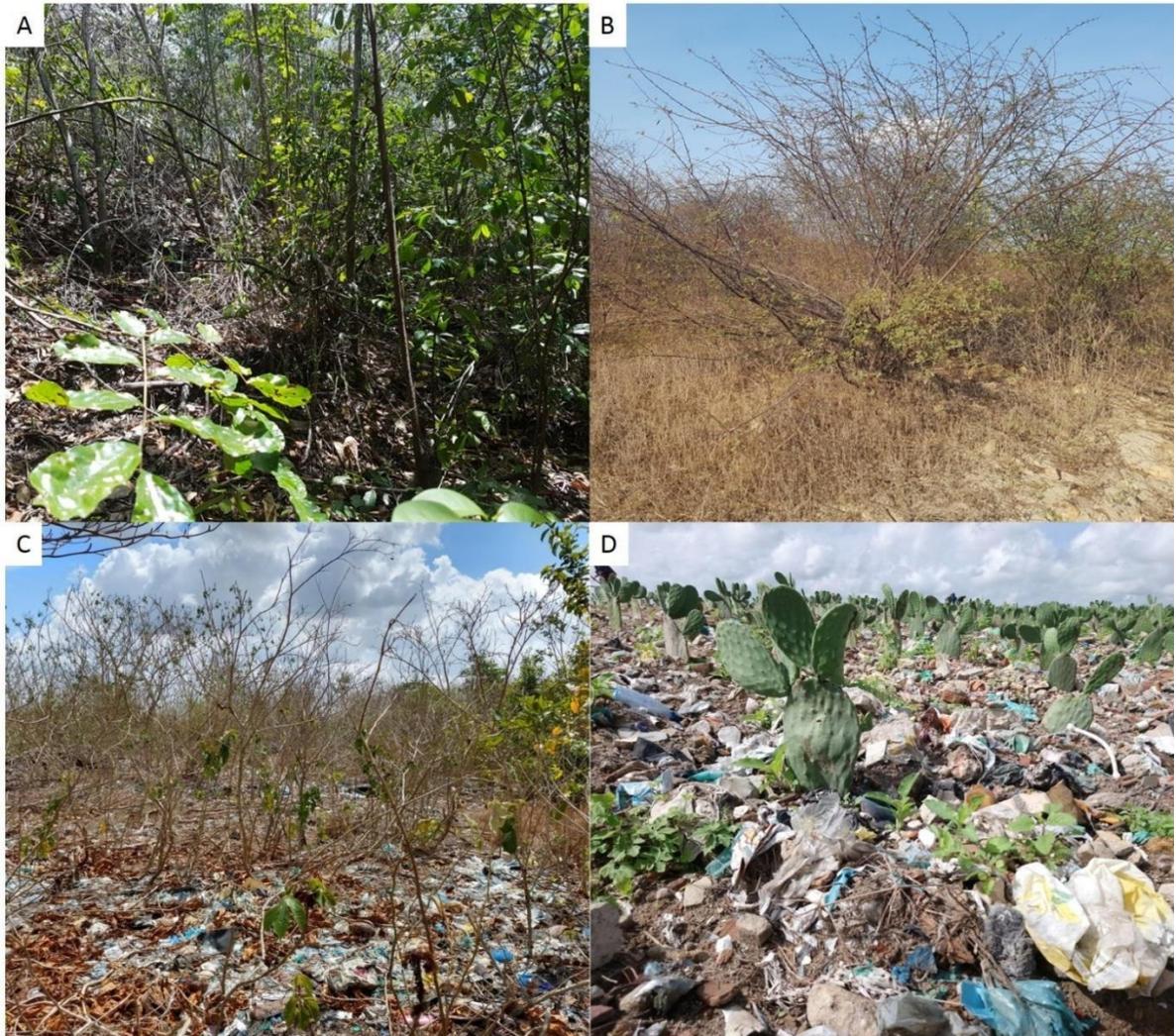
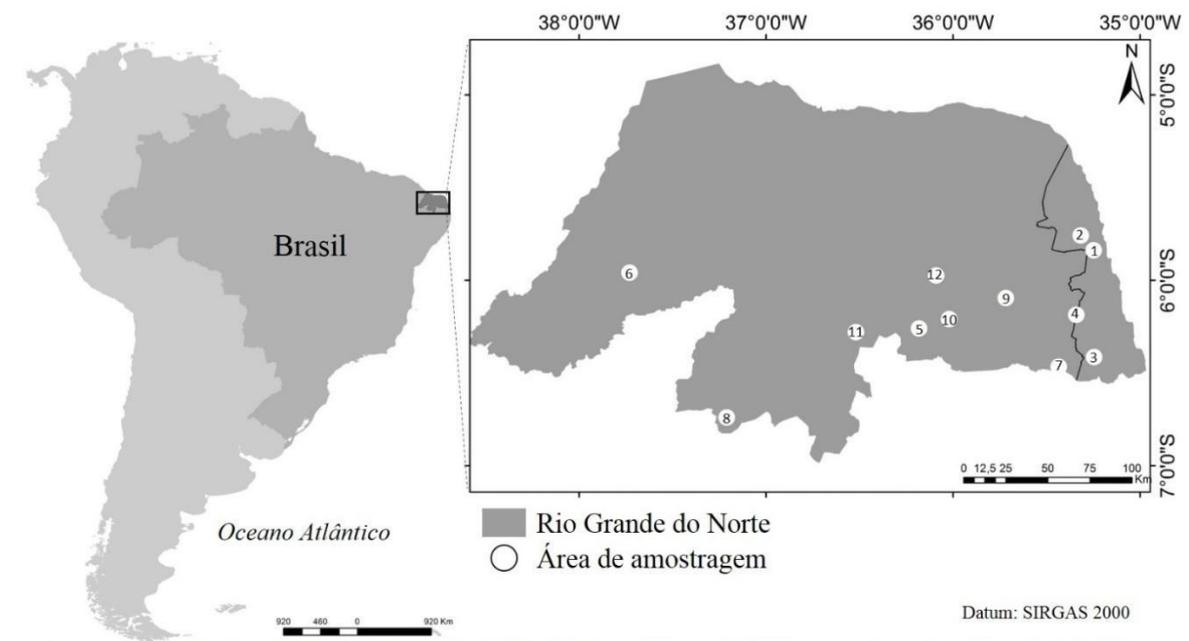


Figura 1. Localização das áreas de disposição irregular de resíduos sólidos urbanos amostradas no estado do Rio Grande do Norte. Vegetação nativa tropical úmido e semiárido (A e B, respectivamente) e área de disposição irregular de resíduos sólidos urbanos tropical úmido e semiárido (C e D, respectivamente). Linha cinza refere-se à divisão entre a região tropical úmida e semiárido.

Tabela 1. Classificação dos solos naturais, sede municipal, e dados climáticos das áreas de disposição irregular de resíduos sólidos urbanos de municípios do Rio Grande do Norte. Clima Bsh: Semiárido quente; As: Tropical quente e úmido. Fonte: SANTOS, 2011; ALVARES et al., 2013.

Área	Sigla	Classe de solo	Município	Clima	Precipitação média (mmano <sup>-1</sup> )
1N	RQo1	Neossolos Quartzarênico Órticos	Natal	As	1583
2N	GZn1	Gleissolos Sálcos Sódicos	São Gonçalo do Amarante	As	1252
3N	PVAe6	Argissolos Vermelho-Amarelos Eutróficos + Neossolos Litólicos Eutróficos	Pedro Velho	As	1205
4N	PVAd51	Argissolos Vermelho-Amarelos Distróficos + Planossolos Hápicos Eutróficos + Neossolos Flúvicos Ta Eutróficos	Brejinho	As	970
5N	RLe15	Neossolos Litólicos Eutróficos + Luvisolos Crômicos Órticos + Planossolos Hápicos Eutróficos	Campo Redondo	BSh	938
6N	RRe2	Neossolos Regolíticos Eutróficos + Neossolos Litólicos Eutróficos + Argissolos Vermelho-Amarelos Eutróficos	Olho D'água dos Borges	BSh	793
7N	SXe15	Planossolos Hápicos Eutróficos + Argissolos Vermelho-Amarelos Distróficos + Neossolos Litólicos Eutróficos	Nova Cruz	BSh	737
8N	TCo10	Luvisolos Crômicos Órticos + Neossolos Litólicos Eutróficos + Planossolos Nátricos Órticos	São João do Sabugi	BSh	637
9N	PVAd51	Argissolos Vermelho-Amarelos Distróficos + Planossolos Hápicos Eutróficos + Neossolos Flúvicos Ta Eutróficos	Serra Caiada	BSh	559
10N	TCp2	Luvisolos Crômicos Pálicos + Latossolos Vermelho-Amarelos Eutróficos + Argissolos Vermelho-Amarelos Eutróficos	Santa Cruz	BSh	499
11N	RLe1	Neossolos Litólicos Eutróficos	Currais Novos	BSh	447
12N	TCo11	Luvisolos Crômicos Órticos + Neossolos Litólicos Eutróficos + Planossolos Hápicos Eutróficos	São Tomé	BSh	430

É comum a todas as áreas de disposição de resíduos sólidos desativadas a ausência de medidas de proteção sanitária e ambiental como a impermeabilização do solo, e a instalação de sistemas de controle de gases e lixiviados (ABNT, 1997).

O tempo de recebimento de resíduos nessas áreas variou de 4 a 50 anos (Tabela 2), e estes não passaram por nenhum tipo de separação, ou seja, nesses municípios não era realizada a coleta seletiva. Em algumas localidades, o solo também recebeu resíduos de serviços de saúde e de outras fontes. O tempo que os lixões estão desativados variou de 1 a 18 anos, apresentando diferentes usos atuais no momento da amostragem do solo (Tabela 2).

## 2.2 Amostragem e análises de solo

Foram coletadas amostras deformadas de 0-40 cm de profundidade em cada área, cada uma delas formada por dez amostragens simples em caminho percorrido em zig-zag que após a sua homogeneização formou uma amostra composta. Esse procedimento foi repetido três vezes para obtenção de três amostras compostas para cada área em estudo totalizando 30 amostras simples para cada área estudada.

Os mesmos procedimentos foram realizados para coleta em área de solos naturais com cobertura vegetal preservada próxima aos lixões com a mesma classe de solo indicada para o ponto de localização dos lixões (SANTOS et al., 2011), para fins de comparação e conhecimento do grau de intervenção antrópica sofrido nessas áreas.

O primeiro passo para o início das análises foi a preparação do solo, para obter a Terra Fina Seca em Estufa (TFSE): o solo foi seco em estufa à 105°C até peso constante, destorroado e peneirado com peneira de 2 mm de abertura (TEIXEIRA et al., 2017).

Os atributos físicos analisados e suas respectivas metodologias foram: densidade do solo ( $D_s$ ), pelo método da proveta; densidade de partícula ( $D_p$ ), método do balão volumétrico; granulometria, método da pipeta; e porosidade total ( $P_t$ ), pela relação entre densidade do solo e densidade de partículas conforme equação 1 (TEIXEIRA et al., 2017).

$$P_t = [1 - (D_s/D_p)] \times 100$$

(Equação 1)

Tabela 2. Informações referentes às áreas de disposição irregular de resíduos sólidos urbanos em estudo no Rio Grande do Norte, Brasil

Área	Município	Área (m <sup>2</sup> )	Tempo ativo (ano)	Tempo desativado (ano)	Uso atual
1A	Natal	160000	30	11	Estação de transbordo
2A	São Gonçalo do Amarante	41500	20	12	Vegetação espontânea
3A	Pedro Velho	60000	4	4	Vegetação espontânea
4A	Brejinho	19300	5	4	Vegetação espontânea
5A	Campo Redondo	2300	4	1	Solo Exposto
6A	Olho D'água dos Borges	17000	11	1	Solo Exposto
7A	Nova Cruz	8600	6	15	Cultivo agrícola
8A	São João do Sabugi	14300	17	3	Solo Exposto
9A	Serra Caiada	16100	8	8	Cultivo agrícola
10A	Santa Cruz	19100	20	18	Vegetação espontânea
11A	Currais Novos	1230000	50	9	Vegetação espontânea
12A	São Tomé	42000	14	8	Vegetação espontânea

Os atributos químicos analisados e suas metodologias foram: pH em água (1:2,5); condutividade elétrica (CE) em água (1:1); carbono orgânico total (COT), pelo método Walkley-Black modificado; e fósforo disponível, por Colorimetria após extração com extrator Mehlich-1 (TEIXEIRA et al, 2017).

O conjunto de variáveis analisados foi selecionado com base em estudos anteriores (ARAÚJO, 2014; ALVES, 2016), onde foram verificadas correlações entre essas variáveis e os processos de degradação ambiental instalados nas áreas.

Foram também analisados os teores pseudototais dos metais pesados: Cobre (Cu), Cromo (Cr), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) pelo método 3051A (USEPA, 1998). Seguindo essa metodologia, amostras do solo foram peneiradas em peneira de 100 mesh e a digestão das amostras foi realizada em sistema fechado na rampa de temperatura por 12 minutos, tempo para atingir 180°C, e foram mantidas nessa temperatura por mais dez minutos. Após o resfriamento, as amostras foram passadas para balões volumétricos de 50 mL, que foram preenchidos com água destilada. Para leitura dos metais, foi utilizado espectrofotômetro de absorção atômica. A qualidade das análises foi aferida pelo uso de *spikes* e de um material de referência (SRM 2709a San Joaquin Soil) com valores certificados para os metais; as recuperações variaram de 87 a 103%.

Com a aplicação da metodologia 3051A da United States Environmental Protection Agency (USEPA), os valores encontrados referem-se aos valores dos teores de metais pseudototais, no entanto, neste trabalho está sendo denominado genericamente como teores de metais pesados.

### 2.3 Análises estatísticas

A análise exploratória de estatística descritiva foi realizada separando, no conjunto de dados, os solos naturais dos solos antropogênicos para facilitar a discussão dos resultados de cada variável em estudo comparando os dois grupos de solo. Foi calculada a média das variáveis físicas, químicas e dos teores de metais pesados do solo para o cálculo da taxa de alteração (aumento ou redução) dos atributos dos solos antropogênicos em relação ao solo natural. O cálculo da taxa foi realizado através da equação 2.

$$Taxa(\%) = \left( \frac{Média\ do\ solo\ antropogênico - Média\ do\ solo\ natural}{Média\ do\ solo\ natural} \right) \times 100 \quad (\text{Equação 2})$$

Com o intuito de identificar a intensidade das relações entre os dados analisados, foram calculados os coeficientes de correlação linear de *Pearson* para os solos naturais e os solos antropogênicos, entre os atributos físicos, químicos e teores de metais pesados, além de dados relacionados aos lixões amostrados.

Análises de Componentes Principais (ACP) foram realizadas utilizando o programa PC-ORD v.6, a primeira com os dados dos atributos físicos e a segunda com dados de atributos químicos e teores de metais pesados, com o intuito de agrupar e identificar quais fatores e atributos do solo mais influenciaram na distinção entre solos naturais e antropogênicos.

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 Alteração dos atributos físicos do solo

Os solos analisados foram predominantemente arenosos. As classes texturais variaram de areia a argilo-arenosa (Tabela 3). Dos doze solos antropogênicos estudados, dez apresentaram classe textural diferentes do respectivo solo natural. Os teores de argila aumentaram nos solos antropogênicos comparados ao respectivo solo natural.

Os valores de  $D_s$  e  $D_p$  foram em média menores nos solos antropogênicos, e consequentemente os valores de  $PT$  aumentaram nesses solos (Tabela 3). Foram encontradas correlações negativas de  $D_s$ ,  $D_p$  e  $PT$  com  $COT$  ( $r=-0,60$ ,  $p<0,05$ ;  $r=-0,86$ ,  $p<0,01$ ; e  $r=-0,56$ ,  $p<0,05$ , respectivamente) nos solos antropogênicos (Apêndice 2). Ainda nos solos antropogênicos,  $D_s$  esteve correlacionada negativamente com a área do lixão ( $r=-0,59$ ,  $p<0,05$ ) e com o tempo que os lixões estão desativados ( $r=-0,56$ ,  $p<0,05$ ), evidenciando que quanto maior a área e o tempo de desativação menor a  $D_s$  (Apêndice 2).

$D_p$  e  $PT$  apresentaram correlações negativas com a área ( $r=-0,87$ ,  $p<0,01$  e  $r=-0,60$ ,  $p<0,05$ , respectivamente) e o tempo ativo do lixão ( $r=-0,77$ ,  $p<0,01$  e  $r=-0,57$ ,  $p<0,05$ , respectivamente). Essas correlações indicam que as mudanças nas características físicas do solo de lixões variam em função da dimensão do lixão, do tempo que permaneceu ativo e do tempo que está desativado. Nos solos antropogênicos, a redução da  $D_p$  e  $PT$  foram acompanhadas de incrementos nos teores de metais pesados, com exceção do Zn (Cu:  $r=-0,86$ ,  $p<0,01$  e  $r=-0,65$ ,  $p<0,05$ ; Ni:  $r=-0,86$ ,  $p<0,01$  e  $r=-0,64$ ,  $p<0,05$ ; Pb:  $r=-0,86$ ,  $p<0,01$  e  $r=-0,63$ ,  $p<0,05$ ; Cr:  $r=-0,88$ ,  $p<0,01$  e  $r=-0,67$ ,  $p<0,05$  e  $r=-0,67$ ,  $p<0,05$ , respectivamente).

Tabela 3. Média dos atributos físicos do solo naturais e antropogênicos presentes nos lixões estudados. Ds = Densidade do solo; Dp = Densidade de partículas; PT = Porosidade Total; A = Areia; AF = Areia Franca; AA= Argiloarenosa; FA = Franco-arenoso; FAA = Franco- argiloarenosa.

Área	Ds g cm <sup>-3</sup>	Dp	PT %	Areia	Silte g kg <sup>-1</sup>	Argila	Classe Textural
<b>Solos Naturais</b>							
<i>Tropical úmido</i>							
1N	1,54	2,54	39,42	984,74	3,57	11,69	A
2N	1,49	2,91	48,88	917,92	12,20	69,88	AF
3N	1,27	2,63	51,93	702,12	76,22	221,68	FAA
4N	1,31	2,67	50,87	747,38	13,33	239,29	FAA
<i>Tropical Semiárido</i>							
5N	1,52	2,73	44,47	807,30	93,50	99,20	AF
6N	1,68	2,73	38,64	711,00	249,00	40,00	FA
7N	1,51	2,81	46,14	839,77	64,70	95,55	AF
8N	1,67	2,67	37,32	832,99	66,36	100,65	AF
9N	1,40	2,75	49,03	770,57	110,35	119,10	FA
10N	1,28	2,68	52,33	722,62	85,72	191,67	FA
11N	1,40	2,79	49,82	645,67	204,33	150,00	FA
12N	1,43	2,86	50,20	743,63	136,92	119,45	FA
<b>Média</b>	1,46	2,73	46,59	785,48	93,02	121,51	-
<b>Desvio Padrão</b>	0,14	0,10	5,39	96,46	74,88	69,17	-
<b>Solos Antropogênicos</b>							
<i>Tropical úmido</i>							
1A	1,42	2,62	45,55	608,61	2,22	389,18	AA
2A	1,40	2,74	49,00	822,18	30,77	147,05	FA
3A	1,46	2,92	49,94	833,27	37,15	129,58	AF
4A	1,41	2,58	45,11	881,55	32,14	86,32	AF
<i>Tropical Semiárido</i>							
5A	1,39	2,75	49,33	720,17	115,30	164,53	FA
6A	1,52	2,79	45,42	715,00	239,50	46,50	AF
7A	1,27	2,58	50,90	790,83	98,27	110,90	FA
8A	1,50	2,64	43,07	759,72	91,85	148,42	FA
9A	1,47	2,70	45,52	864,30	32,80	102,90	AF
10A	1,35	2,74	50,70	760,07	110,63	129,32	FA
11A	1,22	2,07	41,06	840,67	139,33	20,00	AF
12A	1,32	2,62	49,52	717,50	185,87	96,63	FA
<b>Média</b>	1,39	2,64	47,09	776,15	92,98	130,94	-
<b>Desvio Padrão</b>	0,09	0,21	3,22	78,36	71,12	91,54	-
<b>Taxa de alteração</b>	-4,79	-3,29	1,08	-1,19	-0,43	7,76	-

### 3.2 Alteração nos atributos químicos do solo

Os solos antropogênicos apresentaram aumento no pH, com incremento médio de 27,57% em relação à média do solo natural (Tabela 4). De forma semelhante, a menor CE foi encontrada em solos naturais e a maior em solos antropogênicos. Para CE a taxa média de aumento de 86,75%, evidenciando uma tendência a salinização desses solos.

Nos solos antropogênicos, CE esteve correlacionada positivamente com os teores de fósforo disponível ( $r=0,82$ ,  $p<0,01$ ), ou seja, à medida que ocorreu aumento de sais em solução (CE) também foram incrementados os teores disponíveis de fósforo nesses solos (Apêndice 2).

COT aumentou 51,34% nos solos antropogênicos, que apresentou em média  $13,70 \text{ mgdm}^{-3}$ . O desvio padrão dos teores de COT nos solos antropogênicos foi de  $12,24 \text{ mgdm}^{-3}$ , enquanto nos solos naturais foi de  $4,49 \text{ mgdm}^{-3}$  (Tabela 4).

Nos solos antropogênicos, COT se correlacionou positivamente com o tempo em que o lixão permaneceu ativo ( $r=0,66$ ,  $p<0,05$ ) e com os metais, com exceção de Zn (Cu:  $r=0,94$ ,  $p<0,01$ ; Ni:  $r=0,94$ ,  $p<0,01$ ; Pb:  $r=0,94$ ,  $p<0,01$ ; Cr:  $r=0,93$ ,  $p<0,01$ ) (Apêndice 2). Esse resultado indica que quanto maior o tempo que o lixão permaneceu ativo, maior o aporte de carbono e de metais pesados no solo.

O teor de fósforo disponível nos solos antropogênicos foi em média  $1028,99 \text{ mgdm}^{-3}$ , 2501,49% a mais que nos solos naturais. O máximo teor de fósforo disponível foi de  $3036,38 \text{ mgdm}^{-3}$  no solo antropogênico (no local 7A), que possuía naturalmente  $12,12 \text{ mgdm}^{-3}$ . Enquanto o desvio padrão para o fósforo disponível nos solos naturais era de  $70,25 \text{ mgdm}^{-3}$ , nos solos antropogênicos, o desvio padrão passou a ser  $804,56 \text{ mgdm}^{-3}$  (Tabela 4).

Nos solos naturais 9N e 10N foram encontrados teores de fósforo disponível maiores do que é esperado naturalmente em solos tropicais semiáridos. Na pecuária extensiva, atividade bastante comum nos municípios do semiárido Potiguar, os animais soltos pastejam em áreas de Caatinga e aportam fósforo por meio de seus excrementos, justificando a ocorrência desses teores mais elevados.

Maiores valores de pH, CE, COT e P disponível foram encontrados nos solos antropogênicos localizados na região tropical semiárida quando comparados aos solos antropogênicos da região tropical úmida. De maneira geral, os atributos químicos dos solos antropogênicos apresentaram desvio padrão consideravelmente maiores que nos solos naturais. Isso evidencia que a disposição irregular de resíduos condiciona a formação de um grupo de solos mais heterogêneos para as características químicas estudadas (Tabela 4).

Tabela 4. Média dos atributos químicos dos solos naturais e antropogênicos presentes nos lixões estudados. pH = Potencial Hidrogeniônico; CE = Condutividade Elétrica; COT = Carbono Orgânico Total; P = Fósforo disponível.

<b>Código</b>	<b>pH</b> (1/2,5)	<b>CE</b> $\mu\text{s cm}^{-1}$	<b>COT</b> $\text{mg dm}^{-3}$	<b>P</b>
<b>Solos Naturais</b>				
<i>Tropical Úmido</i>				
1N	5,73	18,03	6,15	0,98
2N	5,99	157,67	8,48	9,43
3N	4,96	217,48	10,18	8,06
4N	4,88	38,87	9,22	10,71
<i>Tropical Semiárido</i>				
5N	4,74	166,33	8,67	14,32
6N	6,32	45,00	6,20	16,65
7N	4,77	284,35	8,31	12,12
8N	5,41	31,82	1,77	26,49
9N	7,29	151,67	10,53	247,18
10N	6,24	311,83	9,08	99,53
11N	7,63	240,00	21,22	10,29
12N	5,58	403,03	8,83	18,89
<b>Média</b>	5,80	172,17	9,05	39,55
<b>Desvio Padrão</b>	0,95	124,35	4,49	70,25
<b>Solos Antropogênicos</b>				
<i>Tropical Úmido</i>				
1A	5,79	29,17	0,97	0,86
2A	7,58	205,67	9,68	415,17
3A	7,02	282,52	10,33	1002,15
4A	7,38	119,25	17,48	1159,17
<i>Tropical Semiárido</i>				
5A	6,60	736,27	8,63	1711,18
6A	8,20	255,00	8,05	331,81
7A	7,42	681,83	11,66	3036,38
8A	7,99	297,83	14,38	538,12
9A	7,60	222,83	9,63	651,41
10A	7,73	350,67	12,30	1446,03
11A	7,28	237,60	50,51	772,36
12A	8,14	439,83	10,81	1283,25
<b>Média</b>	7,39	321,54	13,70	1028,99
<b>Desvio Padrão</b>	0,68	208,85	12,24	804,56
<b>Taxas de alteração</b>	27,57	86,75	51,34	2501,49

A disposição de resíduos sólidos resultou em menores taxas de alteração dos atributos físicos que dos atributos químicos. A maior alteração identificada nas características físicas desses solos está relacionada ao aumento no teor de argila de 7,76% no solo antropogênico (Tabela 3). Enquanto Ds, Dp e teor de areia apresentaram taxas de alteração negativa evidenciando reduções quando comparadas aos solos naturais.

Diferente dos atributos físicos, todas as taxas de alteração dos atributos químicos foram positivas, corroborando a ideia que do ponto de vista químico, os solos antropogênicos tendem a sofrer incrementos ao invés de perdas.

### **3.3 Teores de metais pesados no solo**

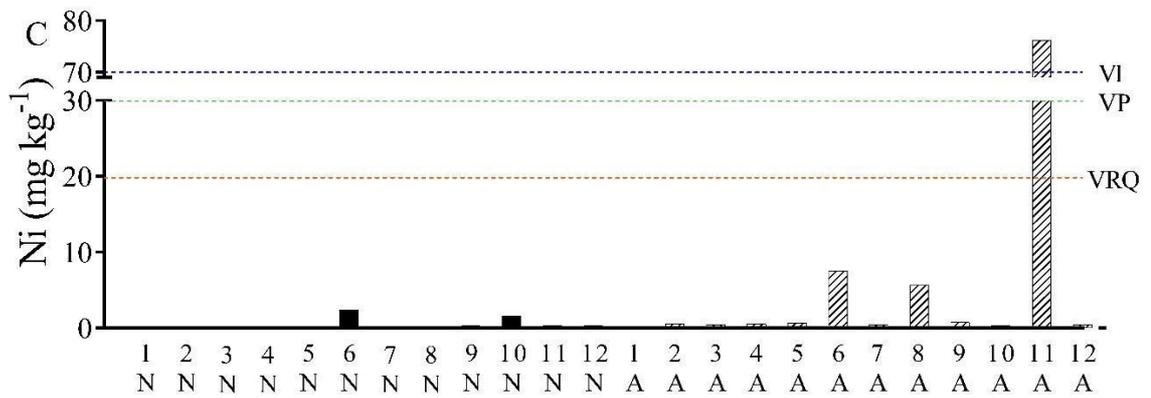
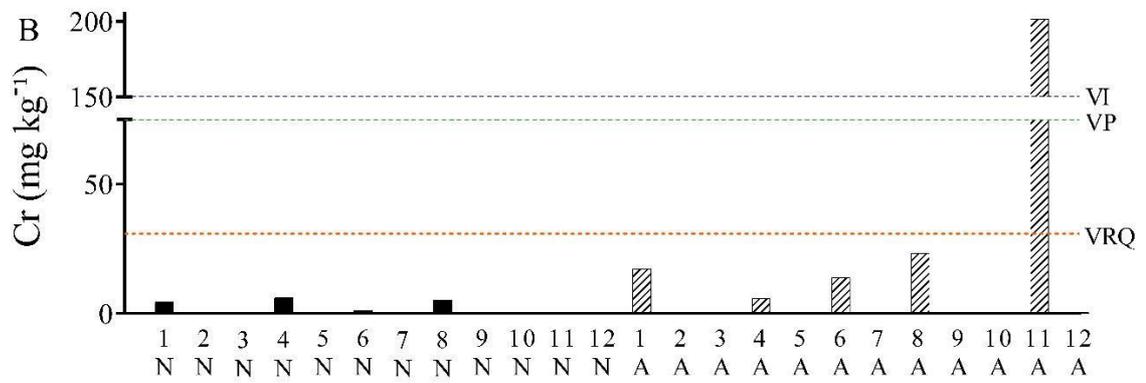
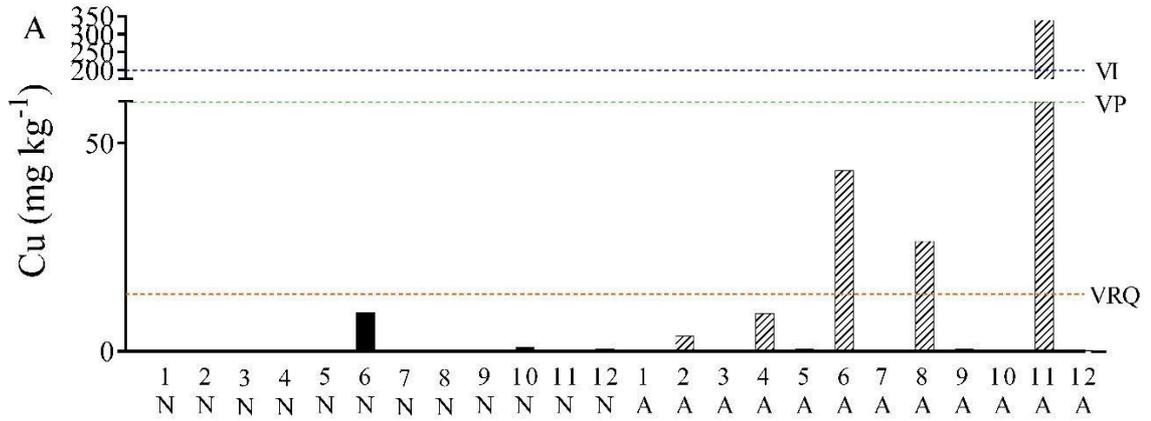
Os solos antropogênicos apresentaram maiores teores de metais pesados quando comparados aos respectivos solos naturais (Figura 2). Os incrementos nos teores de Cu, Cr, Ni, Pb e Zn nos solos dos lixões variaram de 1063,74% a 3586,93% (Apêndice 3). Os teores de metais pesados no solo apresentaram as maiores taxas de alterações quando comparadas aos demais atributos físicos e químicos estudados.

Os máximos teores dos metais, com exceção de Zn, ocorreram no solo antropogênico 11A, derivado do Neossolo Litólico localizado no município de Currais Novos. O desvio padrão de todos os teores de metais pesados para os solos antropogênicos aumentou em relação ao dos solos naturais, corroborando a ideia de heterogeneidade química maior nos solos antropogênicos.

Os solos naturais, independente do clima tropical úmido ou tropical semiárido, não apresentaram nenhum teor de metal acima do esperado naturalmente para os solos locais (PRESTON et al., 2014) (Figura 2). Cinco dos doze solos antropogênicos estudados (1A, 5A, 7A, 10A e 12A) não apresentaram teor de metal acima do VRQ. Em sete dos doze lixões estudados o teor de pelo menos um metal esteve acima do esperado naturalmente, sugestivo de aporte antrópico.

O solo antropogênico 11A apresenta os maiores teores de metais pesados, com exceção de Zn, e possui maior dimensão e maior tempo de atividade dentre os lixões investigados (Tabela 2). Nesse local, os teores de metais pesados analisados estiveram acima do Valor de Investigação Agrícola (VI-Agrícola), com exceção do Zn (BRASIL, 2009).

Os solos antropogênicos que apresentaram pelo menos um teor de metal acima do VRQ fazem parte da Classe 2 de Qualidade dos solos, com exceção do 11A, que por apresentar valor acima do VI-Agrícola, classifica-se como Classe 4 (BRASIL, 2009).



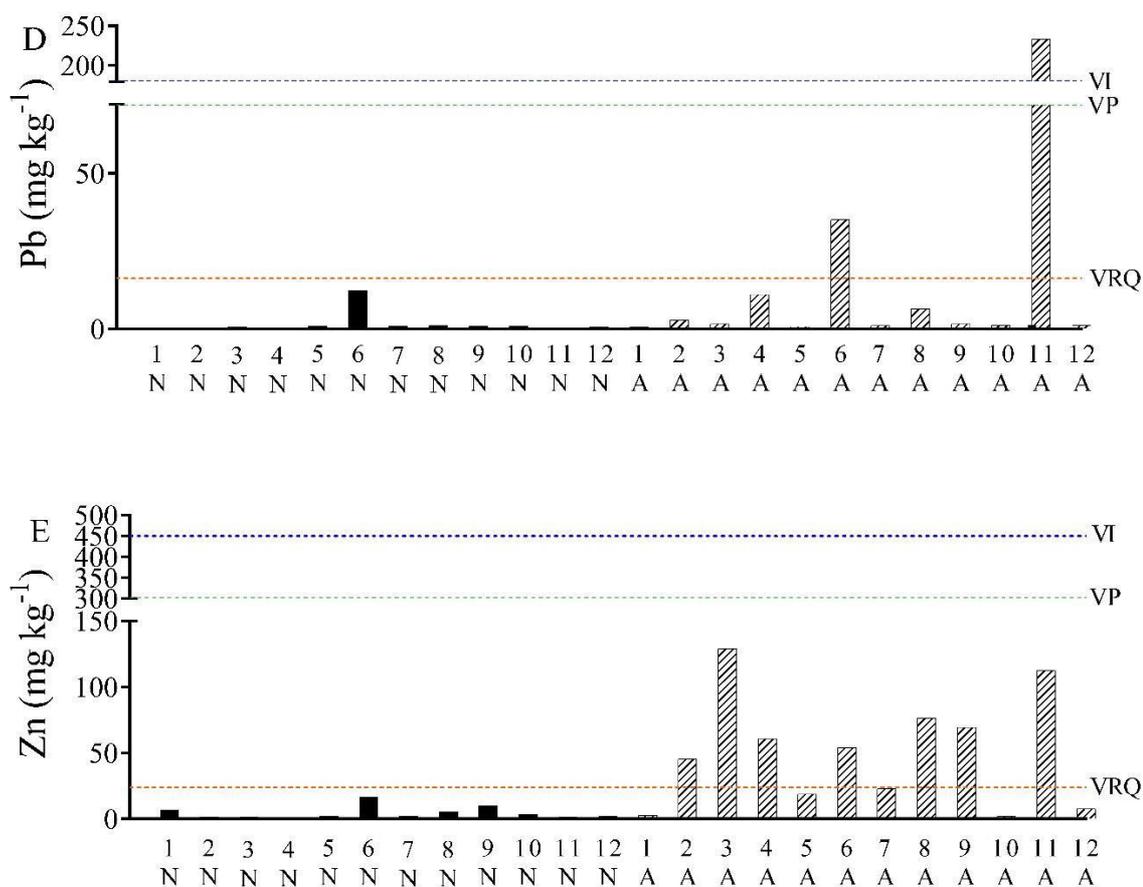


Figura 2. Média dos teores de metais pesados dos solos naturais e antropogênicos dos municípios estudados. VRQ = Valor de Referência de Qualidade; VP = Valor de Prevenção; VI-Agrícola = Valor de Intervenção Agrícola. (Preston et al., 2014; BRASIL, 2009).

Nos solos antropogênicos, além das correlações entre si, os metais pesados apresentaram também correlações com COT (Cu:  $r=0,94$ ,  $p<0,01$ ; Ni:  $r=0,94$ ,  $p<0,01$ ; Pb:  $r=0,94$ ,  $p<0,01$ ; Cr:  $r=0,93$ ,  $p<0,01$ ), área do lixão (Cu:  $r=0,98$ ,  $p<0,01$ ; Ni:  $r=0,98$ ,  $p<0,01$ ; Pb:  $r=0,98$ ,  $p<0,01$ ; Cr:  $r=0,99$ ,  $p<0,01$ ) e o tempo em que o lixão permaneceu ativo (Cu:  $r=0,79$ ,  $p<0,01$ ; Ni:  $r=0,78$ ,  $p<0,01$ ; Pb:  $r=0,78$ ,  $p<0,01$ ; Cr:  $r=0,83$ ,  $p<0,01$ ), indicando que quanto maior o teor de carbono orgânico, a área e o tempo de atividade do lixão maiores serão os incrementos de metais no solo. Essas correlações ocorrem para todos os metais, com exceção do Zn (Apêndice 1 e 2).

### 3.4 Análises estatísticas multivariadas

A primeira Análise de Componentes Principais utilizou cinco variáveis físicas e explicou 70,77% da variabilidade dos dados nos dois primeiros eixos (eixo 1 = 48,17%; eixo 2 = 22,60%)

(Figura 3). Os atributos mais importantes na ordenação do eixo 1 foram PT (-0,868), Argila (-0,808), Ds (0,696) e Areia (0,689). Para o eixo 2 foi o silte (0,867) (Figura 3).

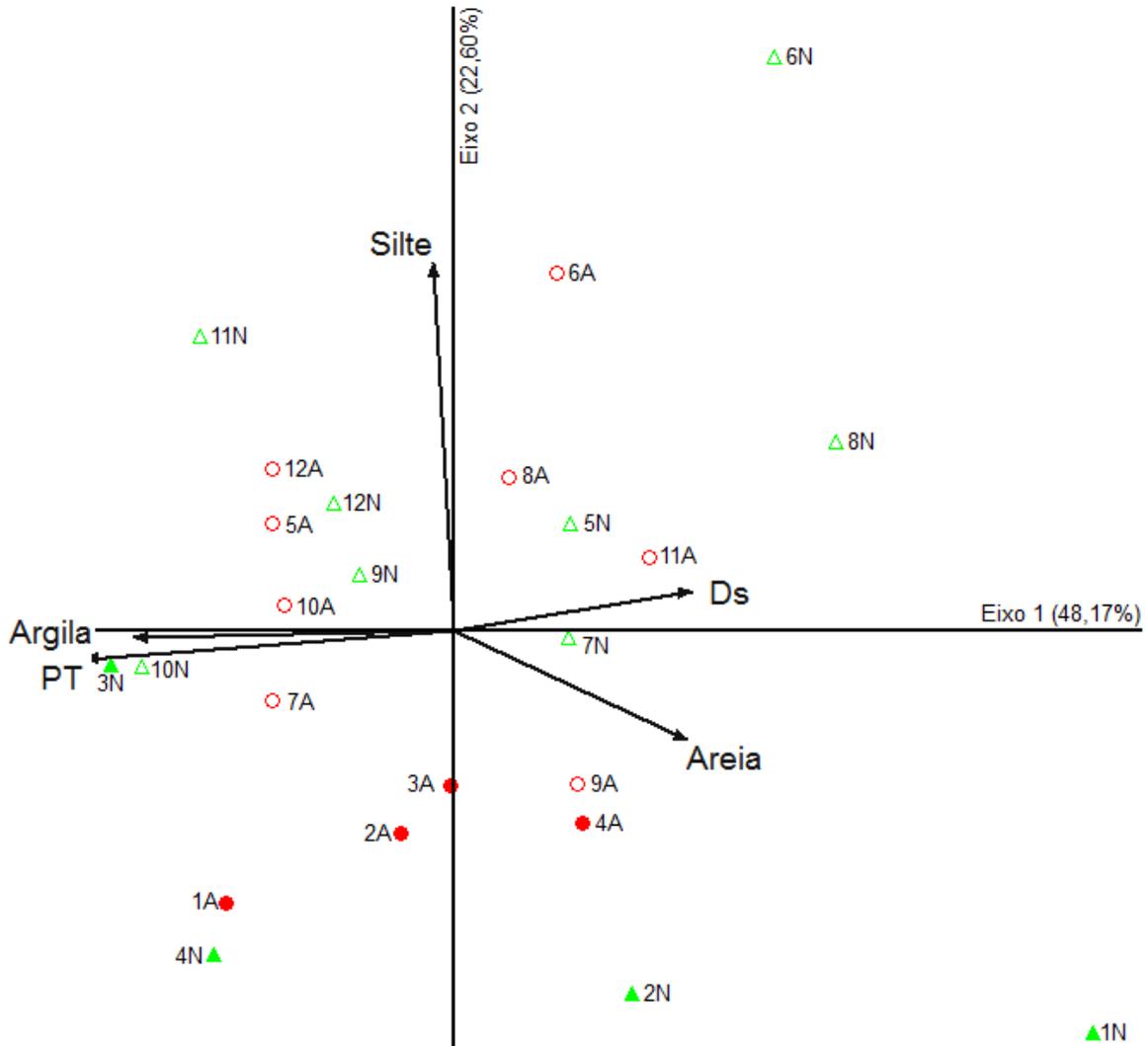


Figura 3. Análise de Componentes Principais (ACP) de variáveis físicas do solo das áreas de disposição irregular de resíduos sólidos e vegetação nativa dos municípios estudados. ▲ Solo Natural Tropical Úmido; △ Solo Natural Tropical Semiárido; ● Solo Antropogênico Tropical Úmido; ○ Solo Antropogênico Tropical Semiárido; Ds = Densidade do solo; PT = Porosidade Total.

O eixo 1 segregou oito dos doze solos antropogênicos dos seus respectivos solos naturais. As exceções foram os Luvisolos (8A, 10A e 12A) e o Neossolo Regolítico (6A) pertencentes a região tropical semiárida, os quais permaneceram juntos aos seus solos naturais do mesmo lado do eixo 1 (Figura 3).

Os solos antropogênicos derivados originalmente do Neossolo Quartzarênico (1A), Gleissolo (2A), Neossolo Litólico (5A) e Planossolo (7A) foram segregados dos demais pelo incremento de argila e PT, enquanto os solos antropogênicos derivados dos Latossolo (4A),

Argissolo (9A) e Neossolo Litólico (11A) foram segregados de seus naturais pelo incremento de areia e Ds.

O único atributo responsável pela ordenação do eixo 2 foi o teor de silte do solo e este possibilitou a segregação de solos desenvolvidos em clima tropical úmido dos de clima tropical semiárido. Todas as unidades amostrais de solos naturais e antropogênicos de clima tropical úmido foram mantidos no eixo 2 negativo relacionados a menores teores de silte (Figura 3). Seis dos oitossolos de clima tropical semiárido naturais e antropogênicos foram mantidos no eixo 2 positivo relacionados a maiores teores de silte, com algumas exceções: solos naturais 7N e 10N e antropogênicos 7A e 9A. O eixo 2 segregou solo natural de antropogênico apenas para 9A e 10A, Argissolo e Luvisso localizados no tropical semiárido.

A segregação das parcelas amostrais entre as regiões tropical úmida e tropical semiárida evidencia que a resposta do silte é condicionada pelo clima, enquanto a resposta dos demais atributos físicos (teor de areia e argila, Ds e PT) são predominantemente mediadas pela ação antrópicas, e ocorrem independentes do clima. O silte é indicativo de solos menos intemperizados.

A segunda Análise de Componentes Principais utilizando quatro variáveis químicas e o teor de cinco metais explicou 79,10% da variabilidade dos dados nos dois primeiros eixos (eixo 1 = 54,93%; eixo 2 = 24,17%) (Figura 4). Os atributos mais importantes na ordenação do eixo 1 foram Cu (-0,915), Ni (-0,901), Pb (-0,900), Zn (-0,804), pH (-0,683), P (-0,662) e COT (-0,656) que se correlacionaram negativamente com esse eixo. O eixo 2 se correlaciona positivamente com a CE (0,808) e negativamente com o Cr (-0,704).

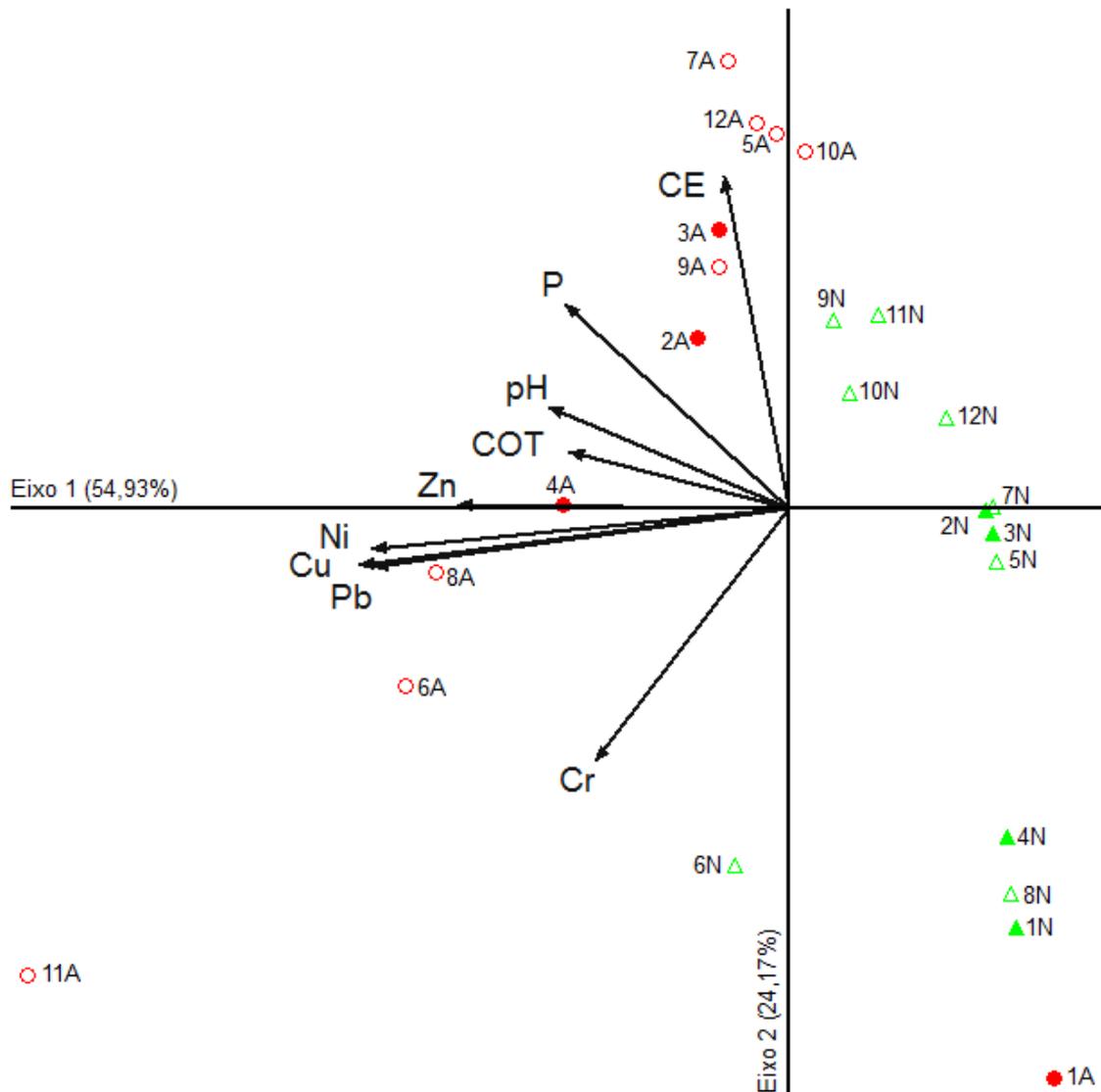


Figura 4. Análise de Componentes Principais (ACP) de variáveis químicas e metais pesados do solo das áreas de disposição irregular de resíduos sólidos e vegetação nativa dos municípios estudados. ▲ Solo Natural Tropical Úmido; △ Solo Natural Tropical Semiárido; ● Solo Antropogênico Tropical Úmido; ○ Solo Antropogênico Tropical Semiárido; CE = Condutividade Elétrica; COT = Carbono Orgânico Total; P = Fósforo disponível; Cu = Cobre; Ni = Níquel; Pb = Chumbo; Zn = Zinco; Cr = Cromo.

Foi possível identificar a segregação entre as unidades amostrais de solos naturais e antropogênicos pelo eixo 1 (Figura 4). Os solos naturais estiveram correlacionados ao menor valor de pH e menores teores de Cu, Ni, Pb, Zn, P e COT, com exceção do Neossolo Regolítico (6N). Os solos antropogênicos, por sua vez, foram segregados dos solos naturais por apresentarem maior pH, e maiores teores de P, COT e dos metais pesados Cu, Ni, Pb e Zn, com exceção do Neossolo Quartzarênico (1A) e do Luvisolo Crômico (10A), que se mantiveram no mesmo quadrante dos seus respectivos solos naturais, por não apresentarem problemas de contaminação do solo por metais pesados.

As unidades amostrais de solos naturais do clima tropical úmido estiveram ordenadas negativamente no eixo 2 correlacionadas a maiores teores de Cr e menores de CE. O eixo 2 segregou os solos antropogênicos 6A, 8A e 11A dos demais solos por apresentarem contaminação múltipla por metais pesados. Quatro dos oito solos antropogênicos da região tropical semiárida (5A, 7A, 10A e 12A) foram segregados dos demais por apresentarem baixos incrementos de metais pesados. Esses resultados mostram que para os solos antropogênicos dentro de uma mesma condição climática, o teor de metais pesados é o fator mais determinante na variabilidade entre esses solos quando comparados aos demais atributos químicos.

Não foi possível verificar qualquer correlação entre a ordenação das unidades amostrais nos dois eixos da ACP com os demais fatores de variação estudados, uso atual do solo, área do lixão, tempo em que permaneceu ativo e tempo de desativação, apesar disso, foi visto que esses fatores aumentam os impactos causados no solo.

## **4 DISCUSSÃO**

### **4.1 Características físicas e químicas dos solos afetados pela disposição de resíduos**

A disposição de resíduos sólidos impactou significativamente a qualidade do solo. Os solos antropogênicos apresentaram ampla variabilidade e foram distintos dos solos naturais. A hipótese de que a degradação dos solos antropogênicos na região tropical úmida seria menor que na região tropical semiárido foi refutada. Os impactos físicos e químicos da disposição de resíduos sólidos no solo ocorreram independentemente do clima ou do tipo de solo.

Os solos antropogênicos são diferentes fisicamente dos solos naturais por mudança textural, entretanto, uma parte dos solos se tornam mais argilosos e porosos, enquanto a outra parte se torna mais arenoso e compactado. A alteração na textura de solos de áreas de disposição tem sido relatada em outras pesquisas (OJURI, AYODELE; OLUWATUYI, 2018). A inversão de horizontes, ou até mesmo o aporte de material alóctone são alterações comuns nos solos antropogênicos atribuídas ao aumento da vulnerabilidade dos solos a erosão (HULISZ et al., 2018).

Muitos pesquisadores indicam alterações na textura e na sequência de horizontes como atributo diagnóstico de solos antropogênicos (PICKETT; CADENASSO, 2009; GREINERT, 2015; MUSIELOK et al., 2018). Além disso, a erosão do solo também resulta em alterações

nos teores de areia, silte e argila que podem explicar a mudança textural nesses solos (HERNÁNDEZ; ALCAZAR; PASTOR, 1998).

Do ponto de vista técnico, a textura dos solos naturais inviabilizaria a escolha desse local como área de disposição de resíduos, uma vez que, solos com mais de 70% de areia são inadequados para a disposição de resíduos, pois são altamente permeáveis e permitem alta taxa de infiltração (LOUGHRY, 1973; IDERIAH; OMUARU; ADIUKWU, 2006). Após a desativação dos lixões é indicada para os solos uma cobertura de alta capacidade de retenção de água e baixa condutividade hidráulica para evitar a infiltração de chuva na camada de resíduos aterrados (NI et al., 2020). Os solos analisados não atendem aos critérios de instalação e nem de desativação, acarretando maior risco de difusão de contaminação para áreas adjacentes.

Além da textura, uma das principais alterações físicas relatadas para solos de áreas de disposição de resíduos é o aumento da densidade do solo, e conseqüente, redução da porosidade total (IHEDIOHA; UKOHA; EKERE, 2017). No presente trabalho, dos doze solos antropogênicos estudados, sete solos foram segregados dos naturais por diferenças na  $D_s$ , três deles pelo aumento de  $D_s$  e quatro solos pela redução da  $D_s$  em relação ao solo natural. Essa variação na resposta da  $D_s$  não pôde ser atribuída à variação do clima. Mas verificamos que o aumento da  $D_s$  é esperado de forma mais significativa em lixões de menor dimensão e com menor tempo de desativação.

Se por um lado, a passagem de veículos pesados durante o aterramento dos resíduos pode explicar o aumento da densidade do solo (OLIVEIRA et al., 2016), por outro lado, o aumento nos teores de compostos orgânicos justifica a redução da densidade do solo (CAMARGO; ALLEONI, 2006). De fato, os resíduos orgânicos e inorgânicos presentes nos resíduos municipais passam a compor a matriz do solo, resultando em menores  $D_s$  (ANIKWE; NWOBODO, 2002).

A disposição de resíduos sólidos urbanos causou alterações químicas do solo mais significativas que as alterações físicas. O aumento do pH e da condutividade elétrica indicam uma tendência a alcalinização e salinização desses solos, que são processos de degradação típicos dos solos antropogênicos derivados da disposição de resíduos sólidos (ANIKWE; NWOBODO, 2002; ALI et al., 2014; HERNÁNDEZ; ALCAZAR; PASTOR, 1998; UMA; SUDHA; MURALI, 2016).

Apesar de não serem considerados salinos, os solos antropogênicos apresentaram incrementos notáveis nos teores de sais em solução que foram semelhantes aos resultados

encontrados em lixões desativados avaliados em estudos anteriores (PASTOR; HERNANDEZ, 2011; SHAIKH, et al., 2012; EKERE et al., 2020).

A liberação de cátions trocáveis durante a mineralização da matéria orgânica tem sido apontada como um dos fatores que explica a elevação de pH em áreas de disposição de resíduos (ANIKWE; NWOBODO, 2002; ALI et al., 2014). A elevação do pH do solo tem sido também relatada em solos antropogênicos em áreas urbanas sendo relacionada a ocorrência de carbonatos nos solos derivados de resíduos de construção civil (LEHMANN; STAHR, 2007; MUSIELOK et al., 2018). As áreas estudadas também possuem histórico de recebimento de resíduos de construção civil, o que pode contribuir para a elevação do pH desses solos.

Outra característica chave para identificação de solos antropogênicos é o alto teor de matéria orgânica no solo (ANIKWE; NWOBODO, 2002; ALI et al., 2014; ROZANOVA et al. 2016). Em solos antropogênicos formados pela disposição de resíduos sólidos urbanos na Nigéria, o aumento do teor de matéria orgânica alcança até 742% (ANIKWE; NWOBODO, 2002). A matéria orgânica é um reservatório de nutrientes minerais essenciais e não essenciais para o crescimento e desenvolvimento das plantas, portanto, o aumento do conteúdo de matéria orgânica pode explicar o aumento nos teores de sais e de fósforo (ANIKWE; NWOBODO, 2002). De fato, a correlação positiva entre condutividade elétrica e os teores de fósforo disponíveis em solos antropogênicos pode indicar que os processos de salinização e enriquecimento do solo por nutrientes estão interligados a uma origem em comum.

O aumento no teor de fósforo no solo dos lixões tem sido relacionado ao processo de decomposição dos resíduos aterrados, que libera fósforo, podendo este ficar disponível no solo para plantas, ser perdido por escoamento superficial (FÁVARO, 2014). O fósforo disponível foi o atributo químico que apresentou as maiores taxas de aumento nos solos antropogênicos estudados.

O teor de fósforo disponível às plantas tem sido sugerido como indicador do impacto humano nos solos (KOWALSKA et al., 2016; KRUPSKI et al., 2017) auxiliando na distinção entre solos naturais e antropogênicos e por isso, comumente empregado como critério de diagnóstico em sistemas de classificação do solo (FAO, 2006). O enriquecimento do solo por fósforo pode ter repercussão negativa na qualidade de outros componentes da bacia hidrográfica, como os corpos hídricos, por meio da eutrofização dos corpos d'água (MELO, 2019).

A disposição irregular de resíduos sólidos municipais gera a formação de solos que apresentam transformações significativas de suas características físicas e químicas naturais

podendo atuar como fonte de sedimentos, nutrientes e metais pesados, afetando a qualidade das águas superficiais e subterrâneas e a biodiversidade terrestre e aquática (ALI et al., 2014).

#### **4.2 Metais pesados em solos**

Os solos antropogênicos analisados apresentaram incremento nos teores de metais pesados. No entanto, dos doze solos, sete estiveram contaminados e destes três estão multicontaminados. Solos antropogênicos formados em lixões desativados são frequentemente contaminados com vários metais (TENODI et al., 2020; ADELOPO et al., 2018; ADAMCOVÁ et al., 2016).

A entrada de metais pesados no solo pode ocorrer de duas formas: (1) naturalmente, através do processo de formação do solo, quando o metal se encontra presente no material de origem; e (2) de forma antrópica, uma vez que estão presentes em diversos materiais utilizados pelo homem, que, quando descartados no solo, pode levar ao incremento desses elementos (LINHARES et al., 2009). Em suma, os metais pesados podem ocorrer de forma natural, mas raramente em níveis tóxicos, sendo assim, o incremento dos teores de metais alcançando níveis tóxicos pode estar relacionada a prática de disposição de resíduos sólidos (ADAMCOVÁ et al., 2016) que aliada as modificações físicas desses solos aumentam a capacidade do solo de atuar como fonte difusa de contaminação da bacia hidrográfica (ARAÚJO, 2014).

A correlação entre COT, teores de metais e deste com a área do lixão e o tempo em que permaneceu ativo, corrobora a ideia de que os metais foram incorporados nos solos antropogênicos devido à disposição de resíduos concomitantemente ao aporte de carbono orgânico e que esse processo aumenta com a dimensão do lixão e com o tempo de que o lixão permaneceu ativo. Um estudo anterior verificou que os teores de metais pesados aumentaram em lixões desativados quando comparados a lixões ativos (ADELOPO et al., 2018) o que parece ter relação com a decomposição dos resíduos orgânicos. Os riscos associados aos metais pesados se apresentam principalmente por eles não serem degradáveis e o potencial de contaminação continuar por muitos anos.

Importante salientar que o solo antropogênico que apresentou teores de metais acima do valor de investigação agrícola encontra-se em local onde há uma província metamórfica que vem sofrendo exploração mineral desde longa data. Dessa forma, não se pode descartar a ideia de que parte da presença desses metais possa estar relacionada à geologia local, uma vez que é prática comum nessas áreas a escavação do solo e a inversão dos horizontes que podem expor

na superfície minerais facilmente intemperizáveis de composição química variada (SHRESTHA; LAL, 2011).

### **4.3 Impactos da disposição de resíduos na qualidade do solo**

Nos solos antropogênicos, após a disposição de resíduos não é possível mais distinguir quimicamente os solos formados em clima tropical úmido dos de clima tropical semiárido. Os impactos na qualidade do solo ocorrem independentes do clima. No processo de formação dos solos antropogênicos, o impacto humano é tão intenso que os demais fatores pedogenéticos passam a ter menor influência nas características do solo em formação (DAZZI; MONTELEONE, 2007) (Apêndice 4).

Esse resultado desconstrói a ideia de alguns autores que os impactos da disposição de resíduos sólidos no solo no semiárido são menores. A geração de lixiviado e a contaminação do solo a partir de aterros sanitários municipais em regiões áridas têm sido negligenciadas há muito tempo com o pressuposto de que com baixa precipitação média a produção de lixiviado é mínima (AL-YAQOUT; HAMODA, 2003). Pesquisas em aterros de clima árido mostraram que mesmo quando o balanço hídrico é negativo, há geração de lixiviados e atribui essa geração ao aterramento de resíduos com alto teor de umidade (AL-YAQOUT; HAMODA, 2003).

O uso atual do solo dos lixões não influenciou a resposta dos atributos físicos e químicos do solo antropogênico. O crescimento espontâneo da vegetação nos solos dos antigos lixões não muda a condição de degradação desses solos. A resposta do solo mostrou ser independente do uso dado a área do lixão desativado. O tempo que o lixão está desativado variou de 1 a 18 anos, mas não influenciou na distinção entre solos naturais e antropogênicos. Isso mostra que as mudanças nas características do solo originais permanecem ativas independentes do tempo em que está desativado o lixão. Mesmo após 18 anos desativados, e com crescimento de vegetação, os solos do lixão não se aproximam do solo original. De fato, Dazzi e Monteleone (2007), afirmaram que, do ponto de vista pedogenético, a influência antrópica leva o solo de volta ao tempo zero, ou seja, solos recém-formados. Dessa forma, caso os solos não sejam recuperados, os impactos na qualidade do solo permanecem mesmo após longo período de desativação, e tendem a aumentar com o passar do tempo de desativação, principalmente nos lixões de maiores dimensões e que estiveram ativos por mais tempo.

Com relação a influência das características dos lixões, a dimensão do lixão, o tempo em que o lixão permaneceu ativo e o tempo que está desativado determinam a respostas do solo a disposição de resíduos. Quanto maior a área do lixão e maior o tempo que esse esteve ativo e

que está desativado, maiores são os impactos na qualidade física, no enriquecimento por sais, nutrientes e metais pesados e isso ocorre independentemente do clima,

Os resultados gerados nesse trabalho fornecem dados que suportam o desenvolvimento de planos de recuperação de áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos. Caso sejam recuperados, os solos antropogênicos passam a fornecer serviços ecossistêmicos de modo semelhante ao que ocorre com os solos naturais (SÉRÉ et al., 2008).

Os solos contaminados com metais pesados e enriquecidos por sais e nutrientes quando não gerenciados de forma correta podem atuar como fontes de contaminação para os demais sistemas ambientais (EBONG, G. A.; AKPAN, M. M.; MKPENIE, V. N, 2008; ALI et al, 2014). E isso é especialmente preocupante quando se trata de solos vulneráveis a erosão como os solos do semiárido ou de textura predominante arenosa com baixa densidade e alta porosidade como grande parte dos solos deste estudo.

A hipótese deste estudo era de que a resposta dos atributos dos solos antropogênicos dependeria do grau de desenvolvimento do solo, porém, os resultados mostraram que quando a degradação é intensa, como no caso da disposição de resíduos sólidos, os solos perdem a capacidade de tamponamento ambiental se tornado diferente dos naturais.

## 5 CONCLUSÕES

A disposição irregular de resíduos causa mudanças evidentes nas características físicas e químicas do solo, alterando sua estrutura, enriquecendo o solo com sais, nutrientes e metais pesados, independente da condição climática local.

O teor de areia e argila, Ds, pH, P disponível, carbono orgânico e os metais pesados Cu, Ni, Pb e Zn são indicadores sensíveis da qualidade do solo e separaram os solos naturais dos solos antropogênicos. Portanto, essas variáveis podem fazer parte de programas de monitoramento e recuperação ambiental nas áreas degradadas pela disposição de resíduos tanto em clima tropical úmido como no semiárido e em ambientes semelhantes no mundo.

A cobertura espontânea da vegetação após a desativação das áreas de disposição de resíduos não muda a condição de degradação dos solos antropogênicos. Por outro lado, a dimensão do lixão e o tempo de recebimento de resíduos e de desativação aumentam os impactos na qualidade do solo.

Os impactos da disposição de resíduos na qualidade do solo são notáveis e persistem por um longo tempo se as áreas não forem recuperadas independente do clima.

## REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 13.896**: aterros de resíduos não perigosos – critérios de projeto, implantação e operação – procedimentos. Rio de Janeiro, 1997.
- ADAMCOVÁ, D. et al. Soil contamination in landfills: a case study of a landfill in Czech Republic. **Solid Earth**, [s.l.], v. 7, n. 1, p.239-247, 11 fev. 2016.
- ADELOPO, A. O. et al. Multivariate analysis of the effects of age, particle size and landfill depth on heavy metals pollution content of closed and active landfill precursors. **Waste Management**, [s.l.], v. 78, p.227-237, ago. 2018.
- ADNAN, S. N. S. B. M; YUSOFF, S; CHUA, Y. P. Soil chemistry and pollution study of a closed landfill site at AmparTenang, Selangor, Malaysia. **Waste Management & Research**, [s.l.], v. 31, n. 6, p.599-612, 25 mar. 2013.
- ALI, S. M. et al. Open dumping of municipal solid waste and its hazardous impacts on soil and vegetation diversity at waste dumping sites of Islamabad city. **Journal Of King Saud University - Science**, [s.l.], v. 26, n. 1, p.59-65, jan. 2014.
- ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ALVES, G. O. **Degradação do solo em área de disposição irregular de resíduos sólidos no semiárido tropical**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária – PPgES, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 2016.
- AL-YAQOUT, A. F; HAMODA, M.F. Evaluation of landfill leachate in arid climate—a case study. **Environment International**, [s.l.], v. 29, n. 5, p.593-600, ago. 2003.
- ANIKWE, M. A. N; NWOBODO, K. C. A. Long term effect of municipal waste disposal on soil properties and productivity of sites used for urban agriculture in Abakaliki, Nigeria. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 83, n. 3, p.241-250, jul. 2002.
- ARAÚJO, C. S. **Qualidade do solo da camada de cobertura final em área de disposição de resíduos no semiárido tropical**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária – PPgES, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 2014.
- BELI, E. et al. Recuperação da área degradada pelo lixão Areia Branca de Espírito Santo do Pinhal – SP. **Eng. Ambient.**, Espírito Santo do Pinhal, v. 2, n. 1, p.135-148, jan. 2005.
- BRASIL. (2009) Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Diário Oficial da União, n. 249, p. 81-84.
- CAMARGO de, O. A.; ALLEONI, L. R. F. **Causas da Compactação do solo**. 2006. Artigo em Hypertexto. Disponível em:

<[https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Causas+da+compacta%25E7%25E3o+d+o+solo\\_000fhdniwzj02wyiv80efhb2a465j9.pdf](https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Causas+da+compacta%25E7%25E3o+d+o+solo_000fhdniwzj02wyiv80efhb2a465j9.pdf)>. Acesso em: 10 de fev. de 2020.

CARDINALE, M. et al. Rehabilitation of Mediterranean anthropogenic soils using symbiotic wild legume shrubs: Plant establishment and impact on the soil bacterial community structure. **Applied Soil Ecology**, [s.l.], v. 46, n. 1, p.1-8, set. 2010.

DAZZI, C.; LOPAPA, G. Soil genetic erosion: New conceptual developments in soil security. **International Soil And Water Conservation Research**, [s.l.], v. 7, n. 4, p.317-324, dez. 2019.

DAZZI, C.; MONTELEONE, S. Anthropogenic processes in the Evolution of a soil chrono sequence on marly-limest one substrata in na Italian Mediterranean environment. **Geoderma**, [s.l.], v. 141, n. 3-4, p.201-209, out. 2007.

EBONG, G. A.; AKPAN, M. M.; MKPENIE, V. N.. Heavy Metal Contents of Municipal and Rural Dumpsite Soils and Rate of Accumulation by Carica papaya and Talinum triangulare in Uyo, Nigeria. *E-journal Of Chemistry*, [s.l.], v. 5, n. 2, p.281-290, 2008. Hindawi Limited.

EKERE, N. R. et al. 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**, [s.l.]. 13 jun. 2020.

FAO, 2006. **World reference base for soil resources**, 2006, World Soil Resources Reports No. 103. FAO, Rome.

FAO, 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 **International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps**. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.

FÁVARO, B. L. **Avaliação ambiental de propriedades químicas do solo em lixão desativado do município de Rolândia-PR**. 2014. 88 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2014

FERDIN, G. A. M; OSCO, L. P; RIGOLIN, I. M. A contaminação em solos provocada pela disposição de resíduos sólidos no município de Pirapozinho (SP). **Colloquium Exactarum**, [s.l.], v. 7, n. 3, p.01-11, 20 set. 2015.

GREINERT, A. The heterogeneity of urban soils in the light of their properties. **Journal Of Soils And Sediments**, [s.l.], v. 15, n. 8, p.1725-1737, 9 jan. 2015.

HERNÁNDEZ, A. J.; ALCAZAR, M. J. A; PASTOR, J. Some impacts of urban waste landfills on Mediterranean soils. **Land Degradation & Development**, [s.l.], v. 9, n. 1, p.21-33, jan. 1998.

HERRERO, M. Human exposure to trace elements and PCDD/Fs around a hazardous waste landfill in Catalonia (Spain). **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 710, p.136313-136324, mar. 2020.

- HUANG, Y. et al. Harmful Chemicals in Soil and Risk Assessment of an Abandoned Open Dumpsite in Eastern China. **Journal Of Chemistry**, [s.l.], v. 2015, p.1-10, 2015
- HULISZ, P; CHARZYNSKI, P; GREINERT, A. Urban soil resources of medium-sized cities in Poland: a comparative case study of Toruń and Zielona Góra. **Journal Of Soils And Sediments**, [s.l.], v. 18, n. 2, p.358-372, fev. 2018.
- IDERIAH, T. J. K.; OMUARU, V. O. T.; ADIUKWU, P. U. Soil quality around a solid waste dumpsite in Port Harcourt, Nigeria. *African Journal Of Ecology*, [S.L.], v. 44, n. 3, p. 388-394, set. 2006
- IHEDIOHA, J. N.; UKOHA, P. O.; EKERE, N. R. Ecological and human health risk assessment of heavy metal contamination in soil of a municipal solid waste dump in Uyo, Nigeria. **Environmental Geochemistry And Health**, [s.l.], v. 39, n. 3, p.497-515, 12 maio 2016.
- KABALA, C. et al. Towards more simple and coherent chemical criteria in a classification of anthropogenic soils: A comparison of phosphorus tests for diagnostic horizons and properties. **Geoderma**, [s.l.], v. 320, p.1-11, jun. 2018.
- KOWALSKA, J. et al. Soil pollution indices conditioned by medieval metallurgical activity – A case study from Krakow (Poland). **Environmental Pollution**, [s.l.], v. 218, p.1023-1036, nov. 2016.
- KRUPSKI, M. et al. Double-and triple-depth digging and Anthrosol formation in a medieval and modern-era city (Wrocław, SW Poland). Geoarchaeological research on past horticultural practices. **Catena**, [s.l.], v. 153, p.9-20, jun. 2017.
- LEHMANN, A.; STAHR, K. Nature and significance of anthropogenic urban soils. **Journal Of Soils And Sediments**, [s.l.], v. 7, n. 4, p.247-260, 26 jun. 2007.
- LINHARES, L. A. et al. Disponibilidade de cobre e zinco em solos tropicais avaliada pelo processo de extração sequencial (BCR). **Tecno-logica**, Santa Cruz do Sul, v. 13, n. 1, p.12-18, jan. 2009.
- LOUGHRY, F. G. The use of soil science in sanitary landfill selection and management. **Geoderma**, [s.l.], v. 10, n. 1-2, p.131-139, out. 1973.
- MELO, J. F. G. de. **Uso e ocupação do solo em zonas ripárias e sua implicação na qualidade do solo e da água de ecossistemas aquáticos**. 2019. 39 p. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Sanitária, UFRN, Natal, 2019.
- MUSIELOK, Ł. et al. Rates of anthropogenic transformation of soils in the Botanical Garden of Jagiellonian University in Kraków (Poland). **Catena**, [s.l.], v. 170, p.272-282, nov. 2018.
- NI, J. J. et al. Two-year evaluation of hydraulic properties of biochar-amended vegetated soil for application in landfill cover system. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 712, p.136486-136526, abr. 2020.

OJO-AWO, N. A; AGBABIKA, H. I; ILESANMI, A. O. Refuse dumpsite and its associated pollutants. **Management Of Environmental Quality: An International Journal**, [s.l.], v. 29, n. 3, p.572-591, 9 abr. 2018.

OJURI, O.O.; AYODELE, F.O.; OLUWATUYI, O.E. Risk assessment and rehabilitation potential of a millennium city dumpsite in Sub-Saharan Africa. **Waste Management**, [s.l.], v. 76, p.621-628, jun. 2018.

OLIVEIRA, B. O. S. de. et al. Avaliação dos solos e das águas nas áreas de influência de disposição de resíduos sólidos urbanos de Humaitá, Amazonas. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s.l.], v. 21, n. 3, p.593-601, 11 ago. 2016.

PASTOR, J.; HERNÁNDEZ, A. J. Heavy metals, salts and organic residues in old solid urban waste landfills and surface waters in their discharge areas: Determinants for restoring their impact. **Journal Of Environmental Management**, [s.l.], v. 95, p.42-49, mar. 2012.

PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L.. Altered resources, disturbance, and heterogeneity: A framework for comparing urban and non-urban soils. **UrbanEcosystems**, [s.l.], v. 12, n. 1, p.23-44, mar. 2009.

POSSAMAI, F. P. et al. Lixões inativos na região carbonífera de Santa Catarina: análise dos riscos à saúde pública e ao meio ambiente. **Ciência & Saúde Coletiva**, [s.l.], v. 12, n. 1, p.171-179, mar. 2007.

PRESTON, W. et al. Valores de referência de qualidade para metais pesados em solos do Rio Grande do Norte. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s.l.], v. 38, n. 3, p.1028-1037, jun. 2014.

ROZANOVA, M. S. et al. Soil organic matter in the Moscow State University botanical garden on the Vorob'evy Hills. **Eurasian Soil Science**, [s.l.], v. 49, n. 9, p.1013-1025, set. 2016.

SANTOS, H. G. dos. et al. **O novo mapa de solos do Brasil: legenda atualizada**. Escala 1:5.000.000. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011.

SANTOS, H. G. dos. et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5ª ed. ver. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

SÉRÉ, G. et al. Soil construction: A step for ecological reclamation of derelict lands. **Journal Of Soils And Sediments**, [s.l.], v. 8, n. 2, p.130-136, 2 mar. 2008.

SHAIKH, P. R. et al. 2012. The impact of landfill on soil and groundwater quality of the Nanded city, Maharashtra. **Researcher** 4(7), 56-63.

SHRESTHA, R.; LAL, R. Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation. **Geoderma**, v. 161, p. 168-176, 2011

TEIXEIRA, P. C. et al. Manual de Métodos de Análise de Solo. Embrapa Solos Livro técnico (INFOTECA-E), 2017

TENODI, S. et al. Assessment of the environmental impact of sanitary and unsanitary parts of a municipal solid waste landfill. **Journal Of Environmental Management**, [s.l.], v. 258, p.110019-110029, mar. 2020.

UMA, R. N.; SUDHA, P.; MURALI, K. Assessment of soil quality at municipal solidwaste dump site in Coimbatore-tamilnadu,India. **International Journal of Advanced Engineering Technology**, [s.l.], v. 7, n 2, p. 1301-1307, jun. 2016.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils: Method 3051A**. CD-ROM. 1998.

## APÊNDICES

APÊNDICE 1. Tabela de correlação entre atributos físicos, químicos, teores de metais pesados e características dos lixões dos solos naturais. Ds = Densidade do solo; Dp = Densidade de partículas; PT = Porosidade total; CE = Condutividade Elétrica; COT = Carbono Orgânico Total; P = Fósforo Disponível; Cu = Cobre; Ni = Níquel; Pb = Chumbo; Zn = Zinco; Cr = Cromo; TAtivo = Tempo em que permaneceu ativo; TAm = Tempo até amostragem; Prec. = Precipitação. \* $p < 0,05$ ; \*\* $p < 0,01$ .

Atributo	Ds	Dp	PT	Areia	Silte	Argila	pH	CE	COT	P	Cu	Ni	Pb	Zn	Cr	Área	TAtivo	TAm.	Prec.
Ds	100																		
Dp	0,06	100																	
PT	** <b>-0,92</b>	0,32	100																
Areia	0,39	-0,12	-0,43	100															
Silte	0,22	0,25	-0,10	** <b>-0,72</b>	100														
Argila	* <b>-0,83</b>	-0,11	** <b>0,75</b>	* <b>-0,61</b>	-0,10	100													
pH	-0,04	0,20	0,11	-0,32	0,53	-0,13	100												
CE	-0,47	0,53	* <b>0,65</b>	-0,36	0,21	0,30	0,06	100											
COT	-0,52	0,28	* <b>0,60</b>	-0,54	0,38	0,36	0,55	0,41	100										
P	-0,24	0,03	0,23	-0,14	0,09	0,10	0,52	0,08	0,07	100									
Cu	0,47	0,01	-0,41	-0,33	* <b>0,68</b>	-0,34	0,20	-0,25	-0,18	-0,07	100								
Ni	0,18	-0,02	-0,15	-0,44	* <b>0,64</b>	-0,13	0,31	0,00	-0,08	0,11	0,87	100							
Pb	0,52	0,01	-0,47	-0,30	* <b>0,66</b>	-0,36	0,14	-0,31	-0,23	-0,08	0,99	* <b>0,83</b>	100						
Zn	0,54	-0,20	* <b>-0,58</b>	-0,06	0,51	-0,51	0,39	-0,46	-0,31	0,36	0,80	* <b>0,67</b>	* <b>0,81</b>	100					
Cr	0,23	* <b>-0,58</b>	-0,45	0,31	-0,42	0,02	-0,28	* <b>-0,74</b>	-0,46	-0,23	-0,06	-0,21	-0,03	0,07	100				
Área	-0,13	0,12	0,16	-0,38	0,42	0,09	* <b>0,60</b>	0,14	* <b>0,84</b>	-0,16	-0,10	-0,09	-0,15	-0,19	-0,15	100			
TAtivo	0,04	0,03	-0,04	-0,02	0,23	-0,20	* <b>0,65</b>	0,04	0,55	-0,16	-0,09	-0,01	-0,16	-0,09	-0,00	0,84	100		
TAm.	-0,34	0,20	0,38	0,25	-0,29	-0,01	0,21	0,49	0,18	0,18	-0,34	-0,00	-0,41	-0,29	-0,30	0,09	0,33	100	
Prec.	0,08	-0,45	-0,25	* <b>0,65</b>	* <b>-0,59</b>	-0,27	-0,41	-0,54	-0,31	-0,39	-0,09	-0,27	-0,07	-0,03	0,33	-0,25	-0,11	-0,10	100

APÊNDICE 2. Tabela de correlação entre atributos físicos, químicos, teores de metais pesados e características dos lixões dos solos antropogênicos. Ds = Densidade do solo; Dp = Densidade de partículas; PT = Porosidade total; CE = Condutividade Elétrica; COT = Carbono Orgânico Total; P = Fósforo Disponível; Cu = Cobre; Ni = Níquel; Pb = Chumbo; Zn = Zinco; Cr = Cromo; TAtivo = Tempo em que permaneceu ativo; TAm = Tempo até amostragem; Prec. = Precipitação. \* $p < 0,05$ , \*\* $p < 0,01$ .

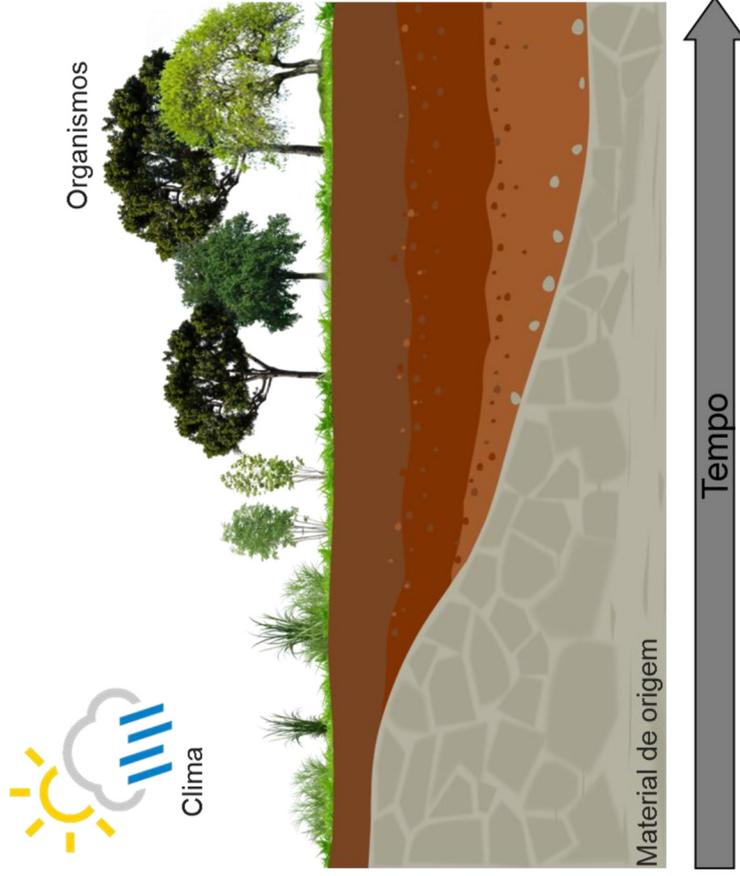
Atributo	Ds	Dp	PT	Areia	Silte	Argila	pH	CE	COT	P	Cu	Ni	Pb	Zn	Cr	Área	TAtivo	TAm.	Prec.
Ds	100																		
Dp	*0,70	100																	
PT	-0,12	*0,62	100																
Areia	-0,09	-0,16	-0,13	100															
Silte	-0,14	-0,14	-0,03	-0,22	100														
Argila	0,21	0,25	0,13	*-0,68	*0,56	100													
pH	0,09	0,05	-0,01	0,37	*0,59	**0,75	100												
CE	-0,35	0,11	0,55	-0,09	0,39	-0,23	0,10	100											
COT	*-0,60	**0,86	*-0,56	0,47	0,22	*-0,57	0,14	-0,07	100										
P	-0,55	-0,02	0,58	0,17	0,14	-0,27	0,08	**0,82	0,03	100									
Cu	-0,52	**0,86	*-0,65	0,24	0,28	-0,42	0,02	-0,15	**0,94	-0,15	100								
Ni	-0,54	*-0,86	*-0,64	0,24	0,27	-0,41	0,00	-0,14	**0,94	-0,14	**0,99	100							
Pb	-0,53	*-0,86	*-0,63	0,25	0,29	-0,43	0,01	-0,16	**0,94	-0,14	**0,99	**0,99	100						
Zn	0,16	-0,18	-0,47	0,64	-0,12	-0,45	0,12	-0,29	0,53	-0,25	0,49	0,49	0,49	100					
Cr	-0,53	**0,88	*-0,67	0,19	0,21	-0,33	-0,06	-0,19	**0,93	-0,18	**0,99	**0,99	**0,99	0,47	100				
Área	*-0,59	*-0,87	*-0,60	0,19	0,15	-0,28	-0,13	-0,19	**0,91	-0,16	**0,98	**0,98	**0,98	0,45	**0,99	100			
TAtivo	-0,47	**0,77	*-0,57	-0,15	0,07	0,07	-0,17	-0,40	*0,66	-0,40	**0,79	**0,80	**0,78	0,12	**0,83	**0,84	100		
TAm.	*-0,56	-0,19	0,37	-0,03	-0,23	0,18	-0,05	0,00	0,03	0,30	-0,01	0,01	-0,00	-0,42	0,02	0,09	0,33	100	
Prec.	0,35	0,37	0,12	-0,32	*-0,60	**0,73	**0,72	-0,35	-0,49	-0,32	-0,35	-0,36	-0,34	-0,06	-0,31	-0,25	-0,11	-0,11	100

APÊNDICE 3. Tabela com média dos teores de metais pesados dos solos naturais e antropogênicos dos municípios estudados. Cu = Cobre; Ni = Níquel; Pb = Chumbo; Zn = Zinco; Cr = Cromo; VRQ = Valor de Referência de Qualidade; VP = Valor de Prevenção; VI-Agrícola = Valor de Intervenção Agrícola. \*Preston et al., 2014; \*\*BRASIL, 2009.

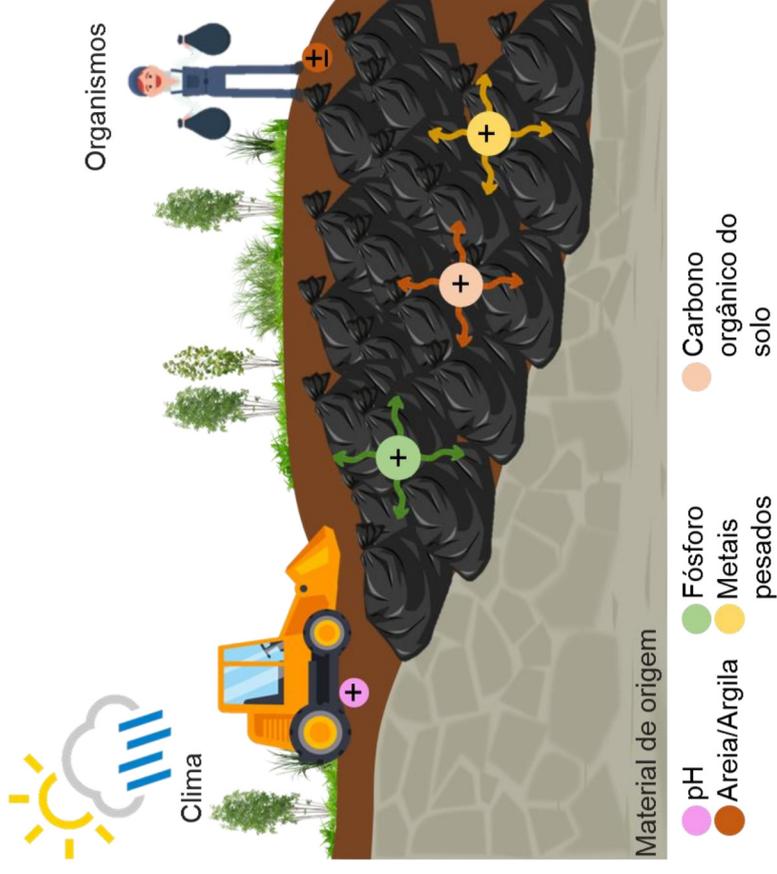
Código	Cu	Ni	Pb	Zn	Cr
	mg.dm <sup>-3</sup>				
<b>Solos Naturais</b>					
<i>Tropical Úmido</i>					
1N	<LD	<LD	0,04	6,55	4,39
2N	0,09	0,09	0,45	1,22	0,05
3N	0,08	0,15	0,71	1,33	0,11
4N	<LD	<LD	0,35	0,95	6,01
<i>Tropical Semiárido</i>					
5N	0,12	0,10	0,94	1,89	<LD
6N	9,27	2,36	12,32	16,29	1,33
7N	0,08	0,12	0,76	2,02	0,03
8N	<LD	<LD	1,03	4,96	5,16
9N	0,17	0,25	0,74	10,05	0,11
10N	0,95	1,54	0,76	3,21	0,14
11N	0,24	0,27	0,20	1,39	0,06
12N	0,51	0,24	0,54	1,68	0,05
<b>Média</b>	0,96	0,43	1,57	4,30	1,45
<b>Desvio Padrão</b>	2,63	0,74	3,40	4,66	2,31
<b>Solos Antropogênicos</b>					
<i>Tropical Úmido</i>					
1A	<LD	<LD	0,63	2,60	17,15
2A	3,58	0,55	2,73	<b>45,06</b>	0,36
3A	0,35	0,40	1,56	<b>128,81</b>	0,30
4A	8,98	0,53	10,96	<b>60,78</b>	5,78
<i>Tropical Semiárido</i>					
5A	0,46	0,63	0,70	18,72	0,09
6A	<b>43,38</b>	7,47	<b>34,95</b>	<b>53,94</b>	13,86
7A	0,20	0,44	1,04	22,68	0,23
8A	<b>26,42</b>	5,63	6,45	<b>76,17</b>	23,09
9A	0,43	0,73	1,62	<b>69,38</b>	0,38
10A	0,19	0,30	1,10	1,57	0,15
11A	<b>339,05</b>	<b>76,18</b>	<b>232,83</b>	<b>112,33</b>	<b>201,55</b>
12A	0,23	0,43	1,11	7,51	0,30
<b>Média</b>	35,27	7,77	24,64	49,96	21,94
<b>Desvio Padrão</b>	96,62	21,67	66,28	42,03	57,13
<b>VRQ*</b>	13,69	19,84	16,18	23,85	30,94
<b>VP**</b>	60,00	30,00	72,00	300,00	75,00
<b>VI-Agrícola**</b>	200,00	70,00	180,00	450,00	150,00
<b>Taxas de alteração</b>	3586,93	1730,59	1471,76	1063,74	1410,71

APÊNDICE 4. Formação de solos antropogênicos após disposição irregular de resíduos sólidos urbanos.

### Solo natural



### Solo antropogênico



APÊNDICE 5. Área de solo antropogênico formado após encerramento da disposição de resíduos sólidos urbanos no município de Serra Caiada/RN.



APÊNDICE 6. Área de solo antropogênico formado após encerramento da disposição de resíduos sólidos urbanos no município de Campo Redondo/RN.



APÊNDICE 7. Área de solo antropogênico formado após encerramento da disposição de resíduos sólidos urbanos no município de Pedro Velho/RN.



APÊNDICE 8. Área de solo antropogênico formado após encerramento da disposição de resíduos sólidos urbanos no município de São Tomé/RN.

