



ANÁLISE ESTATÍSTICA DA GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DO ESTADO DA BAHIA, BRASIL

STATISTICAL ANALYSIS OF SOLID WASTE GENERATION IN THE STATE OF BAHIA, BRAZIL

Recebimento: 03/05/2022

Aceite: 24/10/2022

Thomas Leonardo Marques de Castro Leal¹

Mydiã Falcão Freitas²

Nívia Raquel Oliveira Alencar³

Gerson dos Santos Lisboa⁴

Juliana Stracieri⁵

Resumo

Uma gestão adequada de resíduos sólidos em um território deve levar em consideração os parâmetros ligados às características desses. Assim, o objetivo desse estudo foi realizar uma análise estatística do quantitativo global dos resíduos sólidos urbanos gerados no estado da Bahia e verificar a influência desse parâmetro. A coleta de dados sobre geração de resíduos sólidos urbanos foi realizada através do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento e uma análise quantitativa dos dados através de estatística descritiva, testes paramétricos e não-paramétricos por meio do software PAST (PAleontological STatistics - version 4.03), com grupos distintos, a partir do quantitativo populacional. Foi possível observar que os municípios com maior número populacional são os maiores geradores, mas com médias com distribuição normal entre os dados e, a grande maioria, com destinação adequada de seus resíduos sólidos. Já os municípios com menor número de habitantes, embora gerem menos resíduos, apresentaram diferenças estatísticas nas médias de geração e, a maioria, não dispõe de destinação adequada dos seus resíduos. Os resultados do cenário quantitativo dos resíduos sólidos encontrados com esta pesquisa podem servir de discussão para os atuais modelos de gestão

1 Doutorando em Desenvolvimento e Meio Ambiente (UESC). Ilhéus – BA, Brasil.

E-mail: thomasmdcl@gmail.com

2 Doutoranda em Desenvolvimento e Meio Ambiente (UESC). Professora na Universidade Federal do Sul da Bahia. Teixeira de Freitas, BA – Brasil. E-mail: mydyfreitas@gmail.com

3 Doutoranda em Desenvolvimento e Meio Ambiente (UESC). Ilhéus – BA, Brasil.

E-mail: niviaquel10@gmail.com

4 Doutor em Engenharia Florestal (UFSM). Professor Universidade Federal de Goiás. Goiânia – GO. Brasil. E-mail: gersonlisboa@ufg.br

5 Doutora em Agronomia (UNESP). Professora na Universidade Estadual de Santa Cruz.

Ilhéus – BA, Brasil. E-mail: jstracieri@uesc.br

e gerenciamento de resíduos sólidos nos municípios, relacionando a geração de resíduos com a densidade populacional e de que forma a falta de gerenciamento influencia na distribuição média de geração de resíduos.

Palavras-chave: Impacto Ambiental. Teste de Shapiro-Wilk. Correlação de Pearson.

Abstract

An adequate management of solid waste in a territory must consider the parameters linked to their characteristics. Thus, the objective of this study was to perform a statistical analysis of the global quantity of urban solid waste generated in the state of Bahia. Data collection on urban solid waste generation was carried out through the National Sanitation Information System and a quantitative analysis of the data through descriptive statistics, parametric and non-parametric tests through the PAST software (PAleontological Statistics - version 4.03), with different groups, based on the quantitative population. It was possible to observe that the municipalities with the largest population are the largest generators, but with averages with normal distribution between the data and, the vast majority, with adequate disposal of their solid waste. The municipalities with fewer inhabitants, although generating less waste, showed statistical differences in the average generation and, most of them, do not have an adequate disposal of their waste. The results of the quantitative scenario of solid waste found with this research can serve as a discussion for the current models of management and management of solid waste in the municipalities, relating waste generation with population density and how the lack of management influences the distribution average waste generation.

Keywords: Environmental Impact. Shapiro-Wilk Test. Pearson's Correlation.

INTRODUÇÃO

O aumento de resíduos gerados está intimamente ligado ao consumo crescente de bens não duráveis e descartáveis, aliado ao acelerado processo de concentração da população em centros urbanos (LIMA, 2015). Somente no Brasil, de acordo com a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE, verifica-se que houve um aumento na taxa de geração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) nos últimos anos, entre 2010 e 2019 o montante passou de 67 milhões para 79 milhões de tonelada por ano. A geração per capita, por sua vez, passou de 348 kg/ano para 379 kg/ano (ABRELPE, 2020).

Em relação ao Nordeste brasileiro, no ano de 2020 foi produzido um total de 16.575.614 toneladas/ano de RSU, sendo que 6.016.948 (36,3%) tiveram destinação adequada e 10.558.666 (63,7%) não (ABRELPE, 2021), dados preocupantes e que demandam ações do poder público, participação e cobrança por parte da sociedade civil. Ribeiro et al. (2014) enfatizam a importância da sensibilização da sociedade, para que esta compreenda o valor dos resíduos sólidos, já que a legislação brasileira dá ordenamento jurídico e valor econômico a esses.

Os dados coletados pela Abrelpe (2021) mostraram que a pandemia (período entre 2020 e 2021) influenciou diretamente a geração de resíduos. Foi registrado um total de 82,5 milhões de toneladas geradas, ou 225.965 toneladas diárias, o que equivale a 1,07 kg de resíduo per capita, em média. Isso corresponde ao incremento de aproximadamente 4 % em relação ao ano anterior. Esse aumento pode ser explicado pelas novas dinâmicas sociais, como substituição de restaurantes por delivery e similares, resultando em mais resíduos domiciliares (ZAMBRANO-MONSERRATE; RUANO; SANCHEZ-ALCALDE, 2020).

Além disso, a pandemia trouxe outros desafios em relação à gestão dos resíduos. Kalina e Tilley (2020) observaram que a pandemia de Covid-19 intensificou a utilização de produtos de uso único, por razões de higiene e conveniência. A pandemia também abriu a oportunidade para a indústria de plásticos restaurar a legitimidade dos produtos plásticos descartáveis que se deterioraram na última década (KALINA; TILLEY, 2020). Estima-se que, durante o período da pandemia de COVID-19, por conta das medidas de quarentena, isolamento e distanciamento social adotadas “deverá ser observado um aumento relevante na quantidade gerada de resíduos sólidos domiciliares entre 15-25%” (ABRELPE, 2020).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) é a legislação infraconstitucional que regulamenta a gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos no Brasil. Dentre os objetivos desta política (BRASIL, 2010), um dos pontos na prioridade da gestão é a não geração, para que em seguida possam ser tomadas outras medidas (redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final).

Contudo, o que se observa é que muitos municípios brasileiros ainda não possuem nem um aterro à disposição de seus rejeitos. Segundo o Ministério do Desenvolvimento Regional (BRASIL, 2021), apenas 40% dos municípios contam com aterros sanitários. Ao comparar esta realidade com dados internacionais, Kaza et al., 2018 mostram que, nos países da América do Norte que 99,6% dos resíduos ou é reciclado ou é encaminhado a aterros sanitários.

No estado da Bahia, de acordo com a Confederação Nacional dos Municípios (CNM, 2022), esta situação agrava-se mais ainda, com apenas 47 municípios (11,2%) do estado com aterros sanitários. Este cenário pode ser ainda pior, já que esta avaliação é realizada a partir das respostas das administrações municipal, podendo haver uma confusão sobre o conceito de aterro controlado

e aterro sanitário. Uma vez que, aterro controlado é um nome dado a uma forma errônea de destinação final do ponto de vista ambiental e de saúde pública e que, embora haja recobrimento dos resíduos gerados, não toma providências com relação aos subprodutos líquidos e gasosos da degradação do lixo e nem com a infiltração da água da chuva (MANCINI; FERRAZ; BIZZO, 2012). Já aterro sanitário é definido como uma obra de engenharia adequada à disposição final de RSU. Projetada sob critérios técnicos, obedecendo a legislação ambiental específica e composto por uma série de sistemas de proteção e monitoramento ambiental (ALBUQUERQUE, 2011; JUNIOR et al., 2020; SILVA; TAGLIAFERRO, 2021).

Um dos grandes desafios enfrentados pelo poder municipal é a gestão adequada dos resíduos sólidos gerados durante suas atividades de desenvolvimento, e o quantitativo desses substratos é fator-chave para tomada de decisões e definição assertivas de um sistema de gestão. As ferramentas de estatística são importantes para analisar e interpretar as informações de dados e extrair informação de um problema em estudo, e servindo de apoio à gestão de resíduos sólidos.

Para que se possa efetivar a legislação nacional é preciso conhecer melhor a geração de resíduos nos municípios, possibilitando os estudos sobre a melhor forma de destinação e disposição finais. Assim, o objetivo deste artigo foi realizar uma análise estatística dos quantitativos dos RSU gerados no estado da Bahia.

REFERENCIAL TEÓRICO

Resíduos Sólidos Urbanos: Definição e Composição

Os resíduos sólidos na PNRS podem ser classificados de acordo com sua origem e periculosidade (BRASIL, 2010). Nesse sentido, os RSU compreendem os resíduos resultantes das mais variadas atividades residenciais, os resíduos da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas, além de outros serviços de limpeza urbana, construção civil, insumos de comércios e prestadores de serviços, os quais podem ser de natureza orgânica, recicláveis e inorgânicos, e estão sujeitos às alterações quantitativas e qualitativas ao longo do tempo e para cada município (BRASIL, 2010; STRAUCH, 2008).

Neves e Tucci (2011), por exemplo, estudaram a composição física dos resíduos provenientes de uma bacia de drenagem urbana em período quente (final de primavera e verão) e em período

frio (outono e início de inverno) do município de Porto Alegre, e constataram que, para os resíduos das ruas, a composição física média foi predominantemente do tipo orgânico (62,2%), seguido de pedras (14,2%) e dos plásticos (9,1%), papéis (8,1%), e os 6,4% restantes compõem-se representam outros tipos de resíduos.

Brandão et al. (2019) estudaram a composição gravimétrica dos resíduos dispostos no bairro dos rodoviários no município de Paulo Afonso, na Bahia, e encontraram a composição de 41,71% de vidro (maioria por garrafas de bebidas, perfumes e sucos), 35,89% de madeira (destroços de móveis), 9,18% de plásticos (sacolas plásticas, potes e garrafas pets), 6,83% de papéis (variáveis caixas, papéis escolares), 6,38% de metal (latinhas de refrigerantes, latas de leite, latas de perfumes) e pequenos pedaços de eletrônicos.

A composição dos RSU sofre influência de um município para outro e de país para outro, a qual depende, principalmente, do estilo de vida, situação econômica, regulamentos de gestão de resíduos e estrutura industrial. Além dos fatores socioeconômicos dos indivíduos, como o tamanho médio da família, o número de cômodos existentes na residência, a renda mensal da família, a situação de emprego e suas atividades sociais na comunidade (GIDARAKOS; HAVAS; NTZAMILIS, 2006; SANKOH; YAN; CONTEH, 2012; ABDEL-SHAFY; MANSOUR, 2018).

Geração de Resíduos Sólidos e a Problemática Ambiental

De acordo com a Organizações das Nações Unidas (ONU, 2019), atualmente 55% da população mundial vive em áreas urbanas. O aumento da produção de RSU está diretamente relacionado ao aumento da população nessas áreas, associado ao desenvolvimento econômico, que se baseia na extração de matéria-prima, produção e excesso de consumo (BARROS, R. T. De V.; SILVEIRA, Á. V. F., 2019; KUMAR; SAMADDER, 2017; MONTIEL-BOHÓRQUEZ; PÉREZ, 2019).

Com o aumento dos fluxos produtivos de bens e serviços mediante crescimento da população, em 2050 estima-se que a produção global de RSU será de 3,4 bilhões de toneladas (KAZA et al., 2018). Mas Abdel-Shafy e Mansour (2018) enfatizam que há desproporcionalidade entre crescimento do país e administração dos resíduos oriundos das atividades domésticas e econômicas dos municípios.

Um estudo dirigido por Thanh, Matsuie e Fujiwara (2011), em áreas urbanas do Vietnã, por

exemplo, mostrou que a geração média de resíduos sólidos domésticos foi de cerca de 0,3 kg/hab./dia. Já para o Brasil mostraram um total de massa coletada estimada em 1,0 kg/hab./dia (SNIS, 2020), o que representa três vezes mais. Já em países como Estados Unidos e Canadá, o quantitativo per capita ultrapassa 1,5 kg/hab.dia (KAZA et al., 2018), ou seja, cinco vezes mais. Isso mostra que a geração é desigual, mas não somente isso. Ainda segundo Kaza et al. (2018), mais de 50% da destinação final dos resíduos sólidos em países em desenvolvimento, acontece em lixões à céu aberto.

Especificamente sobre o Brasil, de acordo com o Panorama dos Resíduos Sólidos dos anos (ABRELPE, 2021), em 2020 o Brasil coletou 76,1 milhões de toneladas de resíduos, dos quais 60% receberam destinação adequada nos aterros sanitários e o restante (40%) foi despejado em locais inapropriados. Ou seja, mais de 30 milhões de toneladas de RSU acabaram indo para lixões ou aterros controlados, ocasionando uma variedade de impactos ambientais, por exemplo: proliferação de micro e macrovectores de doenças, poluição visual, alteração na qualidade do solo, depreciação de águas subterrâneas, contaminação dos catadores, etc (FERREIRA, 2017).

Rosa et al. (2017) destacam que a geração de RSU associados a falta de espaço físico, gestão deficiente e a não aplicação de técnicas corretas de tratamento representam status de grande potencial poluidor para a saúde humana e ambiental. Dentre os impactos encontrados, pode-se citar a poluição atmosférica decorrente de material particulado, odores e gases nocivos; poluição hídrica resultante do chorume derivado da decomposição dos resíduos quando lançados de forma direta no ambiente (composição altamente poluente), desvalorização imobiliária das áreas próximas aos locais de disposição de resíduos, proliferação de doenças através de vetores associados aos resíduos sólidos e até metais pesados (ANDRADE; FERREIRA, 2011; KLEIN; GONÇALVES-DIAS; JAYO, 2018; OLIVEIRA et al., 2019; ROSA et al., 2017; SANTOS, 2012).

Um estudo dirigido por Sobral e Sobral (2019) na cidade de Recife/PE revelou uma forte correlação negativa entre o total de casos confirmados de dengue e a pesagem mensal não categorizada de resíduo. Os autores identificaram a existência de correlação negativa entre o total de casos de dengue em sete categorias, apontando que um incremento de 1.000 toneladas na coleta de lixo doméstico proporciona uma redução de 0,032 casos de dengue, enquanto o mesmo incremento na coleta de pneus foi capaz de reduzir 0,465 casos da doença (SOBRAL; SOBRAL, 2019).

Quando não manipulados de forma correta e segura, através de medidas sanitárias municipais, os RSU possuem riscos estão presentes também para os atores sociais que fazem o trabalho de coleta e manejo dos resíduos domiciliares. Os estudos na literatura mostram os mais variados riscos físicos, químicos, biológicos, ergonômicos e sociais dessa atividade, cada qual podendo ocasionar determinadas consequências negativas para a saúde física e psíquica do trabalhador, como contaminação por vírus, bactérias, tétano, raiva e HIV (LAZZARI; REIS, 2011; SOUZA; ARAÚJO; ZAMBRONI-DE-SOUZA, 2019).

Dentre os vários impactos ambientais abordados, os RSU ainda desempenham um papel significativo nas emissões de gases de efeito estufa (GEE) como, por exemplo, o CH₄, CO₂ e compostos orgânicos voláteis não metânicos na atmosfera em áreas urbanizadas, uma vez que consistem principalmente de materiais degradáveis e devido seu falho gerenciamento governamental (RAMACHANDRA; AITHAL; SREEJITH, 2015; RAMACHANDRA et al., 2018).

Gestão de Resíduos Sólidos: Avanços e Desafios

Como visto, a administração adequada dos RSU, é um desafio a nível mundial em face à disponibilidade limitada de recursos naturais, o aumento populacional e o desenvolvimento das atividades próprias aos processos de urbanização e industrialização. Mas, de acordo Barros e Silveira (2019), nos centros urbanos e regiões metropolitanas os problemas relacionados ao sistema de gestão dos RSU são ainda maiores devido às relações intermunicipais existentes, principalmente nos países em desenvolvimento.

Ramachandra et al. (2018) elucidam que a gestão de RSU dos municípios está associada desde o controle da geração, a correta coleta, ao adequado armazenamento, manejo, transporte, processamento e destinação final, de modo que esteja de acordo com os princípios de saúde pública, economia, engenharia, conservação, estética, atitude pública e outras considerações ambientais. E toda essa logística é um desafio enfrentado em cidades e áreas urbanas, principalmente para países em desenvolvimento (OKOT-OKUMU; NYENJE, 2011). Ramachandra et al. (2018) enfatizam ainda que a política de gestão de RSU adequada deve ser baseada nos princípios do desenvolvimento sustentável, que considera os resíduos da sociedade como um recurso em potencial.

Uma das principais preocupações da gestão municipal é no controle e administração dos RSU gerados nas suas diversas atividades. A implantação das Políticas Públicas Ambientais tem contribuído para a participação responsável de cada cidadão nesse processo. No Brasil, o governo federal sancionou a PNRS, por meio da Lei nº 12.305 de 2010, que dispõe sobre seus princípios, objetivos e instrumentos, bem como sobre as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos, às responsabilidades dos geradores e do poder público e aos instrumentos econômicos aplicáveis (BRASIL, 2010).

Um dos marcos de inovação da PNRS é o princípio da responsabilidade compartilhada, estabelecendo a obrigatoriedade de todas as partes envolvidas no ciclo de vida dos produtos da destinação adequada do resíduos (BRASIL, 2010). Contudo, um dos problemas enfrentados é a não execução da Lei referente às políticas relativas à gestão de RSU, que são elaboradas, sancionadas, mas não são implantadas pelos municípios, ou quando executadas, de maneira parcial, comprometendo sua eficácia e acarretando impactos sobre o meio ambiente (BARROS; SILVEIRA, 2019).

Frequentemente, o sistema de gerenciamento tem enfrentado muitos problemas, que vão além da capacidade da autoridade municipal de manejar os RSU (SUJAUDDIN; HUDA; HOQUE, 2008). Burnley (2007) sugere que isso se deve aos recursos financeiros, complexidade da gestão e falta de organização. Al-Khatib et al.(2010) acrescentam que os fatores socioculturais, econômicos, jurídicos, políticos e ambientais, bem como os recursos disponíveis são os principais problemas que afetam a gestão de RSU em todos os países.

Essa problemática requer intervenções eficazes para minimizar os impactos ambientais causados pelos RSU, para tanto, são necessárias ações que propiciem práticas mais sustentáveis em seu gerenciamento, envolvendo a participação do setor público. Paschoalin Filho et al. (2014) mencionam que a coleta seletiva e a reciclagem, quando devidamente integradas, proporcionam vários benefícios, como a redução dos volumes de resíduos destinados para aterros ou deposição irregular, valorização e reinserção dos resíduos na cadeia produtiva, redução da necessidade de utilização de recursos naturais, dentre outros.

Este cenário revela uma situação preocupante quanto à sustentabilidade dos municípios em relação à gestão de RSU, que necessitam da implementação efetiva das políticas públicas voltadas para

um gerenciamento adequado dos RSU. Além disso, fazem-se necessárias novas perspectivas do homem à natureza, uma nova perspectiva acerca do sistema econômico atual, além de melhorias e avanços tecnológicos para otimizar os produtos e serviços, importantes para o desenvolvimento da sociedade, de uma forma a diminuir a utilização dos recursos naturais não renováveis e minimização dos impactos ambientais causados pelas atividades antrópicas (COSENZA; ANDRADE; ASSUNÇÃO, 2020).

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O estado da Bahia está situado no Nordeste Brasileiro e possui uma extensão territorial de pouco mais de 564 mil km² e uma população de quase 15 milhões de pessoas, distribuídas por 417 municípios (IBGE, 2020). De acordo com o panorama dos RSU efetuado pela Abrelpe (2020), a Bahia foi responsável por 5.071.310 toneladas de RSU no ano de 2019. Destes, 84,1% foram coletados, todavia a maioria sem destino final adequado.

Coleta de dados

Para obtenção dos dados de geração de RSU dos municípios, coletou-se os dados do SNIS nos últimos anos. Estes dados possibilitaram avaliar a geração diária per capita de resíduos de cada cidade. A média da geração per capita de resíduos sólidos é em função da quantidade de resíduos coletados em uma cidade dividida pela população beneficiada por esses serviços. Essa média pode ser alterada em função de fatores culturais, hábitos de consumo, padrão de vida e a renda familiar que define o poder de compra (CAMPOS, 2012; MONTEIRO et al., 2001).

Para analisar os dados com maior homogeneidade, os municípios foram separados em grupo de acordo com a população de cada um, gerando 6 diferentes categorias e apresentados no Tabela 1. Com isso, foi possível verificar se estas categorias seguem uma distribuição normal.

Tabela 1 - Número de municípios que preencheu o SNIS

Faixa populacional (habitantes)	Municípios do Estado da Bahia		Municípios do Estado da Bahia que preencheram o SNIS	
	n	%	n	%
até 5.000	17	4,1	17	100
de 5.001 a 10.000	30	7,2	28	93,3
de 10.001 a 20.000	132	31,7	112	84,8
de 20.001 a 50.000	171	41,0	131	76,6
de 50.001 a 100.000	58	13,9	51	87,9
100.000 ou mais	9	2,2	9	100,0

Fonte: SNIS (2020)

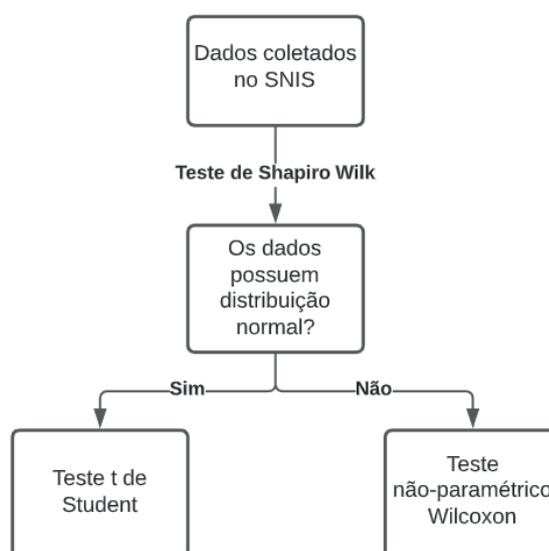
Análise estatística

Para análise dos dados coletados, foram utilizadas técnicas estatísticas, como análise descritiva, testes paramétricos e testes não-paramétricos. A análise foi realizada utilizando-se o Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis (PAST) versão 4.03.

Inicialmente, avaliou-se qual o teste mais adequado para verificar a normalidade dos dados. De acordo Bielefeldt et al. (2012), para amostras pequenas recomenda-se que sejam utilizados procedimentos não paramétricos diretamente para a análise, em função da baixa performance dos testes de aderência à normalidade, dado o baixo percentual de acertos. Para amostras maiores, recomenda-se o uso dos testes Shapiro-Wilk que é um teste aplicável a um número de observações inferiores a 5.000 (PEREIRA FILHO e FERREIRA, 2012).

Após a avaliação da normalidade dos dados, foi verificado se as médias diárias fornecidas pelos municípios diferem entre si e, para isso, utilizou-se o teste t de Student, quando os dados possuem distribuição normal, e o teste de Wilcoxon, quando estes não possuem distribuição normal. O fluxograma apresentado na Figura 1 resume a estratégia utilizada para avaliação dos dados.

Figura 1 - Fluxograma da metodologia aplicada



Fonte: Adaptado Colvero et al. (2017)

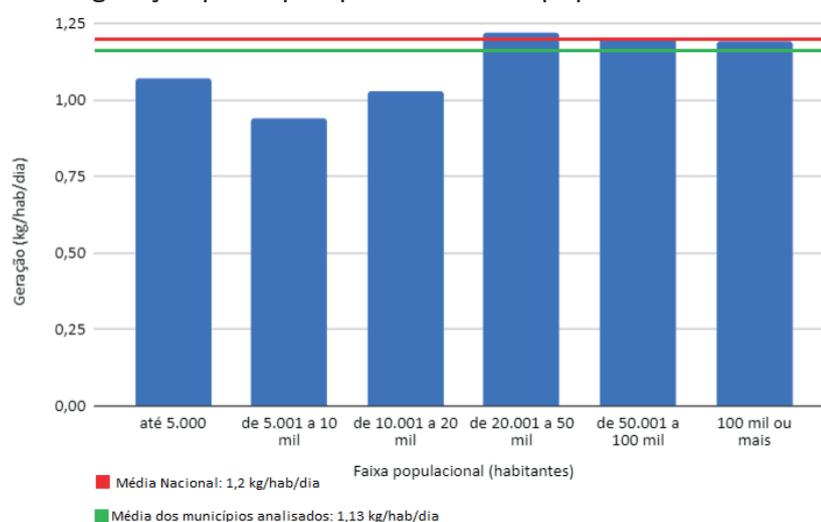
RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após agrupamentos dos dados por faixa populacional, realizou-se uma análise descritiva dos dados, conforme a Tabela 2. De acordo Monteiro et al. (2001), cidades de até 30 mil habitantes possuem uma geração per capita de 0,5 kg/hab./dia e, somente em cidades com mais de 500 mil habitantes é que se observa médias maiores que 1,0 kg/hab./dia. Contudo, é possível perceber que há uma diferença nos dados observados, já que quase todas as categorias possuem uma média acima de 1,0. Em seguida, comparou-se a média de geração desses grupos em relação à média nacional, conforme mostrado na Figura 2.

Tabela 2 - Análise descritiva dos dados coletados

Categoria	Faixa populacional (habitantes)	Média	Mediana	Desvio padrão	Amplitude
1	até 5.000	1,07	1,02	0,91	2,69
2	de 5.001 a 10.000	0,94	0,82	0,71	3,67
3	de 10.001 a 20.000	1,03	0,93	0,68	3,64
4	de 20.001 a 50.000	1,22	1,09	0,76	3,86
5	de 50.001 a 100.000	1,2	1,15	0,64	2,97
6	100.000 ou mais	1,19	1,04	0,50	1,60

Fonte: Autoria própria (2021)

Figura 2 - Média da geração per capita para cada faixa populacional

Fonte: SNIS (BRASIL, 2022)

É possível perceber, pelo gráfico, que a média de geração nos municípios com menos habitantes tende a ser menor do que as localidades com maior número de habitantes. Colvero et al. (2017), em seu trabalho no estado de Goiás, perceberam um decréscimo da média de geração conforme o aumento populacional, o que não acontece nestes municípios avaliados. Já Pisani Júnior, Castro e Costa (2018), verificaram que para o estado de São Paulo, existem municípios com geração superior a 1,0 kg/hab./dia para populações na faixa de 3 a 400 mil habitantes, assim como, em cidades com taxas de geração inesperadamente baixas, inferiores a 0,5 kg/hab./dia, também se encontram na mesma faixa populacional.

Um dado interessante é a amplitude das categorias. A categoria 4 possui uma amplitude de 3,86, o que significa que há uma diferença enorme entre o maior gerador e menor gerador na mesma faixa populacional. A cidade de São Francisco do Conde forneceu informações de que há uma geração de 3,98 kg/hab./dia, enquanto Inhambupe afirmou gerar 0,12 kg/hab./dia.

Alguns fatores podem contribuir para a disparidade entre estes dados. No SNIS (BRASIL, 2022) o município de Inhambupe afirmou que não possui balança para pesar os RSU, e que a coleta de resíduos porta-a-porta é de apenas 78% das residências, o que pode levar a uma redução do total coletado. Por sua vez, a cidade de São Francisco do Conde possui balança e afirma coletar 100% do resíduo domiciliar gerado, no entanto, seus dados de geração estão 200% acima da média nacional.

Conforme afirmam Monteiro et al. (2001), pode haver um erro conceitual sobre a geração per capita. Segundo os autores, correlacionar a geração per capita somente ao lixo domiciliar (doméstico + comercial), ao invés de relacioná-la aos resíduos urbanos (domiciliar + público + entulho, podendo até incluir os resíduos de serviços de saúde) é uma confusão muito comum (MONTEIRO et al., 2001). No SNIS, o campo IN021, deixa explícito que a geração per capita é apenas a massa coletada (resíduos domiciliares + resíduos de varrição) em relação à população urbana (BRASIL, 2022). Assim, o que pode ter acontecido com o município de São Francisco do Conde foi ter incluído outros tipos de resíduos, como de construção civil ou de serviço de saúde.

Inferência Estatística

Visando inferir estatisticamente os dados deste trabalho, realizamos um comparativo entre as médias da geração de RSU dos municípios baianos fornecidas pelo SNIS, por faixa populacional, e a média ou mediana de cada categoria obtidas através da estatística descritiva utilizando o software PAST, que aqui chamaremos de média e medianas teóricas. Para tal, foram utilizadas as análises estatísticas definidas no fluxograma da metodologia aplicada, conforme apresentado na Figura 2.

Produção de RSU dos municípios baianos versus faixa populacional

A partir do número de amostras de cada faixa populacional e dos dados da geração per capita de RSU fornecidos pelo SNIS, foi realizado o teste de normalidade por meio do teste de Shapiro-Wilk, conforme apresentado na Tabela 3. Os resultados apontaram que, para as categorias 1, 4 e 5, aceita-se H_0 ($p > 0,05$), ou seja, não existem diferenças significativas entre os dados da geração de RSU per capita dos municípios baianos fornecidos pelo SNIS. Para as categorias 2, 3 e 6 H_0 deve ser rejeitada ($p < 0,05$), visto que os dados não seguem uma distribuição normal, isto é, existem diferenças significativas.

Assim, a partir dos resultados obtidos no teste de normalidade, foi realizado o teste t de Student para o cenário onde não se rejeita H_0 ; já para o cenário onde H_0 foi rejeitado realizamos o teste não paramétrico de Wilcoxon.

A Tabela 4 apresenta os valores das médias para o teste de t de Student e das medianas para o teste de Wilcoxon. O teste t de uma amostra determina se a média da amostra é estatisticamente diferente de uma média populacional conhecida ou hipotética e é um teste paramétrico. Já o teste de Wilcoxon para uma amostra é uma alternativa não paramétrica ao teste t para uma amostra, quando os dados não podem ser considerados normalmente distribuídos.

Tabela 3 - Teste da normalidade utilizando o teste de Shapiro-Wilk

Categoria	Faixa populacional (habitantes)	Tamanho da amostra (n)	Valor p	Resultado
1	até 5.000	9	0,4369	Não rejeita H_0 , segue distribuição normal
2	de 5.001 a 10.000	51	0,00004	Rejeita H_0 , não segue distribuição normal
3	de 10.001 a 20.000	131	0,0233	Rejeita H_0 , não segue distribuição normal
4	de 20.001 a 50.000	112	0,0515	Não rejeita H_0 , segue distribuição normal
5	de 50.001 a 100.000	28	0,3362	Não rejeita H_0 , segue distribuição normal
6	100.000 ou mais	17	0,0294	Rejeita H_0 , não segue distribuição normal

Fonte: Autoria própria (2021)

Tabela 4 - Médias e medianas de referência utilizadas para os testes t de Student e de Wilcoxon

Categoria	Faixa populacional (habitantes)	Parâmetro		Descrição
		Média	Mediana	
1	até 5.000	1,07	-	$H_0: \mu = 1,07$ versus $H_1: \mu \neq 1,07$
2	de 5.001 a 10.000	-	0,82	$H_0: \theta = 0,82$ versus $H_1: \theta \neq 0,82$
3	de 10.001 a 20.000	-	0,93	$H_0: \theta = 0,93$ versus $H_1: \theta \neq 0,93$
4	de 20.001 a 50.000	1,22	-	$H_0: \mu = 1,22$ versus $H_1: \mu \neq 1,22$
5	de 50.001 a 100.000	1,20	-	$H_0: \mu = 1,20$ versus $H_1: \mu \neq 1,20$
6	100.000 ou mais	-	1,04	$H_0: \theta = 1,04$ versus $H_1: \theta \neq 1,04$

Fonte: Autoria própria (2021)

De posse dos valores das médias e medianas para cada categoria, foi possível realizar os testes de t de Student e de Wilcoxon, conforme apresentado na Tabela 5. Os resultados mostram que, para as categorias 1, 2, 3, 4 e 5, deve-se rejeitar H_0 , pois os dados da geração de RSU per capita dos municípios baianos fornecidos pelo SNIS são significativamente diferentes das médias e medianas teóricas. Enquanto para a categoria 6, o teste identificou que H_0 não pode ser rejeitada, pois as médias e medianas fornecidas pelos municípios baianos através do SNIS não são significativamente diferentes.

Estes resultados podem estar relacionados ao fato de que os municípios com população acima de 100 mil habitantes possuem aterros sanitários que, normalmente, contam com um sistema de pesagem para quantificar os resíduos que chegam à disposição final. No estado da Bahia, entre estes citados, chega a 59% o percentual que possuem aterros sanitários e balanças (BRASIL, 2022; CNM, 2022). Enquanto isso, entre os municípios com população inferior a 100 mil habitantes, há uma presença maior de lixões, ou seja, não há um controle dos resíduos que são dispostos.

Tabela 5 - Resultados dos testes t Student e de Wilcoxon

Categoria	Faixa populacional (habitantes)	Valor p	Teste aplicado	Resultado
1	até 5.000	0,0078	t-S	Rejeita H_0 , ou seja, a geração <i>per capita</i> média é significativamente diferente de 1,07
2	de 5.001 a 10.000	0,0	W	Não rejeita H_0 , ou seja, a geração <i>per capita</i> mediana não é significativamente diferente de 0,82
3	de 10.001 a 20.000	0,0305	W	Rejeita H_0 , ou seja, a geração <i>per capita</i> mediana é significativamente diferente de 0,93
4	de 20.001 a 50.000	0,0409	t-S	Rejeita H_0 , ou seja, a geração <i>per capita</i> média é significativamente diferente de 1,22
5	de 50.001 a 100.000	$2,05 \cdot 10^{-5}$	t-S	Rejeita H_0 , ou seja, a geração <i>per capita</i> média é significativamente diferente de 1,2
6	100.000 ou mais	0,6528	W	Não rejeita H_0 , ou seja, a geração <i>per capita</i> mediana não é significativamente diferente de 1,04

Legenda: t-S: Distribuição t Student; W: Teste de Wilcoxon

Fonte: Autoria própria (2021)

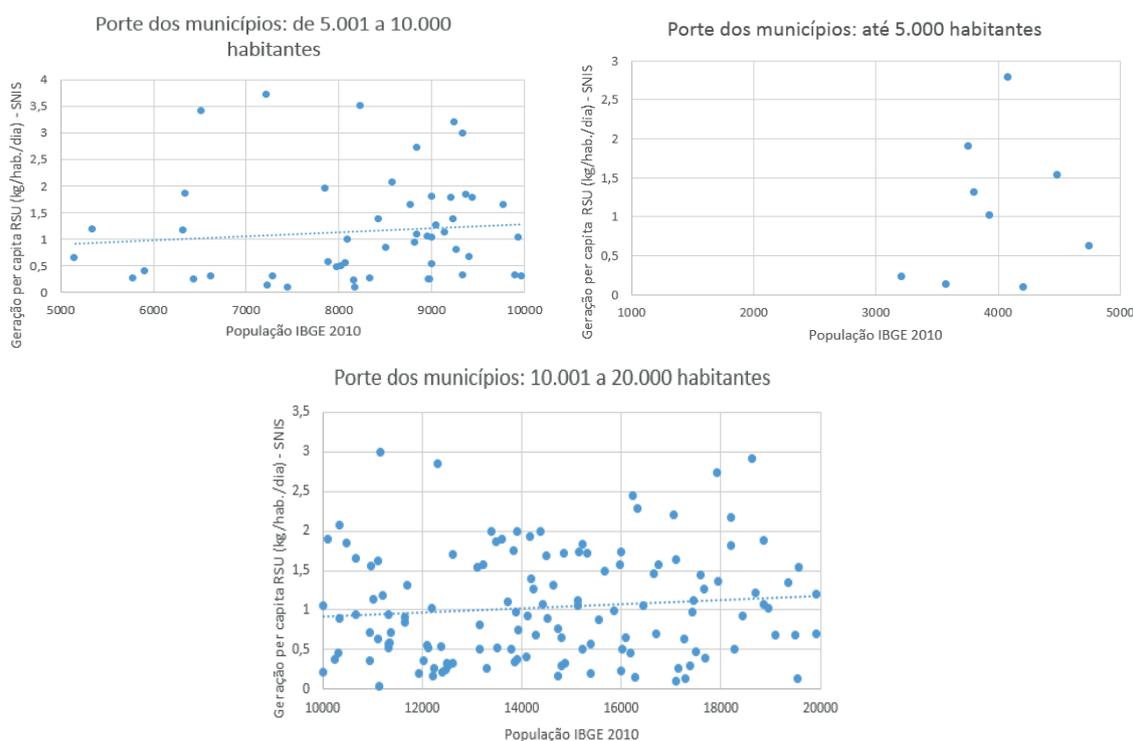
Geração per capita versus número de habitantes

Outro ponto importante é verificar se há uma relação entre a geração per capita dos RSU, por categoria, e o número de habitantes. Para tal, utilizamos o Diagrama de Dispersão para fazer essa verificação.

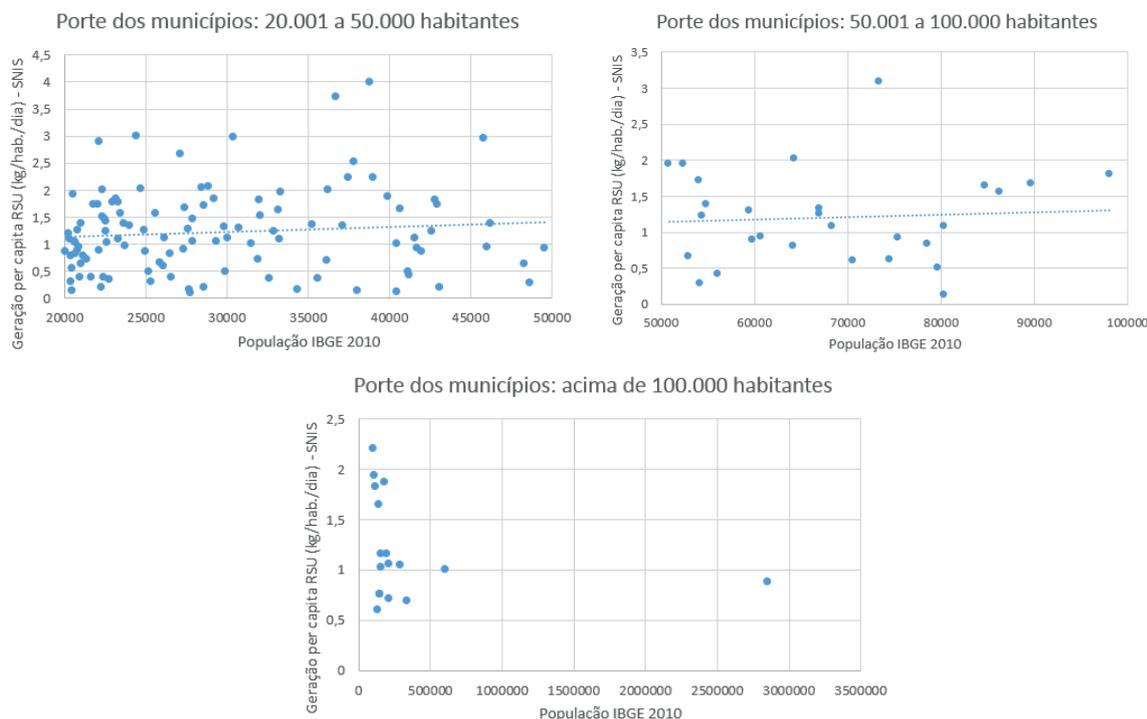
O Diagrama de Dispersão é uma ferramenta que permite a visualização gráfica do tipo de relacionamento existente entre duas variáveis quantitativas medidas em cada elemento do conjunto de dados (DOMINGUES, M.; DOMINGUES, J., 2010). Entender essas relações permite maior eficiência dos métodos de controle dos processos, facilitando a detecção de problemas e o planejamento para ações de melhoria a serem tomadas. Para o diagrama de dispersão, utilizamos as mesmas seis categorias empregadas anteriormente, definidas a partir das faixas populacionais.

Nas Figuras 3 e 4, os diagramas de dispersão apontam que há uma linha de tendência nas categorias 2, 3, 4 e 5. Enquanto nas categorias 1 e 6 não há linha de tendência. Nos casos em que há tendência linear é possível calcular o coeficiente de correlação, para isso, foi utilizado a correlação de Pearson (r).

Figura 3 - Diagramas de dispersão municípios até 20.000 habitantes



Fonte: Autoria própria (2021)

Figura 4 - Diagramas de Dispersão municípios acima de 20.001 habitantes

Fonte: Autoria própria (2021)

Os diagramas de dispersão evidenciam, de forma gráfica, que há uma amplitude muito grande entre os dados, conforme apontado na Tabela 2. Segundo Monteiro et al. (2001), ao ingressar no aterro, o veículo de coleta deve ir diretamente para a balança rodoviária, onde é pesado e onde são anotadas todas as informações a respeito da sua carga. Mas, quando não há balança, segundo Dias et al. (2012), há uma incerteza associada aos registros da massa de resíduos coletados. Isso acontece especialmente para municípios de pequeno porte, no qual os valores são obtidos a partir do número de caminhões transportados e não de uma pesagem mais precisa. A ausência de uma metodologia para estimar a quantidade de resíduos gerados por cada município é um dos fatores que pode explicar a amplitude dos dados.

Na tentativa de estabelecer uma correlação, utilizou-se a correlação Pearson, que é um método que mede a intensidade e a direção da associação do tipo linear, desde que as duas variáveis sejam quantitativas. Nesse método o r deve variar entre -1 e 1 ($-1 \leq r \leq 1$). Caso seja maior que 0 ($r > 0$) as variáveis se alteram no mesmo sentido; no entanto, se r for menor que 0 ($r < 0$), as variáveis se alteram em sentidos opostos (MARÔCO, 2014). O valor em módulo obtido indica a intensidade da

associação que possui quatro faixas de classificação:

- $r < 25\%$ - Correlação fraca
- $25\% \leq r < 50\%$ - Correlação moderada
- $50\% \leq r < 75\%$ - Correlação forte
- $r \geq 75\%$ - Correlação muito forte

Os valores e as respectivas classificações da correlação de Pearson para as quatro categorias avaliadas são apresentados no Tabela 6. Os resultados apontam uma correlação fraca para todas as quatro categorias analisadas, isto é, não há associação entre a geração per capita de RSU e o número de habitantes.

Tabela 6 - Coeficiente de Pearson e a correlação entre a geração per capita de RSU e o número de habitantes

Categoria	Faixa populacional (habitantes)	Tamanho da amostra	Correlação de Pearson (r)	Resultado
2	de 5.001 a 10.000	51	0,0953	Correlação fraca
3	de 10.001 a 20.000	131	0,1054	Correlação fraca
4	de 20.001 a 50.000	112	0,0969	Correlação fraca
5	de 50.001 a 100.000	28	0,0702	Correlação fraca

Fonte: Autoria própria (2021)

Para complementar a correlação, foi decidido realizar uma regressão linear univariada. Com os dados obtidos no SNIS, foi verificada a influência quantitativa que a variável independente número de habitantes (x) tem sobre a variável dependente produção de resíduos (y).

O coeficiente de determinação (representado por R^2) é a mensuração da dimensão do efeito y (dependente) sobre a variável x (independente), variando de 0 a 1 ($0 \leq R^2 \leq 1$). Quando o $R^2 = 0$ significa que o modelo não se ajusta aos dados e quando $R^2 = 1$, o ajustamento é perfeito. Segundo Marôco (2014), quando $R^2 > 0,9$, os indicadores são considerados com bom ajustamento.

Assim, de acordo com os resultados da regressão linear apresentados na Tabela 7, a relação

entre os dados não é aceitável, ou seja, os modelos não estão ajustados aos dados, mostrando assim, que a produção de RSU não pode ser explicada pelo número de habitantes.

Quadro 7 - Regressão linear

Categoria	Faixa populacional (habitantes)	Tamanho da amostra	Correlação	Resultado
2	de 5.001 a 10.000	51	0,0091	Modelo não ajustado aos dados, relação não aceitável
3	de 10.001 a 20.000	131	0,0086	Modelo não ajustado aos dados, relação não aceitável
4	de 20.001 a 50.000	112	0,0091	Modelo não ajustado aos dados, relação não aceitável
5	de 50.001 a 100.000	28	0,0196	Modelo não ajustado aos dados, relação não aceitável

Fonte: Autoria própria (2021)

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir da análise realizada ao longo do artigo, foi possível perceber que as cidades com maior número de habitantes são aquelas que possuem a maior média e, conseqüentemente, são responsáveis pela maior geração de resíduos sólidos. Contudo, foi a única categoria em que as médias não diferem estatisticamente entre si, devido a sua forma de disposição final.

É importante entender que, mesmo contribuindo com um quantitativo menor em relação ao total, os municípios de pequeno porte são causadores de importantes impactos potenciais ambientais, já que a maioria dispõe seus resíduos em contato direto com o solo, diferentemente das cidades com maior número de habitantes que, no geral, possuem aterros sanitários.

Muitos municípios de pequeno porte não possuem recursos financeiros para instalação de aterros sanitários e outros serviços de natureza mais complexa, o que os coloca em situação de dependência em relação à União ou ao Estado. Uma saída são os consórcios públicos intermunicipais para a gestão dos resíduos, que têm crescido como uma alternativa no campo da gestão integrada de RSU, otimizando recursos e tratamento dos resíduos.

Para trabalhos futuros, sugere-se uma avaliação de modelos que correlacionem outros indicadores (renda, entre outros) para realizar uma projeção de resíduos gerados e suas possíveis implicações.

REFERÊNCIAS

- ABDEL-SHAFY, H. I.; MANSOUR, M. S. M. Solid waste issue: Sources, composition, disposal, recycling, and valorization. **Egyptian Journal of Petroleum**, dez. 2018. v. 27, n. 4, p. 1275–1290. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1110062118301375>>.
- ALBUQUERQUE, J. B. **Torres de Resíduos sólidos**. Leme: Independente, 2011.
- ABRELPE. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Recomendações para a gestão de resíduos sólidos durante a pandemia de coronavírus**. Disponível em: <https://www.cnm.org.br/cms/images/stories/comunicacao_novo/links/RecomendacoesABRELPE_COVID19_23mar.pdf>.
- ABRELPE. **Panorama Dos Sólidos. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2018/2019**, 2019. p. 68. Disponível em: <www.abrelpe.org.br>.
- AL-KHATIB, I. A. *et al.* Solid waste characterization, quantification and management practices in developing countries. A case study: Nablus district – Palestine. **Journal of Environmental Management**, maio. 2010. v. 91, n. 5, p. 1131–1138.
- ANDRADE, R. M. De; FERREIRA, J. A. A gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil. **REDE – Revista Eletrônica do Prodepa**, 2011. v. 6, n.1, p. 7–22.
- BARROS, R. T. De V.; SILVEIRA, Á. V. F. Uso de indicadores de sustentabilidade para avaliação da gestão de resíduos sólidos urbanos na Região Metropolitana de Belo Horizonte. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, abr. 2019. v. 24, n. 2, p. 411–423.
- BRANDÃO, C. R. P. *et al.* COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DESCARTADOS IRREGULARMENTE NO BAIRRO DOS RODOVIÁRIOS, PAULO AFONSO - BA. **Semioses**, 12 mar. 2019. v. 13, n. 1, p. 60–76.
- BRASIL. Decreto nº 10.936, de 12 de janeiro de 2022. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF. 2022. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/decreto-n-10.936-de-12-de-janeiro-de-2022-373573578>
- BRASIL. Lei Nº 12.305 - 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 União**, Brasília, DF. 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm.
- _____. Ministério de Desenvolvimento Regional. **Diagnóstico Temático Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2021. Disponível em: http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/rs/2020/DIAGNOSTICO_TEMATICO_VISAO_GERAL_RS_SNIS_2021.pdf
- _____. Ministério de Desenvolvimento Regional. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Série Histórica**. 2022. Disponível em: <http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/>
- BURNLEY, S. J. A review of municipal solid waste composition in the United Kingdom. **Waste Management**, jan. 2007. v. 27, n. 10, p. 1274–1285.
- CAMPOS, H. K. T. Renda e evolução da geração per capita de resíduos sólidos no Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, jun. 2012. v. 17, n. 2, p. 171–180.
- CNM, C. N. Dos M. Observatório dos lixões. 2022. Disponível em: <<http://www.lixoes.cnm.org.br>>.

COLVERO, D. A. *et al.* Avaliação da geração de resíduos sólidos urbanos no estado de Goiás, Brasil: análise estatística de dados. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, out. 2017. v. 22, n. 5, p. 931–941.

COSENZA, J. P.; ANDRADE, E. M. De; ASSUNÇÃO, G. M. De. Economia circular como alternativa para o crescimento sustentável brasileiro: análise da Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, 6 maio. 2020. v. 9, n. 1, p. e16147.

DIAS, D. M. *et al.* Modelo para estimativa da geração de resíduos sólidos domiciliares em centros urbanos a partir de variáveis socioeconômicas conjunturais. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, set. 2012. v. 17, n. 3, p. 325–332.

DOMINGUES, M.; DOMINGUES, J. **Estatística exploratória**. 1º ed. Recife, PE: Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2010.

FERREIRA, G. R. Impactos ambientais decorrentes do lixão da cidade de condado-PB. **Geografia Ensino & Pesquisa**, [S. l.], v. 21, n. 3, p. 142–151, 2017.

GIDARAKOS, E.; HAVAS, G.; NTZAMILIS, P. Municipal solid waste composition determination supporting the integrated solid waste management system in the island of Crete. **Waste Management**, jan. 2006. v. 26, n. 6, p. 668–679.

JUNIOR, A. A. S. *et al.* Aterro Sanitário: Relevância e técnicas de impermeabilização do solo. **Divers@!**, v. 13, n. 2, p. 142-153, 2021.

KALINA, M.; TILLEY, E. “This is our next problem”: Cleaning up from the COVID-19 response. **Waste Management**, maio. 2020. v. 108, p. 202–205.

KAZA, S. *et al.* **What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050**. [S.l.]: Washington, DC: World Bank, 2018.

KLEIN, F. B.; GONÇALVES-DIAS, S. L. F.; JAYO, M. Gestão de resíduos sólidos urbanos nos municípios da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê: uma análise sobre o uso de TIC no acesso à informação governamental. **URBE. Revista Brasileira de Gestão Urbana**, abr. 2018. v. 10, n. 1, p. 140–153.

KUMAR, A.; SAMADDER, S. R. A review on technological options of waste to energy for effective management of municipal solid waste. **Waste Management**, nov. 2017. v. 69, p. 407–422.

LAZZARI, M. A.; REIS, C. B. Os coletores de lixo urbano no município de Dourados (MS) e sua percepção sobre os riscos biológicos em seu processo de trabalho. **Ciência & Saúde Coletiva**, ago. 2011. v. 16, n. 8, p. 3437–3442.

LIMA, G. F. Da C. Consumo e resíduos sólidos no Brasil: as contribuições da educação ambiental. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)**, 2015. n. 37, p. 47–57.

MANCINI, S. D.; FERRAZ, J. L.; BIZZO, W. A. Resíduos Sólidos. In: ROSA, A. H.; FRACETO, L. F.; MOSCHINI-CARLOS, V. (Org.). **Meio Ambiente e Sustentabilidade**. 1º ed. [S.l.]: Bookman, 2012, p. 412.

MARÔCO, J. **Análise estatística com o SPSS Statistics**. [S.l.]: ReportNumber, 2014.

MONTEIRO, J. H. P. *et al.* **Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos**. IBAM. Disponível em: <<http://www.resol.com.br/cartilha4/manual.pdf>>.

MONTIEL-BOHÓRQUEZ, N. D.; PÉREZ, J. F. Generación de Energía a partir de Resíduos Sólidos Urbanos. Estrategias Termodinámicas para Optimizar el Desempeño de Centrales Térmicas. **Información tecnológica**, fev. 2019. v. 30, n. 1, p. 273–284.

NEVES, M. G. F. P. D.; TUCCI, C. E. M. Composição de resíduos de varrição e resíduos carreados pela rede de drenagem, em uma bacia hidrográfica urbana. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, dez. 2011. v. 16, n. 4, p. 331–336.

OKOT-OKUMU, J.; NYENJE, R. Municipal solid waste management under decentralisation in Uganda. **Habitat International**, out. 2011. v. 35, n. 4, p. 537–543.

OLIVEIRA, J. Â. M. DE *et al.* Níveis de contaminação por metais pesados na área de disposição de resíduos sólidos no município de Januária-MG. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, 4 abr. 2019. v. 8, n. 1, p. 629.

ONU. ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **World Urbanization Prospects: The 2018 Revision**. ONU. Disponível em: <<https://population.un.org/wup/Publications/Files/WUP2018-Highlights.pdf>>.

PASCHOALIN FILHO, J. *et al.* Comparação entre as Massas de Resíduos Sólidos Urbanos Coletadas na Cidade de São Paulo por Meio de Coleta Seletiva e Domiciliar. **Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, 1 dez. 2014. v. 3, n. 3, p. 19–33.

PEREIRA DE SOUZA, C.; SILVA ARAÚJO, A. J. DA; ZAMBRONI-DE-SOUZA, P. C. “Aqui tem que ter atividade mesmo, nesse trabalho tem que ser ligado”: Riscos, implicações e estratégias de defesa para a saúde de coletores de lixo domiciliar. **Revista Psicologia: Organizações e Trabalho**, 2019. v. 19, n. 1, p. 555–563.

SANKOH, F. P.; YAN, X.; CONTEH, A. M. H. PINKA SANKOH, F.; YAN, X.; MOHAMED HAMZA CONTEH, A. A Situational Assessment of Socioeconomic Factors Affecting Solid Waste Generation and Composition in Freetown, Sierra Leone. **Journal of Environmental Protection**, 2012. v. 03, n. 07, p. 563–568.

SILVA, W. K. A.S.; TAGLIAFERRO, E. R. Aterro sanitário-a engenharia na disposição final de resíduos sólidos. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 2, p. 12216-12236, 2021.

SOUZA, C. P. D.; ARAÚJO, A. J. D. S.; ZAMBRONI-DE-SOUZA, P. C.. “ Aqui tem que ter atividade mesmo, nesse trabalho tem que ser ligado”: riscos, implicações e estratégias de defesa para a saúde de coletores de lixo domiciliar. **Revista Psicologia Organizações e Trabalho**, v. 19, n. 1, p. 555-563, 2019.

PISANI JUNIOR, R.; CASTRO, M. C. A. A. De; COSTA, A. Á. Da. Desenvolvimento de correlação para estimativa da taxa de geração per capita de resíduos sólidos urbanos no estado de São Paulo: influências da população, renda per capita e consumo de energia elétrica. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, 29 mar. 2018. v. 23, n. 2, p. 415–424.

RAMACHANDRA, T. V. **Management of municipal solid waste**. 2° ed. Nova Deli: [s.n.], 2006.

_____ *et al.* Municipal solid waste: Generation, composition and GHG emissions in Bangalore, India. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, fev. 2018. v. 82, p. 1122–1136. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364032117313369>.

_____; AITHAL, B. H.; SREEJITH, K. GHG footprint of major cities in India. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, abr. 2015. v. 44, p. 473–495.

RIBEIRO, L. C. De S. *et al.* Aspectos econômicos e ambientais da reciclagem: um estudo exploratório nas cooperativas de catadores de material reciclável do Estado do Rio de Janeiro. **Nova Economia**, abr. 2014. v.

24, n. 1, p. 191–214.

ROSA, B. P. *et al.* Impactos causados em cursos d'água por aterros controlados desativados no Município de São Paulo, Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, 2017. v. 4, n. 7, p. 63–76.

SANTOS, J. A Logística Reversa Como Ferramenta Para a Sustentabilidade: um estudo sobre a importância das cooperativas de reciclagem na gestão dos resíduos sólidos urbanos. **REUNA**, 2012. v. 17, n. 2, p. 81–96.

SOBRAL, M. F. F.; SOBRAL, A. I. G. Da P. Casos de dengue e coleta de lixo urbano: um estudo na Cidade do Recife, Brasil. **Ciência & Saúde Coletiva**, mar. 2019. v. 24, n. 3, p. 1075–1082.

STRAUCH, M. Gestão de recursos naturais e resíduos. *In*: STRAUCH, M.; ALBUQUERQUE, P. P. De (Org.). **Resíduos: como lidar com recursos naturais**. 1° ed. São Leopoldo: Oikos, 2008, p. 220.

SUJAUDDIN, M.; HUDA, S. M. S.; HOQUE, A. T. M. R. Household solid waste characteristics and management in Chittagong, Bangladesh. **Waste Management**, jan. 2008. v. 28, n. 9, p. 1688–1695.

THANH, N. P.; MATSUI, Y.; FUJIWARA, T. Assessment of plastic waste generation and its potential recycling of household solid waste in Can Tho City, Vietnam. **Environmental Monitoring and Assessment**, 20 abr. 2011. v. 175, n. 1–4, p. 23–35.

VITAL, M. H. F.; PINTO, M. A. C.; INGOUVILLE, M. **Estimativa de investimentos em aterros sanitários para atendimento de metas estabelecidas pela Política Nacional de Resíduos Sólidos entre 2015 e 2019**. Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social. Disponível em: <http://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/2782>.

ZAMBRANO-MONSERRATE, M. A.; RUANO, M. A.; SANCHEZ-ALCALDE, L. Indirect effects of COVID-19 on the environment. **Science of the Total Environment**. 2020.