



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**MODELOS PARA A ESTIMATIVA DA GERAÇÃO E OPÇÕES PARA
VALORIZAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS ORIUNDOS DO SETOR
HOTELEIRO**

IGOR DO NASCIMENTO QUARESMA

João Pessoa – Paraíba

2024

MODELOS PARA A ESTIMATIVA DA GERAÇÃO E OPÇÕES PARA VALORIZAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS ORIUNDOS DO SETOR HOTELEIRO

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal da Paraíba, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor.

IGOR DO NASCIMENTO QUARESMA

Orientador: Prof. Dr. Gilson Barbosa Athayde Junior
Coorientador: Prof. Dr. Joácio de Araújo Morais Júnior

João Pessoa – Paraíba

2024

**MODELOS PARA A ESTIMATIVA DA GERAÇÃO E OPÇÕES PARA VALORIZAÇÃO DOS
RESÍDUOS SÓLIDOS ORIUNDOS DO SETOR HOTELEIRO**

IGOR DO NASCIMENTO QUARESMA

Tese aprovada em 15 de julho de 2024.

Período Letivo: 2024.1



Documento assinado digitalmente
GILSON BARBOSA ATHAYDE JUNIOR
Data: 24/07/2024 11:33:40-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Gilson Barbosa Athayde Júnior – UFPB
Orientador(a)



Documento assinado digitalmente
JOACIO DE ARAUJO MORAIS JUNIOR
Data: 24/07/2024 14:33:50-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Joácio de Araújo Morais Júnior – UFPB
Co-orientador(a)



Documento assinado digitalmente
ELISANGELA MARIA RODRIGUES ROCHA
Data: 24/07/2024 18:04:57-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. Elisângela Maria Rodrigues Rocha – UFPB
Examinador(a) Interno(a)



Documento assinado digitalmente
CLAUDIA COUTINHO NOBREGA
Data: 27/07/2024 11:11:28-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. Claudia Coutinho Nóbrega – UFPB
Examinador(a) Externo(a)

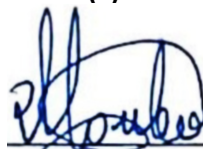


Documento assinado digitalmente
Armando Borges de Castilhos Junior
Data: 31/07/2024 13:04:08-0300
CPF: ***.091.499-**
Verifique as assinaturas em <https://v.ufsc.br>

Profa. Dra. Armando Borges de Castilhos Júnior – UFSC
Examinador(a) Externo(a)



Documento assinado digitalmente
VERUSCHKA ESCARIO DESSOLES MONTEIRO
Data: 16/08/2024 08:48:13-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>



Profa. Dra. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro – UFCG
Examinador(a) Externo(a)

João Pessoa/PB
2024

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

Q1m Quaresma, Igor do Nascimento.
Modelos para a estimativa da geração e opções para
valorização dos resíduos sólidos oriundos do setor
hoteleiro / Igor do Nascimento Quaresma. - João Pessoa,
2024.
214 f. : il.

Orientação: Gilson Barbosa Athayde Júnior.
Coorientação: Joácio de Araújo Moraes Júnior.
Tese (Doutorado) - UFPB/CT.

1. Taxa de geração. 2. Regressão linear. 3. Grandes
geradores. 4. Valorização. 5. Avaliação do ciclo de
vida. I. Athayde Júnior, Gilson Barbosa. II. Moraes
Júnior, Joácio de Araújo. III. Título.

UFPB/BC

CDU 640.41:628.4(043)

*Ao meu avô José Gomes Quaresma (in
memoriam), que é uma inspiração como
engenheiro sanitarista, e acima de tudo,
como ser humano*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter me dado saúde e sabedoria para conduzir esta tese. Agradeço a minha família, aqui representada pelos meus pais e meus irmãos, por toda a paciência, carinho e apoio. Desde o começo desta jornada, e já se vão 14 anos, vocês me deram a oportunidade de apenas estudar, seja na graduação, mestrado ou agora no doutorado, e por isso, eu sou eternamente grato.

Agradeço a minha amada Rebecka, por estar comigo desde o início e nunca ter largado a minha mão. Te agradeço por ter me guiado durante esta caminhada, por acreditar em mim, pelos incentivos diários e por todo o amor do mundo. Sou muito grato por compartilhar a vida com você. Tenho certeza que sem você nada disso seria possível. Foi me inspirando em você que entrei em projetos de pesquisa, lá em 2013, foi vendo sua caminhada que optei pelo mestrado, e foi sonhando com você que finalizei este doutorado. Obrigado por hoje e por sempre. Correr a maratona, chegar primeiro e gritar: é por você, amor.

Ao meu orientador Gilson Athayde, que mesmo sem me conhecer, abriu as portas para mim no mestrado e no doutorado, me dando a oportunidade de desenvolver esta pesquisa. Agradeço ao senhor por toda orientação, conselhos e aprendizados ao longo destes seis anos.

Agradeço aos professores Joácio de Araújo e Armando Castilho Júnior por terem me dado a oportunidade de realizar o doutorado sanduíche no Institut National des Sciences Appliquées de Lyon (INSA), e lá desenvolver parte da minha tese. Ademais, agradeço a Joácio pelas orientações e colaborações dadas à tese. Do mesmo modo, agradeço a Armando pelas contribuições dadas para esta pesquisa durante a qualificação.

Agradeço ao professor Rémy Bayard pela orientação durante minha estadia no INSA-Lyon, mas sobretudo, por sua generosidade, pelo acolhimento e carinho. Agradeço igualmente a professora Audrey Tanguy pelas orientações e contribuições dadas a esta tese. Do mesmo modo, agradeço a Igor Belli e Mariana de Oliveira pelo auxílio na coleta de dados. Agradeço a todos os membros do Laboratoire DEEP, em especial aos amigos do Bureau 130, pelo acolhimento e pelos ensinamentos compartilhados em 2022, especialmente a Daniel, Igor, Adjane, Ricardo, Vioeta, Smil, Maximi e Zeca.

Agradeço aos meus amigos pela convivência diária, jantares, cervejas, viagens, churrascos, conversas e conselhos. Como diria meu amigo Emicida, “quem tem um amigo tem tudo!”.

Agradeço a Renata e Nelson por terem sido fundamentais na minha entrada no doutorado, mas sobretudo, pelo carinho, amor e doçura, e claro, pelos vinhos de sempre. Assim como Rebecka, vocês e o LAPSUS são referências que eu sigo com muito orgulho.

Agradeço a Lucas, por sua amizade e por todas as horas de filme, comida e futebol. Lucas é sinônimo de amizade e lealdade. É uma honra ter você na minha vida.

Agradeço aos amigos Italo e David por estarem presentes nas melhores viagens da vida e proporcionarem as memórias mais inesquecíveis. Agradeço por serem meus amigos, seja em João Pessoa, Nice, Roma ou Warrington. Espero que ainda possamos entrar em muitas lojas de souvenir.

Agradeço a Nara e a Hugo por serem os melhores vizinhos do mundo. A vida é muito massa por ter juntado no mesmo prédio os melhores cancerianos, e ainda Hugo e Rebecka. Agradeço pela amizade de vocês, por todos os vinhos e comidas. Agradeço também por todas as viagens planejadas e que ainda não saíram do papel, mas irão sair!

Agradeço a galera do bem e a liga indeida, Pedro, Luís e João, e ainda Rebecka, por produzirem as maiores leseiras e os maiores absurdos já ditos no planeta. Obrigado por apoiarem todos os meus projetos no youtube e por serem o melhor público para as minhas piadas.

Agradeço aos amigos Pedro Ivo, Aline, Igor Chacon e Carla, pela amizade sincera e por permanecerem na minha vida ao longo destes últimos 10 anos. A amizade de vocês é símbolo de companheirismo, apoio e amor. Obrigado por tudo.

Agradeço aos membros da banca pela disponibilidade em contribuir com esta pesquisa.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal da Paraíba pelo suporte dado no decorrer da pesquisa.

Por fim, agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, pelo financiamento desta pesquisa, possibilitando sua realização e desenvolvimento.

RESUMO

A gestão de resíduos sólidos em áreas urbanas é realizada pelos municípios, que são responsáveis pela sua coleta e tratamento final, o que também pode incluir os resíduos gerados em atividades econômicas, desde que não sejam de natureza perigosa. Dentre as atividades econômicas estão aquelas relacionadas ao turismo, com forte crescimento do setor hoteleiro no Brasil. Diante deste contexto, esta pesquisa teve como objetivo geral construir modelos estatísticos para a predição da quantidade de resíduos sólidos gerados pelo setor hoteleiro. O objeto de estudo desta pesquisa refere-se a sete meios de hospedagem da cidade de João Pessoa. Foram propostos três modelos tendo como variáveis dependentes a geração diária de resíduos sólidos (MR, expressa em $\text{kg} \cdot \text{dia}^{-1}$), taxa de geração per capita (Tx1, expressa em $\text{kg} \cdot \text{hóspede}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$) e taxa de geração por área (Tx2, expressa em $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$). As variáveis independentes analisadas foram o número de quartos, quantidade de leitos, o número de hóspedes, a taxa de ocupação, o número de funcionários e os serviços oferecidos. Os modelos foram validados de acordo com os pressupostos de um modelo de regressão linear. Uma análise gravimétrica foi realizada para identificar os tipos de resíduos sólidos produzidos em meios de hospedagem. Ademais, foi realizada uma avaliação do ciclo de vida para diferentes cenários de gestão dos resíduos orgânicos oriundos do setor hoteleiro. A geração diária de resíduos sólidos (Mr) do conjunto de hotéis variou entre $7,5 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $468,30 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$, com uma produção média de $122,39 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$. A partir do número de hóspedes, dos serviços ofertados e do número de funcionários, o modelo Mr explica 71% da geração diária de resíduos sólidos no setor hoteleiro. A taxa de geração per capita (Tx1) variou entre $0,11 \text{ kg} \cdot \text{hóspede}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $5,17 \text{ kg} \cdot \text{hóspede}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$, com uma taxa média de $0,99 \text{ kg} \cdot \text{hóspede}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$. De acordo com o modelo Tx1, esta taxa é explicada em 30% pelo número de funcionários e o peso dos serviços ofertados. A taxa de geração de acordo com a área (Tx2) variou entre $0,0008 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $0,0609 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, com uma taxa média de $0,0170 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, e pode ser explicada em 63% pela população, taxa de ocupação e serviços ofertados. A partir da aplicação dos modelos propostos, a geração diária do setor hoteleiro de João Pessoa pode ser estimada em $4.148,48 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$, com uma taxa de geração média de $0,640 \text{ kg} \cdot \text{hóspede}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$, ou $0,0140 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. Resultados desta pesquisa indicam que os resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiro são compostos, em média, por 57% de resíduos orgânicos, 24% de resíduos recicláveis e 19% de resíduos não recicláveis. Atualmente estes resíduos são dispostos no aterro sanitário da cidade de João Pessoa. Resultados da avaliação do ciclo de vida indicam que a disposição de resíduos orgânicos no aterro sanitário acarreta em impactos ambientais negativos superiores em comparação à compostagem ou digestão anaeróbia em 62,5% das categorias analisadas. A descentralização do tratamento provou ser eficaz na redução dos impactos líquidos do tratamento centralizado. Portanto, a pesquisa permite apontar quais são as principais variáveis que influenciam significativamente a geração de resíduos sólidos no setor hoteleiro, além possibilitar a predição dos resíduos sólidos gerados em meios de hospedagem, o que facilita o desenvolvimento de estratégia de gestão.

PALAVRAS-CHAVE: Taxa de geração; Regressão linear; Grandes geradores; Valorização; Avaliação do ciclo de vida

ABSTRACT

Solid waste management in urban areas is carried out by municipalities, which are responsible for its collection and final treatment, which can also include waste generated in economic activities, as long as it is not of a hazardous nature. Among these economic activities are those related to tourism, with strong growth in the hospitality sector in Brazil. Given this context, the general aim of this research was to build mathematical models for predicting the amount of solid waste generated by the hotel sector. The object of study in this study was seven accommodation establishments in the city of João Pessoa. Three models were proposed, with the dependent variables being daily solid waste generation (MR, expressed in kg. day⁻¹), per capita generation rate (Tx1, expressed in kg.guest⁻¹.day⁻¹) and generation rate per area (Tx2, expressed in kg.m⁻².day⁻¹). The independent variables analyzed were the number of rooms, the number of beds, the number of guests, the occupancy rate, the number of employees and the services offered. The models were validated according to the assumptions of a linear regression model. A gravimetric analysis was carried out to identify the types of solid waste produced in hotels. In addition, a life cycle assessment was carried out for different management scenarios for biowaste from the hotel sector. The daily generation of solid waste (Mr) from the hotels ranged from 7.5 kg.day⁻¹ to 468.30 kg.day⁻¹, with an average production of 122.39 kg.day⁻¹. Based on the number of guests, the services offered and the number of employees, the Mr model explains 71% of the daily generation of solid waste in the hotel sector. The per capita generation rate (Tx1) varied between 0.11 kg.guest⁻¹.day and 5.17 kg.guest⁻¹.day⁻¹, with an average rate of 0.99 kg.guest⁻¹.day⁻¹. According to the Tx1 model, this rate is explained 30% by the number of employees and the weight of the services offered. The generation rate according to area (Tx2) varied between 0.0008 kg.m⁻².day⁻¹ and 0.0609 kg.m⁻².day⁻¹, with an average rate of 0.0170 kg.m⁻².day⁻¹, and can be explained by 63% of the population, occupancy rate and services offered. Based on the application of the proposed models, the daily generation in João Pessoa's hotel sector can be estimated at 4,148.48 kg.day⁻¹, with an average generation rate of 0.640 kg.guest⁻¹.day⁻¹, or 0.0140 kg.m⁻².day⁻¹. The results of this research indicate that solid waste from the hotel sector is made up, on average, of 57% biowaste, 24% recyclable waste and 19% non-recyclable waste. This waste is currently disposed of in the landfill in the city of João Pessoa. Results of the life cycle assessment indicate that disposing of biowaste in the landfill has higher negative environmental impacts than composting or anaerobic digestion in 62.5% of the categories analyzed. Decentralizing treatment proved to be effective in reducing the net impacts of centralized treatment. Therefore, the research makes it possible to identify the main variables that significantly influence the generation of solid waste in the hotel sector, as well as making it possible to predict the solid waste generated in lodging establishments, which facilitates the development of management strategies.

Keywords: Generation rate; Linear regression; Large generators; Recovery; Life cycle assessment

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Classificação dos resíduos sólidos quanto à sua periculosidade.....	24
Figura 2 - Cobertura do serviço de coleta de RSU no Brasil em relação à população total	26
Figura 3 - Cobertura da coleta de RSU nas Regiões do Brasil em relação à população total.....	26
Figura 4 - Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil.....	27
Figura 5 - Destinação e disposição final dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil.....	28
Figura 6 - Chegada de turistas internacionais no mundo no período de 2003 a 2017	35
Figura 7 - Chegada de turistas internacionais no Brasil entre os anos de 2018 e 2023	36
Figura 8 - Receitas turísticas anuais	37
Figura 9 - Localização da cidade de João Pessoa	72
Figura 10 - Renda média domiciliar de João Pessoa	73
Figura 11 - Composição dos resíduos sólidos domiciliares de João Pessoa.....	74
Figura 12 - Esquema metodológico das etapas da pesquisa	76
Figura 13 - Localização do Setor Hoteleiro de João Pessoa.....	77
Figura 14 - Localização dos hotéis analisados.....	79
Figura 15 - Quantificação dos resíduos sólidos produzidos no setor hoteleiro ..	81
Figura 16 - Separação dos resíduos em diferentes classes e pesagem individualizada	82
Figura 17 - Limites do sistema	89
Figura 18 - Descrição dos cenários.....	90
Figura 19 - Aspectos considerados para o Cenário SC0.....	94
Figura 20 - Aspectos considerados para o cenário SC1.....	96
Figura 21 - Aspectos considerados para o cenário SC2.....	98
Figura 22 - Sistema de tratamento analisado	101
Figura 23 – População dos hotéis analisados	105
Figura 24 – Taxa de ocupação dos hotéis analisados	106
Figura 25 - População e ocupação média dos hotéis analisados.....	107

Figura 26 – Variável Mr: Geração diária de resíduos sólidos do conjunto de hotéis analisados	110
Figura 27 - Geração média de resíduos sólidos	112
Figura 28 - Variável Tx1: Taxa de geração de resíduos sólidos em função do número de hóspedes	113
Figura 29 - Taxa de geração média de resíduos sólidos em função do número de hóspedes	115
Figura 30 - Comparativo entre a taxa de geração per capita do conjunto de hotéis analisados com valores médios reportados na literatura.....	117
Figura 31 -- Variável Tx2: Taxa de geração de resíduos sólidos em função da área	118
Figura 32 - Taxa de geração média de resíduos sólidos em função da área do hotel	119
Figura 33 - Práticas de gestão adotadas pelos meios de hospedagem analisados	121
Figura 34 - Segregação dos resíduos sólidos adotada em um hotel de grande porte	122
Figura 35 - Composição média dos resíduos sólidos oriundos dos hotéis analisados	123
Figura 36 - Exemplos de resíduos sólidos identificados na análise gravimétrica	124
Figura 37 - Composição média dos resíduos sólidos oriundos dos hotéis que dispõem de restaurante	124
Figura 38 - Composição dos resíduos sólidos dos hotéis que não dispõem de restaurante.....	126
Figura 39 - Gráfico da probabilidade normal de resíduos para o modelo Mr ..	130
Figura 40 - Gráfico da probabilidade normal de resíduos para o modelo Tx1.	130
Figura 41 - Gráfico da probabilidade normal de resíduos Tx2.....	131
Figura 42 - Análise da distância de Cook	139
Figura 43 – Geração de resíduos sólidos do setor hoteleiro de João Pessoa	143
Figura 44 - Impactos produzidos pelos sistemas centralizados	149
Figura 45 - Contribuição dos processos para os impactos produzidos pelos sistemas centralizados.....	150

Figura 46 - Contribuição dos processos para os impactos produzidos pelos sistemas centralizados.....	153
Figura 47 - Relação entre os impactos produzidos e a taxa de descentralização do tratamento centralizado por compostagem industrial.....	156
Figura 48 - Relação entre os impactos produzidos e a taxa de descentralização do tratamento centralizado por digestão anaeróbia	157
Figura 49 - Contribuição dos processos para os impactos produzidos nos sistemas descentralizados.....	158
Figura 50 - Contribuição dos processos para os impactos produzidos nos sistemas descentralizados.....	160
Figura 51 - Impactos evitados oriundos do tratamento centralizado de resíduos orgânicos.....	162
Figura 52 - Contribuição dos processos para os impactos evitados pelos sistemas centralizados	163
Figura 53 - Contribuição dos processos para os impactos evitados pelos sistemas centralizados	165
Figura 54 - Impactos evitados decorrentes do tratamento descentralizado de resíduos orgânicos	167
Figura 55 - Contribuição dos processos para os impactos evitados pela descentralização do tratamento por digestão anaeróbia	168
Figura 56 - Relação entre os impactos evitados e a taxa de descentralização do tratamento por digestão anaeróbia.....	169
Figura 57 - Relação entre os impactos evitados e a taxa de descentralização do tratamento por digestão anaeróbia.....	169
Figura 58 - Contribuição dos processos para os impactos evitados pela descentralização do tratamento por digestão anaeróbia	170
Figura 59 - Contribuição dos processos para os impactos evitados pela descentralização do tratamento por compostagem centralizada.....	171
Figura 60 - Contribuição dos processos para os impactos evitados pela descentralização do tratamento por compostagem centralizada.....	172
Figura 61 - Relação entre os impactos evitados e a taxa de descentralização do tratamento por compostagem centralizada	172
Figura 62 - Impactos agregados dos sistemas de tratamento de resíduos orgânicos	173

Figura 63 - Contribuição para os impactos evitados oriundos dos sistemas centralizado - combustíveis fósseis, destruição da camada de ozono, toxicidade humana e eutrofização.....	175
Figura 64 - Contribuição para os impactos evitados oriundos dos sistemas centralizado – aquecimento global, formação de foto-oxidantes, recursos minerais, acidificação.....	177
Figura 65 - Relação entre os impactos agregados e a taxa de descentralização do tratamento por compostagem industrial	179
Figura 66 - Contribuição para os impactos evitados oriundos dos sistemas descentralizado – combustíveis fósseis, destruição da camada de ozônio, toxicidade humana, formação de foto-oxidantes	180
Figura 67 - Contribuição para os impactos evitados oriundos dos sistemas descentralizado – recursos minerais, aquecimento global, acidificação, eutrofização.	181
Figura 68 - Relação entre os impactos agregados e a taxa de descentralização do tratamento por digestão anaeróbia.....	182
Figura 69 - Valorização energética.....	185
Figura 70 - Análise de sensibilidade dos cenários SC1 e SC2	186
Figura 71 - Análise de sensibilidade dos cenários SC3C e SC4C.....	187

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classificação dos hotéis através de requisitos de sustentabilidade ...	32
Tabela 2 - Classificação das pousadas através de requisitos de sustentabilidade	33
Tabela 3 - Geração per capita de resíduos sólidos no setor hoteleiro.....	43
Tabela 4 - Composição dos resíduos sólidos gerados no setor hoteleiro	47
Tabela 5 - Revisão das publicações sobre a aplicação da metodologia ACV ao gerenciamento de resíduos sólidos	68
Tabela 6 - Ocupação média do setor hoteleiro de João Pessoa	78
Tabela 7 - Classificação dos meios de hospedagem quanto ao número de quartos	79
Tabela 8 - Cenários considerados para a análise de sensibilidade do Modelo MR	87
Tabela 9 - Descrição dos cenários	92
Tabela 10 - Inventário do ciclo de vida em relação unidade funcional de 1 kg	100
Tabela 11 - Categorias de impacto utilizadas na avaliação dos impactos do ciclo de vida	102
Tabela 12 - Análise de sensibilidade do transporte da coleta de resíduos orgânicos	103
Tabela 13 - Classificação dos hotéis analisados	105
Tabela 14 – População e ocupação dos hotéis analisados	106
Tabela 15 - Pesos atribuídos aos serviços ofertados em função da geração de resíduos sólidos	108
Tabela 16 - Serviços ofertados pelos hotéis analisados.....	109
Tabela 17 - Variáveis independentes consideradas para proposição dos modelos	110
Tabela 18 - Variação da geração diária da massa de resíduos sólidos	111
Tabela 19 - Variação da taxa de geração per capita (Tx1) em função do porte do hotel	114
Tabela 20 - Variação da taxa de geração em função da área dos hotéis (Tx2 ..	118
Tabela 21 - Geração média de resíduos sólidos dos hotéis analisados.....	119
Tabela 22 - Coeficiente de Pearson referente a multicolineariedade entre as variáveis independentes.....	127
Tabela 23 - Variáveis independentes consideradas para a proposição do modelo Mr	128

Tabela 24 - Variáveis independentes consideradas para a proposição do modelo Tx1.....	129
Tabela 25 - Variáveis independentes consideradas para a proposição o dos modelos.....	129
Tabela 26 - Variação dos coeficientes de Pearson e R^2 para os cenários propostos	140
Tabela 27 - Variação dos coeficientes de regressão	141
Tabela 28 - Participação dos resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiro na geração e resíduos sólidos domiciliares.....	143
Tabela 29 - Geração de resíduos orgânicas considerada para a descentralização do tratamento	147
Tabela 30 - Variação dos impactos agregados produzidos pela compostagem e digestão anaeróbia em relação ao aterro sanitário	179

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ADEME	Agence de la Transition Ecologique
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
CESER	Conseil Economique, Social et Environnemental Regional Auvergne-Rhone-Alpes.
CADASTUR	Cadastro Federal de pessoas físicas e jurídicas que atuam no setor de turismo
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias
EMLUR	Empresa Municipal de Limpeza Urbana
EPA	United States Environmental Protection Agency
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
MRL	Modelo de regressão Linear
MR	Massa de resíduos sólidos gerada
PCC	Coeficiente de Pearson
PGRS	Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos
Pop	Número de hóspedes
Nf	Número de funcionários
Nl	Número de leitos
Nq	Número de quartos
RO	Resíduos orgânicos
ScO	Cenário Base
SC1	Cenário 1
SC2	Cenário 2
SC3	Cenário 3
SC4	Cenário 4
Tx1	Taxa de geração per capita
Tx2	Taxa de Geração por Área
UNEP	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
UNWTO	World Tourism Organization
Sv	Serviços ofertados
Occ	Taxa de Ocupação
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
WTTC	World Travel & Tourism Council

SUMÁRIO

RESUMO.....	6
ABSTRACT	7
LISTA DE FIGURAS.....	8
LISTA DE TABELAS.....	12
LISTA DE SIGLAS.....	14
1 INTRODUÇÃO	19
1.1 HIPÓTESES DE PESQUISA.....	21
1.2 OBJETIVOS DA PESQUISA	21
1.2.1 Objetivo geral.....	21
1.2.2 Objetivos específicos	21
1.3 ESTRUTURAÇÃO DA TESE	21
2 REVISÃO DA LITERATURA.....	23
2.1 DIAGNÓSTICO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS GERADOS NO BRASIL	23
2.1.1 Definições e classificação dos resíduos sólidos.....	23
2.1.2 Coleta, destinação e disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil	25
2.2 PANORAMA DO SETOR HOTELEIRO.....	30
2.2.1 Definições e Classificação	30
2.2.2 Evolução econômica da indústria do turismo	34
2.3 GERAÇÃO DE RESÍDUO SÓLIDOS NO SETOR HOTELEIRO.....	39
2.3.1 Influência das atividades turísticas na geração de resíduos sólidos urbano	39
2.3.2 Taxa de geração per capita de resíduos sólidos do setor hoteleiro .	41
2.3.3 Fatores que influenciam na geração de resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiro	44
2.3.4 Composição dos resíduos sólidos gerados no setor hoteleiro	45

2.3.5	Destinação e disposição final dos resíduos sólidos gerados no setor hoteleiro	48
2.4	UTILIZAÇÃO DE MODELOS PARA A ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS	51
2.4.1	Utilização de modelos para a estimativa da geração de resíduos sólidos urbanos	52
2.4.2	Utilização de modelos para a estimativa da geração de resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiros	55
2.5	FERRAMENTAS DE APOIO À DECISÃO PARA A GESTÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS	63
2.5.1	Avaliação do ciclo de vida	66
3	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	72
4	METODOLOGIA	76
4.1	SETOR HOTELEIRO DE JOÃO PESSOA.....	77
4.1.1	Seleção dos meios de hospedagem analisados.....	78
4.2	MODELOS PARA A ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DO SETOR HOTELEIRO	79
4.2.1	Variáveis consideradas para a elaboração dos modelos estatísticos	79
4.2.2	Coleta de dados	80
4.2.3	Análise gravimétrica	82
4.2.4	Análise de dados e modelagem estatística.....	83
4.2.5	Estimativa da geração de resíduos sólidos do setor hoteleiro de João Pessoa	87
4.3	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA.....	88
4.3.5	Definição do objetivo e dos limites do sistema.....	88
4.3.6	Descrição dos cenários analisados	89
4.3.7	Inventário do ciclo de vida.....	92
4.3.8	Avaliação do impacto do ciclo de vida	101
4.3.9	Análise de sensibilidade	102

5	RESULTADOS	104
5.1.	MODELOS PARA A ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS	104
5.1.1	Variáveis independentes	104
5.1.2	Variáveis dependentes.....	110
5.2	GERENCIAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS.....	120
5.2.1	Análise gravimétrica	122
5.3	ANÁLISE DE DADOS E MODELAGEM ESTATÍSTICA	126
5.3.1	Tamanho da amostra	127
5.3.2	Multicolinearidade	127
5.3.3	Normalidade dos erros e Homocedasticidade	129
5.3.4	Independência dos erros	131
5.3.5	Desempenho dos modelos.....	131
5.3.6	Análise de sensibilidade	138
5.3.7	Estimativa da geração de resíduos sólidos do setor hoteleiro de João Pessoa	142
5.4	AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO CICLO DE VIDA.....	147
5.4.1	Impactos produzidos	148
5.4.2	Impactos evitados.....	161
5.4.3	Impactos agregados.....	173
5.4.4	Análise de sensibilidade	184
6	CONCLUSÃO	189
7	RECOMENDAÇÕES	191
	REFERÊNCIAS	192
	APÊNDICE A - Questionário aplicado com os gerentes dos meios de hospedagem	207
	APÊNDICE B – Aplicação dos modelos Mr, Tx1 e Tx2 para a estimativa da geração de resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiro	209

APÊNDICE C - Impactos produzidos pelos tratamentos de resíduos orgânicos	
.....	211
APÊNDICE D - Impactos evitados pelos tratamentos de resíduos orgânicos..	213
APÊNDICE E - Impactos agregados referentes aos tratamentos dos resíduos orgânicos.....	214

1 INTRODUÇÃO

De acordo com a Lei Federal Nº 12.305/2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) brasileira, a gestão dos resíduos sólidos nas áreas urbanas está atrelada aos municípios, que são responsáveis pela coleta dos resíduos domésticos e pelo seu tratamento final. Se os resíduos gerados por atores econômicos não apresentarem natureza perigosa, sua coleta e seu tratamento são de responsabilidade dos municípios, sendo eles caracterizados como resíduos domiciliares, e por consequência, como resíduos sólidos urbanos (RSU) (BRASIL, 2010a). Dentre as atividades econômicas estão àquelas relacionadas ao turismo, com forte crescimento do setor hoteleiro no Brasil, e mais particularmente em áreas urbanas litorâneas. Além disso, a indústria do turismo se destaca por ser uma das maiores responsáveis pelo crescimento do Produto Interno Bruto mundial (WTTC, 2022).

Neste contexto, segundo Pirani e Arafat (2014), a geração de RSU é um dos impactos mais significativos causados pelos meios de hospedagem, sendo reportada uma geração per capita variando entre 0,32 e 6,57 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹, podendo ser caracterizados como grandes geradores de resíduos sólidos (SON et al., 2018; GUIDONI et al., 2018). Tal geração pode variar de acordo com inúmeros fatores, como o número de leitos, número de quartos e serviços ofertados (ABDULREDHA et al., 2018).

Os resíduos sólidos gerados nos meios de hospedagem são comumente destinados para aterros sanitários, em conjunto com os resíduos sólidos urbanos, podendo afetar diretamente o sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, notadamente em regiões turísticas (BASHIR; GOSWAMI, 2016; APPAW-AGBOLA; FREEMAN, 2015; RADWAN et al., 2010). Um exemplo é relatado por Bashir e Goswami (2016) que apontam que em Pahalgan, cidade da Índia em que as atividades turísticas contribuem com 74% dos resíduos sólidos gerados, os resíduos sólidos urbanos têm como disposição final um lixão.

Diante do exposto, é de fundamental importância que os resíduos sólidos gerados no setor hoteleiro sejam geridos em conformidade com a PNRS, visando sempre a não geração, redução, valorização e a disposição ambientalmente adequada. Neste sentido, a quantificação dos resíduos sólidos produzidos é uma etapa que se mostra como parte fundamental da gestão efetiva dos resíduos sólidos.

Contudo, atualmente, não há ferramentas estabelecidas no Brasil para identificar e caracterizar os grandes produtores de resíduos sólidos, e quantificar os resíduos

produzidos por estas atividades econômicas. Neste sentido, a modelagem matemática é uma das ferramentas utilizadas para estimar a geração de resíduos sólidos, sendo aplicada principalmente na estimativa da geração de RSU, como realizado por Osra et al. (2021); Hoang et al. (2020) e Athayde Junior et al. (2014). No entanto, utilização de modelos estatísticos em pesquisas relacionadas especificamente geração de resíduos sólidos no sistema hoteleiro é insipiente, sendo abordada em poucas ocasiões, como por exemplo em: Dolnicar et al. (2020), Abdulredha et al. (2018) e Juvan et al. (2018).

A aplicação de modelos estatísticos para a estimativa da geração de resíduos sólidos pode auxiliar na quantificação destes materiais, sendo essenciais para que se tenha o conhecimento da massa de resíduos gerada, além de sua taxa de geração per capita. Ademais, a aplicação destes modelos pode contribuir para a análise e planejamento de estratégias de minimização do fluxo de resíduos que seria disposto em aterro sanitário, além de auxiliar na implementação de procedimentos que visem a valorização energética e material dos resíduos sólidos, como a separação na fonte dos resíduos gerados, tendo como objetivo a coleta segregada dos resíduos orgânicos, a fim de valorizar estes materiais, além de reduzir os impactos oriundos da sua disposição em aterro sanitário.

Em relação à composição dos resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiro, os orgânicos constituem grande parte destes, sendo relatadas composições médias superiores a 50% em Quaresma et al. (2021), Speier et al. (2019), Phu et al. (2018), Bashir e Goswami (2016) e Chaabane et al. (2018), enquanto que os resíduos recicláveis secos podem compor até 39% dos resíduos sólidos produzidos em meios de hospedagem, como relatado por Singh et al. (2014). Tal composição gravimétrica indica o potencial de valorização dos resíduos sólidos produzidos nos meios de hospedagem, seja ela energética, como a digestão anaeróbia dos resíduos orgânicos, ou material, como a compostagem dos resíduos orgânicos, ou reciclagem e reutilização dos resíduos secos.

Desta forma, além da quantificação dos resíduos sólidos, se faz necessário compreender os impactos causados pelos sistemas convencionais de disposição de resíduos, como os aterros sanitários, e analisar cenários alternativos para a gestão destes resíduos, como a compostagem industrial, a digestão anaeróbia e a compostagem descentralizada.

Diante do contexto apresentado, esta pesquisa versará sobre a construção de modelos estatísticos para a estimativa dos resíduos sólidos produzidos em meios de hospedagem, abordando ainda a aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida para a análise de cenários de gestão de resíduos orgânicos oriundos do setor hoteleiro.

1.1 HIPÓTESES DE PESQUISA

Esta pesquisa tem as seguintes hipóteses:

- A massa de resíduos sólidos gerada no setor hoteleiro varia de acordo com as características dos meios de hospedagem;
- Qual a influência dos serviços ofertados pelos meios de hospedagem na geração de resíduos sólidos?
- Quais os benefícios oriundos do desvio do fluxo de resíduos orgânicos do aterro sanitário para outros sistemas centralizados de tratamento?
- Qual o impacto da descentralização do tratamento de resíduos orgânicos em relação à compostagem centralizada e digestão anaeróbia?

1.2 OBJETIVOS DA PESQUISA

1.2.1 **Objetivo geral**

Construir modelos estatísticos para a predição da quantidade de resíduos sólidos gerados pelo setor hoteleiro.

1.2.2 **Objetivos específicos**

- Determinar a taxa de geração per capita de resíduos sólidos gerados no setor hoteleiro da cidade de João Pessoa
- Identificar fatores que influenciam na geração dos resíduos sólidos no setor hoteleiro da cidade de João Pessoa
- Analisar diferentes cenários de gestão de resíduos orgânicos oriundos do setor hoteleiro da cidade de João Pessoa

1.3 ESTRUTURAÇÃO DA TESE

O item 1 aborda os aspectos introdutórios da tese, discutindo a temática da pesquisa, as hipóteses consideradas neste estudo, seu objetivo geral e específicos.

No item 2 são discutidos aspectos sobre o diagnóstico dos resíduos sólidos urbanos gerados no Brasil, abarcando as definições e classificação dos resíduos sólidos, além das etapas de gestão, com a geração, coleta, destinação e disposição final. Ademais, são abordados ainda aspectos referentes ao setor hoteleiro, como a evolução econômica

da indústria do turismo, e aspectos relacionados à geração de resíduos sólidos nos meios de hospedagem, como a influência das atividades turísticas na geração de resíduos sólidos urbanos, os fatores que influenciam na geração de resíduos sólidos, a taxa de geração e composição dos resíduos sólidos hoteleiros, além da destinação e disposição final.

A revisão da literatura ainda aborda a utilização de modelos estatísticos para a estimativa da geração de resíduos sólidos, exemplificando sua aplicação em estudos referentes aos resíduos sólidos urbanos, e também em resíduos sólidos hoteleiros. Por fim, o capítulo 3 versa sobre as ferramentas de apoio à decisão para a gestão de resíduos orgânicos, com foco na avaliação do ciclo de vida.

O item 3 discorre sobre a caracterização do município de João Pessoa, local onde a pesquisa foi desenvolvida.

No item 4 são apresentados os aspectos metodológicos utilizados para alcançar os objetivos propostos pela pesquisa, abordando a seleção dos meios de hospedagem participantes da pesquisa, e aspectos relacionados aos modelos para estimativa da geração de resíduos sólidos, como as variáveis consideradas, coleta de dados, análise de dados e modelagem estatística, e a aplicação do modelo. Ademais, o capítulo 4 ainda aborda os procedimentos adotados para a avaliação do ciclo de vida, como a definição dos objetivos e limites do sistema, descrição dos cenários analisados, construção do inventário, avaliação dos impactos e análise de sensibilidade.

O item 5 aborda os resultados obtidos na tese. Assim, são apresentados os dados sobre a quantificação e composição dos resíduos sólidos gerados nos meios de hospedagem analisados, além de dados correspondentes às variáveis dependentes e independentes consideradas no estudo. Além disso, este capítulo trata da análise de dados e modelagem estatística, abordando os pressupostos de um modelo de regressão linear, como o tamanho da amostra, normalidade dos erros e independência dos erros. Por fim, o capítulo 6 dispõe sobre a avaliação do ciclo de vida das opções de gestão de resíduos orgânicos oriundos do setor hoteleiro.

O item 6 discute as conclusões da tese, incluindo também as recomendações e sugestões para futuras pesquisas. Por fim, são listadas as referências bibliográficas citadas na tese e os apêndices.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 DIAGNÓSTICO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS GERADOS NO BRASIL

2.1.1 Definições e classificação dos resíduos sólidos

Para iniciar o estudo sobre a geração de resíduos sólidos no setor hoteleiro, é necessário que se tenha o conhecimento de algumas definições importantes, como a diferenciação entre resíduos sólidos e rejeitos, destinação ambientalmente adequada e disposição final ambientalmente adequada, bem como a classificação dos resíduos sólidos.

Os resíduos sólidos são definidos pela Política Nacional de Resíduos Sólidos como sendo um material resultante de atividades humanas, cuja destinação se dá no estado sólido ou semissólido, e os gases contidos em recipientes e líquidos cujas características tornem inviável seu lançamento na rede pública de esgoto. Por outro lado, os rejeitos são resíduos cujas possibilidades de reciclagem, reutilização, tratamento ou recuperação, já foram esgotadas, não apresentando outra possibilidade que não a disposição em aterros sanitários (BRASIL, 2010a).

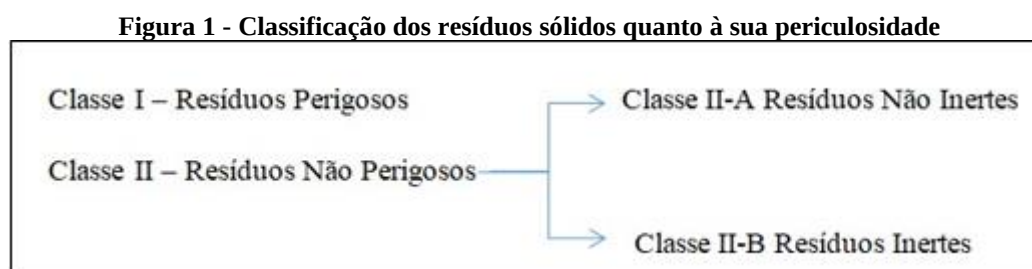
Os resíduos sólidos são classificados pela PNRS quanto a sua origem em onze categorias (BRASIL, 2010a):

1. Resíduos Domiciliares: oriundos de atividades domésticas em residências urbanas
2. Resíduos de Limpeza Urbana: originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas
3. Resíduos Sólidos Urbanos: junção dos resíduos domiciliares e de limpeza urbana
4. Resíduos de Estabelecimentos Comerciais: oriundos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços.
5. Resíduos dos Serviços Públicos de Saneamento básico: geradores destas atividades, com exceção aos resíduos domiciliares e de limpeza urbana
6. Resíduos Industriais: gerados nos processos produtivos e instalações industriais
7. Resíduos de Serviços de Saúde: oriundos nos serviços de saúde
8. Resíduos da Construção Civil: gerados nas construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, incluídos os resultantes da preparação e escavação de terrenos para obras civis

9. Resíduos Agrossilvopastoris: gerados nas atividades agropecuárias e silviculturais
10. Resíduos de Serviços de Transportes: gerados em portos, aeroportos, terminais alfandegários, rodoviários e ferroviários e passagens de fronteira
11. Resíduos de Mineração: oriundos de atividade de pesquisa, extração ou beneficiamento de minérios.

De acordo com o Art. 20, parágrafo único, da Lei Federal Nº 12.305, os resíduos sólidos de estabelecimentos comerciais podem ser equiparados aos resíduos sólidos domiciliares, se caracterizados como não perigosos, e em razão de sua natureza, composição ou volume (BRASIL, 2010a). Desta forma, os resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiro podem ser considerados como resíduos sólidos urbanos.

Os resíduos sólidos também podem ser classificados quanto a sua periculosidade para a saúde pública e qualidade ambiental. A norma NBR 10.004/2004 (Associação Brasileira de Normas Técnicas-ABNT) é a responsável pela referida classificação, e divide os resíduos em duas classes, como mostra a Figura 1 (ABNT, 2004):



Fonte: Resíduos Sólidos – Classificação. (ABNT, 2004).

A norma NBR 10.004/2004 define os resíduos Classe I como sendo aqueles que possuem uma das seguintes características: toxicidade, inflamabilidade, patogenicidade, corrosividade ou reatividade. Como visto na Figura 1, os resíduos Classe II são divididos em outras duas categorias: Classe II-A - Resíduos Não Inertes; Classe II-B – Resíduos Inertes. Os primeiros são notados por terem propriedades como a solubilidade em água, a combustibilidade e a biodegradabilidade. Por outro lado, os resíduos Classe II-B não possuem constituintes que sejam solúveis em água (ABNT, 2004).

Tal classificação ocorre mediante a identificação da atividade que deu origem aos resíduos, bem como seus constituintes e características. Em seguida é realizada uma comparação dos constituintes com resíduos e substâncias cujo impacto à saúde e ao meio ambiente é conhecido (ABNT, 2004).

Segundo a Lei Federal Nº 12.305/2010, a destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos é o envio destes materiais para a reutilização, reciclagem, compostagem, recuperação ou aproveitamento energético. Já a disposição final ambientalmente adequada é definida como sendo a distribuição ordenada de rejeitos em aterros sanitários (BRASIL, 2010a).

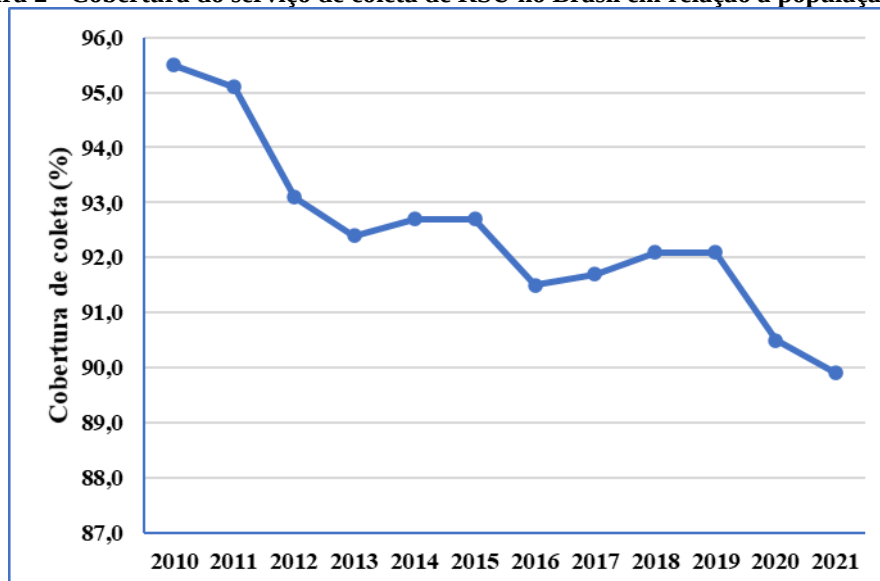
Aqui se faz necessário relembrar que há uma distinção entre os termos resíduos sólidos e rejeitos, de modo que apenas os rejeitos devem ter como destino os aterros sanitários, sendo que os resíduos sólidos como os orgânicos e os secos, exemplificados aqui pelo papel, plástico, metal, alumínio e vidro, devem ter uma destinação ambientalmente adequada. Deste modo, a disposição de resíduos sólidos em lixões é vetada pela PNRS, embora ainda ocorra atualmente em alguns municípios brasileiros.

2.1.2 Coleta, destinação e disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil

Dados do Diagnóstico Temático do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2022, documento elaborado a partir das informações do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), indicam que em 2021 foram coletados 65,6 milhões de toneladas.ano⁻¹ de RSU em áreas urbanas, representando aproximadamente 178 mil toneladas por dia. Em relação à população total, estima-se que a massa média per capita de resíduos sólidos urbanos coletada foi de 0,95 kg.hab⁻¹.dia⁻¹ (BRASIL, 2022b). Ademais, o serviço público de coleta de resíduos sólidos domiciliares é ofertado, em média, para 89,9% da população brasileira (BRASIL, 2022b). Salienta-se que os resíduos domiciliares são aqueles produzidos em residências, mas também em estabelecimentos comerciais, a depender de suas características (BRASIL, 2010a).

Os resultados obtidos nas últimas onze edições do Diagnóstico Temático de Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos, mostram que entre os anos de 2010 e 2021, o índice de cobertura de coleta dos resíduos sólidos domiciliares gerados no país decresceu aproximadamente 6%, passando de 95,5% para 89,8%, como ilustra a Figura 2 (BRASIL, 2022b; BRASIL, 2010b).

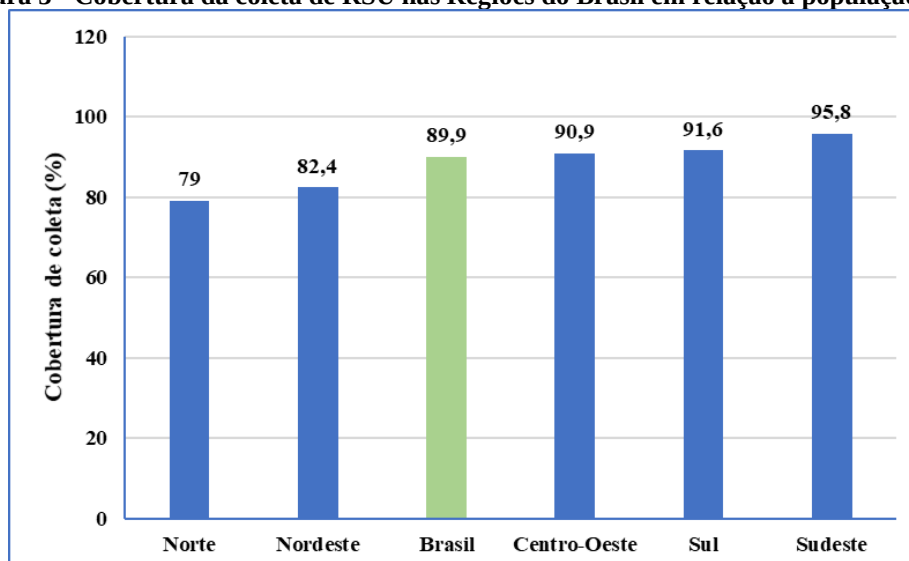
Figura 2 - Cobertura do serviço de coleta de RSU no Brasil em relação à população total



Fonte: Diagnóstico Temático de Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos (BRASIL, 2022b; BRASIL, 2010b).

No entanto, há uma grande diferença na cobertura da coleta de resíduos sólidos domiciliares entre as Regiões mais ricas e mais pobres do Brasil, de modo que as Regiões Sul e Sudeste oferecem este serviço para 91,6% e 95,8% da população, respectivamente, enquanto que para as Regiões Norte e Nordeste este índice é de 79% e 82,4%, respectivamente, como ilustra a Figura 3 (BRASIL, 2022b). Neste contexto, estima-se que aproximadamente 20 milhões de brasileiros não têm acesso ao serviço público de coleta de resíduos sólidos (BRASIL, 2022b). Destes 86% residem em áreas rurais e 14% em áreas urbanas (BRASIL, 2022b).

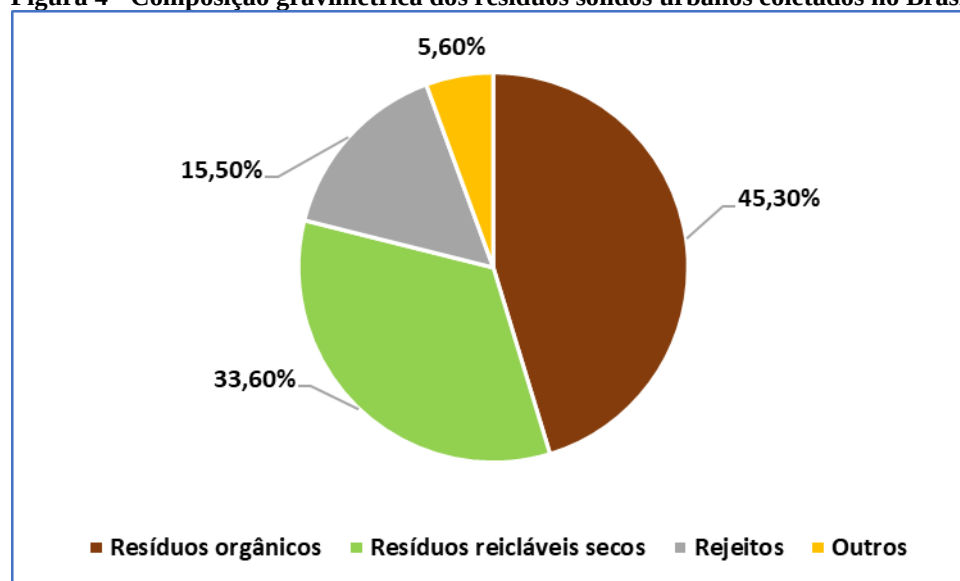
Figura 3 - Cobertura da coleta de RSU nas Regiões do Brasil em relação à população total



Fonte: Diagnóstico Temático de Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos (BRASIL, 2022b)

Segundo o Plano Nacional de Resíduos Sólidos, dos RSU coletados no Brasil, 45,3% são compostos por resíduos orgânicos, e resíduos recicláveis secos, que correspondem a 33,6% do total de resíduos coletados, enquanto que os rejeitos e outros resíduos compõem apenas 15,5% e 5,6 % da massa total, respectivamente, como ilustra a Figura 4 (BRASIL, 2022a). Neste sentido, os resíduos orgânicos são compostos majoritariamente por resíduos alimentares, resíduos verdes e madeira, enquanto que os resíduos secos recicláveis se referem principalmente aos plásticos, papel/papelão, vídeos, metais e embalagens (BRASIL, 2022a). Desta forma, percebe-se que aproximadamente 80% dos RSU coletados no Brasil são passíveis de valorização material, como a reciclagem, reutilização ou compostagem, ou valorização energética, como a digestão anaeróbia e a incineração.

Figura 4 - Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil

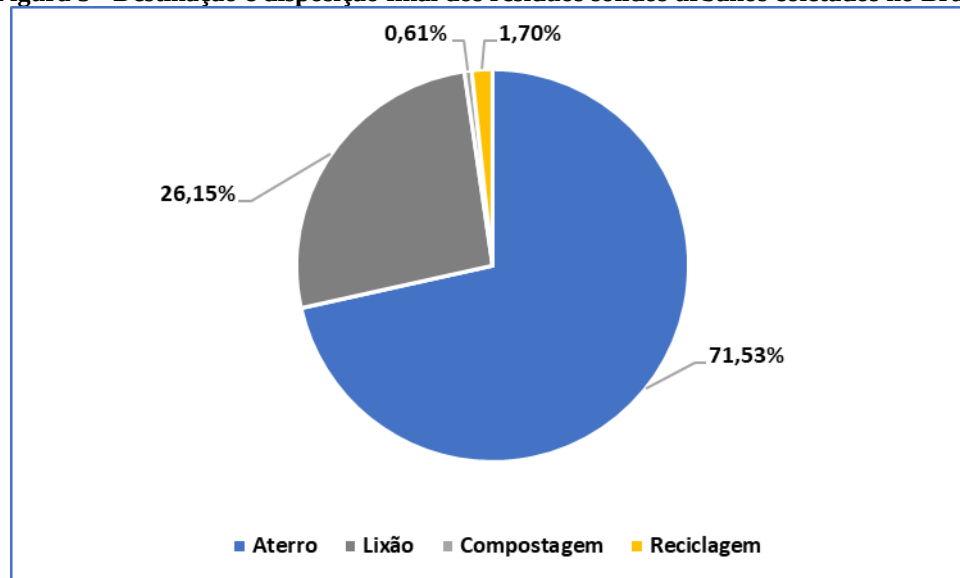


Fonte: Plano Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2022a)

Contudo, apesar de apresentar um grande potencial de valorização, os resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil são dispostos majoritariamente em aterros sanitários (71%) e lixões (26%), como ilustra a Figura 5. Neste sentido, estima-se que aproximadamente 47 milhões de toneladas de RSU são dispostas em aterros sanitários (BRASIL, 2022b). Contudo, não se pode afirmar que estes resíduos têm uma destinação ambientalmente adequada, já que muitos dos aterros não possuem iniciativas de valorização material ou energética dos resíduos sólidos ali dispostos. Estima-se ainda que 17 milhões de toneladas.ano⁻¹ de resíduos sólidos urbanos são dispostos em lixões, que

somados aos resíduos não coletados, resultam na disposição irregular dos RSU, que são dispostos em 2167 lixões ativos no Brasil (BRASIL, 2022b).

Figura 5 - Destinação e disposição final dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil



Fonte: Diagnóstico Temático de Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos (BRASIL, 2022b)

A disposição irregular de resíduos orgânicos e recicláveis em lixões e aterros sanitários trazem impactos diversos, como a geração de gases de efeito estufa, diminuição da vida útil dos aterros através do grande volume ocupado por estes resíduos, e o potencial desperdiçado de geração de fonte de renda e energia (UNEP, 2017). Desta forma, estima-se que impactos sociais e ambientais decorrentes da disposição inadequada dos resíduos sólidos em lixões podem afetar negativamente a vida de 76 milhões de brasileiros (ISWA; ABRELPE, 2015).

Portanto, uma abordagem para o encerramento de lixões é urgentemente necessária. É nesse contexto que a Lei Federal 14.026/2020, que atualiza a legislação sanitária brasileira, estabeleceu prazo até 2024 para o encerramento de todos os lixões ativos no Brasil (BRASIL, 2020).

Apesar dos resíduos orgânicos (45,3%) e resíduos secos recicláveis (33,6%) constituírem a maior parte dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil, a valorização destes resíduos ainda é incipiente no Brasil. Neste sentido, estima-se que a quantidade de pátios de compostagem ativos no Brasil é de apenas 77, sendo que 66% delas são localizadas na Região Sudeste do país, enquanto que a Região Nordeste dispõe de apenas oito unidades, ou 10% dos pátios de compostagem brasileiros (BRASIL, 2022b).

Calcula-se que os pátios de compostagem ativos no Brasil tratam 400 mil toneladas de resíduos orgânicos. Desta forma, considerando a massa de resíduos sólidos anualmente coletada equivalente a 65 milhões de toneladas, e que os resíduos orgânicos correspondem a 45% da massa total, pode-se estimar que 29 milhões de toneladas de resíduos orgânicos são coletados anualmente no Brasil, dos quais apenas 1,34% são destinados para usinas de compostagem (BRASIL, 2022b).

Do mesmo modo, a coleta de resíduos recicláveis secos é estimada em 22 milhões de toneladas.ano⁻¹, dos quais apenas 1,12 milhões de toneladas são recuperadas a partir de 1726 unidades de triagem. Assim, dos resíduos recicláveis secos coletados, apenas 5% são recuperados, sendo majoritariamente papel/papelão (40%), plásticos (24%), vidros (14%) e metais (13%) (BRASIL, 2022b).

Portanto, é fundamental que haja avanços na direção da implantação de uma separação na fonte dos resíduos gerados, tendo como objetivo a coleta segregada dos resíduos orgânicos e recicláveis secos, a fim de obter sua valorização material ou energética, além de reduzir os impactos ambientais decorrentes de sua disposição em aterros sanitários.

2.2 PANORAMA DO SETOR HOTELEIRO

Esta seção abordará os aspectos relacionados ao setor hoteleiro, abarcando as definições e formas de classificação dos meios de hospedagem, além da evolução econômica da indústria turística. Por fim, ainda será discutida a influência das atividades turísticas na geração de resíduos sólidos urbanos.

2.2.1 Definições e Classificação

A Lei Federal Nº 11.771 de 17 de setembro de 2008 instituiu a Política Nacional de Turismo (PNT), definindo as atribuições do Governo Federal no planejamento e desenvolvimento da indústria turística. A PNT considera atividades turísticas aquelas realizadas por pessoas físicas durante viagens e estadias em lugares distintos do seu habitual, por um período inferior a um ano, tendo como finalidade o lazer, negócios ou outros interesses (BRASIL, 2008). Esta política trata o desenvolvimento sustentável como sendo parte importante da atividade turística, sendo isso demonstrado em seus princípios e objetivos, e ao longo do corpo do texto da referida legislação, como demonstrado a seguir.

De acordo com o Art. 2º, parágrafo único, da lei supracitada, para serem descritas como turismo, as viagens e estadias devem gerar movimentação econômica, trabalho, emprego, renda e receitas públicas, suscitando em um instrumento de desenvolvimento econômico e social, promovendo a diversidade cultural e a preservação da biodiversidade. Com isso, a PNT tem como princípios a descentralização, regionalização, além do desenvolvimento econômico, social e sustentável (BRASIL, 2008). Neste sentido, são objetivos da Política Nacional de Turismo:

- Democratizar e propiciar o acesso ao turismo no País a todos os segmentos populacionais, contribuindo para a elevação do bem-estar geral;
- Reduzir as disparidades sociais e econômicas de ordem regional, promovendo a inclusão social pelo crescimento da oferta de trabalho e melhor distribuição de renda;
- Propiciar a prática de turismo sustentável nas áreas naturais, promovendo a atividade como veículo de educação e interpretação ambiental e incentivando a adoção de condutas e práticas de mínimo impacto compatíveis com a conservação do meio ambiente natural;
- Preservar a identidade cultural das comunidades e populações tradicionais.

Esta pesquisa versa sobre a geração de resíduos sólidos em meios de hospedagem, que segundo o artigo 23 da Lei Federal Nº 11.771/2008, são definidos como os empreendimentos destinados a prestar serviços de alojamento temporário, ofertados em unidades de frequência individual e de uso exclusivo do hóspede, bem como outros serviços necessários aos usuários (BRASIL, 2008). A definição de meio de hospedagem é bem ampla, contemplando os hotéis, pousadas, resorts, hotéis fazenda, cama e café, hotéis históricos, e flats (BRASIL, 2010c). Conforme o Sistema brasileiro de classificação de meios de hospedagem (SBClass) tais categorias possuem as seguintes definições (BRASIL, 2010c):

- 1.1 Hotel: estabelecimento com serviço de recepção, alojamento temporário, com ou sem alimentação, ofertados em unidade individuais e de uso exclusivo dos hóspedes, mediante a cobrança de diária;
- 2.1 Resort: Hotel com infraestrutura de lazer e entretenimento que disponha de serviços de estética, atividades físicas, recreação e convívio com a natureza no próprio empreendimento;
- 3.1 Hotel Fazenda: Localizado em ambiente rural, dotado de exploração agropecuária, que ofereça entretenimento e vivência do campo;
- 4.1 Cama e Café: Hospedagem em residência com no máximo três unidades habitacionais para uso turístico, com serviços de café da manhã e limpeza, na qual o possuidor do estabelecimento resida;
- 5.1 Hotel Histórico: Instalado em edificação preservada em sua forma original ou restaurada, ou ainda que tenha sido palco de fatos histórico-culturais de importância reconhecida;
- 6.1 Pousada: Empreendimento de característica horizontal, composto de no máximo 30 unidades habitacionais e 90 leitos, com serviços de recepção, alimentação e alojamento temporário, podendo ser em um prédio único com até três pavimentos, ou contar com chalés ou bangalôs;
- 7.1 Flat: Constituído por unidades habitacionais que disponham de dormitório, banheiro, sala e cozinha equipada, em edifício com administração e comercialização integradas, que possua serviço de recepção, limpeza e arrumação.

Dos meios de hospedagens listados, esta pesquisa abordará os hotéis e pousadas. A classificação destes estabelecimentos é realizada pela SBClass, variando de uma a cinco estrelas.

Para que o hotel seja classificado em uma categoria ele deve atender a uma série de ‘requisitos relacionados à infraestrutura, vinculados às instalações e equipamentos; serviços, atrelados à prestação de serviços; e sustentabilidade, pertinentes às ações de sustentabilidade, como o uso de recursos de maneira ambientalmente adequada, socialmente justa e economicamente viável (BRASIL, 2010c).

Os requisitos podem ser mandatórios, ou seja, os hotéis são obrigatórios a atendê-los, ou eletivos, estabelecidos em uma lista pré-definida em que os empreendimentos optam por adotá-los. É necessário que o empreendimento atenda a 100% dos requisitos obrigatórios e a 30% dos eletivos para obter a classificação requerida (BRASIL, 2010c). A Tabela 1 ilustra os requisitos mandatórios e eletivos relativos à sustentabilidade para a classificação dos hotéis.

Tabela 1 - Classificação dos hotéis através de requisitos de sustentabilidade

Sustentabilidade	1 estrela	2 estrelas	3 estrelas	4 estrelas	5 estrelas
Medidas para a redução do consumo de energia elétrica e água	Mandatório	Mandatório	Mandatório	Mandatório	Mandatório
Gerenciamento dos Resíduos Sólidos com foco na redução, reutilização e reciclagem	Mandatório	Mandatório	Mandatório	Mandatório	Mandatório
Sensibilização dos hóspedes em relação à sustentabilidade	Eletivo	Eletivo	Eletivo	Mandatório	Mandatório
Seleção dos fornecedores mediante critérios socioambientais e econômicos	Eletivo	Eletivo	Eletivo	Mandatório	Mandatório
Apoio a atividades socioculturais	Eletivo	Eletivo	Eletivo	Eletivo	Eletivo
Tratamento de efluentes	Eletivo	Eletivo	Eletivo	Eletivo	Eletivo

Fonte: Sistema Brasileiro de Classificação de Meios de Hospedagem (BRASIL, 2010c)

Percebe-se que os únicos requisitos mandatórios para todas as categorias são os de reduzir o consumo de energia elétrica e água, e o gerenciamento de resíduos sólidos. Destaca-se a sensibilização dos hóspedes, a seleção dos fornecedores mediante critérios socioambientais como requisitos eletivos importantes para a criação da cultura da sustentabilidade dentro dos meios de hospedagem, independentemente de sua classificação. Como os hóspedes são os principais atores dos meios de hospedagem em

geral, sua sensibilização em relação à sustentabilidade é fundamental para que esses empreendimentos consigam colocar em prática atividades voltadas para este requisito, que é mandatório para hotéis de quatro e cinco estrelas. A Tabela 2 aponta os requisitos de sustentabilidade para a classificação das pousadas.

Tabela 2 - Classificação das pousadas através de requisitos de sustentabilidade

Sustentabilidade	1 estrela	2 estrelas	3 estrelas	4 estrelas	5 estrelas
Medidas para a redução do consumo de energia elétrica e água	Mandatório	Mandatório	Mandatório	Mandatório	Mandatório
Gerenciamento dos Resíduos Sólidos com foco na redução, reutilização e reciclagem	Mandatório	Mandatório	Mandatório	Mandatório	Mandatório
Sensibilização dos hóspedes em relação à sustentabilidade	Eletivo	Eletivo	Eletivo	Mandatório	Mandatório
Seleção dos fornecedores mediante critérios socioambientais e econômicos	Eletivo	Eletivo	Eletivo	Eletivo	Eletivo
Apoio a atividades socioculturais	Eletivo	Eletivo	Mandatório	Mandatório	Mandatório
Tratamento de efluentes	Eletivo	Eletivo	Eletivo	Eletivo	Eletivo

Fonte: Sistema Brasileiro de Classificação de Meios de Hospedagem (BRASIL, 2010c)

Do mesmo modo que a classificação dos hotéis, a adoção de medidas para a redução do consumo de energia elétrica e água, e o gerenciamento de resíduos sólidos tendo como foco a redução, reutilização e reciclagem dos resíduos, são requisitos mandatórios para que uma pousada tenha sua classificação atribuída pelo SBClass. Como diferença entre os hotéis e pousadas tem-se que a seleção de fornecedores mediante critérios socioambientais e econômicos é um requisito eletivo para todas as formas de classificação de pousadas, enquanto que para os hotéis, este é um critério mandatório para os meios de hospedagem de quatro e cinco estrelas.

A importância da existência destes requisitos de classificação dos meios de hospedagem se justifica pela responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos resíduos sólidos. Assim, estas práticas podem atuar desde a destinação ambientalmente adequada dos resíduos sólidos produzidos, até a seleção de fornecedores, visando a redução no volume de resíduos produzidos, além de sua valorização, reduzindo os impactos socioambientais negativos oriundos do ciclo de vida dos produtos (BRASIL, 2010a).

O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em pesquisa referente aos serviços de hospedagem, constatou que a Região Sudeste dispõe da maior concentração da rede hoteleira brasileira, com 42% dos meios de hospedagem, seguida pela Região Nordeste (24%) e Centro-Oeste (11%). Dentre os Estados da Região

Nordeste, a Paraíba se destaca como sendo um dos que possuem o menor número de meios de hospedagem, com 381 empreendimentos, ficando à frente apenas do Piauí e Sergipe, que registram 376 e 285 empreendimentos respectivamente (IBGE, 2017).

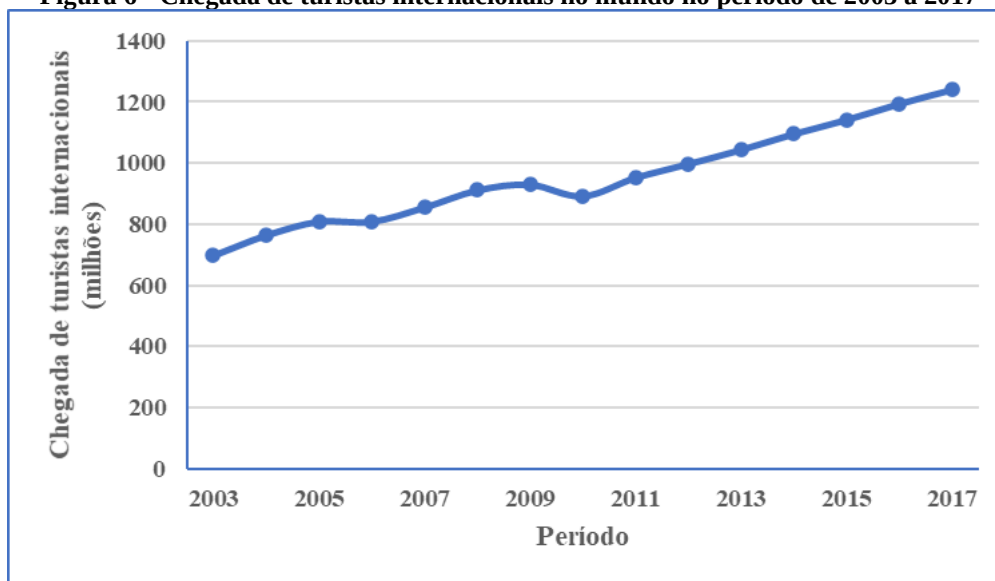
O porte dos estabelecimentos hoteleiros é definido de acordo com a quantidade de unidades habitacionais. Segundo a Pesquisa de Serviços de Hospedagem, um empreendimento com menos de 19 quartos é classificado como pequeno porte, já os meios de hospedagem com mais de 50 unidades habitacionais são considerados de grande porte, e estabelecimentos que possuam entre 20 e 49 quartos são caracterizados como de médio porte IBGE (2017). Ainda de acordo com pesquisa, na Paraíba, 45,4% dos empreendimentos são considerados de pequeno porte, 38,3% de médio porte e 16,3% são meios de hospedagem de grande porte (IBGE, 2017). O porte de um hotel pode ser um fator que contribui para a geração de resíduos sólidos, como será discutido nas próximas seções.

2.2.2 Evolução econômica da indústria do turismo

O setor de turismo mundial é um dos maiores responsáveis, direta ou indiretamente, pelo crescimento do Produto Interno Bruto mundial (WTTC, 2018a). Sua contribuição direta está relacionada ao PIB gerado por indústrias que lidam diretamente com as atividades turísticas, como meios de hospedagem, agências de viagem e companhias aéreas. Já a contribuição indireta é pertinente a investimentos futuros, marketing, serviços de segurança e serviços ligados à conservação de aparelhos turísticos (WTTC, 2017).

Entre os anos de 2007 e 2017 a contribuição total do setor no PIB mundial saltou de US\$ 6 trilhões para US\$ 8,3 trilhões, representando um crescimento de 38% em 10 anos, e ainda equivalente ao crescimento de 3,2% do PIB global. Até o ano de 2019 a indústria do turismo foi responsável pela contribuição de 10,3% do PIB mundial (WTTC, 2022). Tal desenvolvimento se explica através da criação de empregos, já que em 2019 o turismo esteve relacionado direta ou indiretamente com 333 milhões de empregos em todo o mundo (WTTC, 2018a; WTTC, 2017). Outro fator que demonstra a evolução mundial do setor é a chegada de turistas internacionais em diversas localidades do mundo, como ilustra a Figura 6.

Figura 6 - Chegada de turistas internacionais no mundo no período de 2003 a 2017



Fonte: Plano Nacional de Turismo – 2018 a 2022. (BRASIL, 2018)

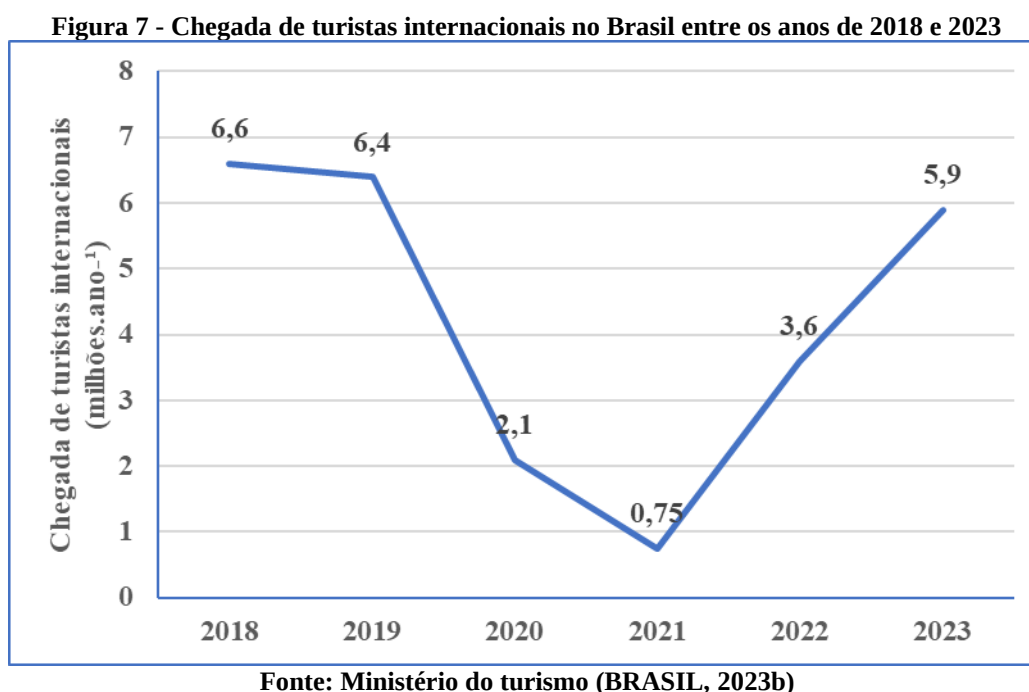
Como demonstra a Figura 6, entre 2003 e 2017 a chegada de turistas internacionais em todo o mundo saltou de 700 milhões para 1,32 bilhões. Para exemplificar tal melhora a *World Tourism Organization* (UNWTO) destaca que em 2017 a Europa cresceu 8% como destino para turistas internacionais, em relação ao ano anterior. Além da Europa, a Ásia e o Pacífico contabilizaram um aumento de 6%. Dos continentes Americanos quem mais se destacou foi a América do Sul, com uma evolução de 7%, seguida da América Central, com 4%, em relação ao ano anterior (UNWTO 2018).

Contudo, a indústria do turismo foi afetada diretamente pela pandemia da COVID-19, que teve como uma das medidas de controle o distanciamento sanitário, resultando no fechamento temporário de meios de hospedagens, bloqueio de fronteiras e o consequente impedimento de viagens nacionais e internacionais. Desta forma, o ano de 2020 apresentou quedas relevantes na criação de empregos relacionados ao turismo e na contribuição da indústria com o PIB (WTTC, 2022). Assim, em 2020 a contribuição econômica da indústria do turismo caiu 50,4%, e sua contribuição com o PIB passou de 10,3% para 5,3%, resultando na perda de aproximadamente 62 milhões de empregos em todo o mundo (WTTC, 2022).

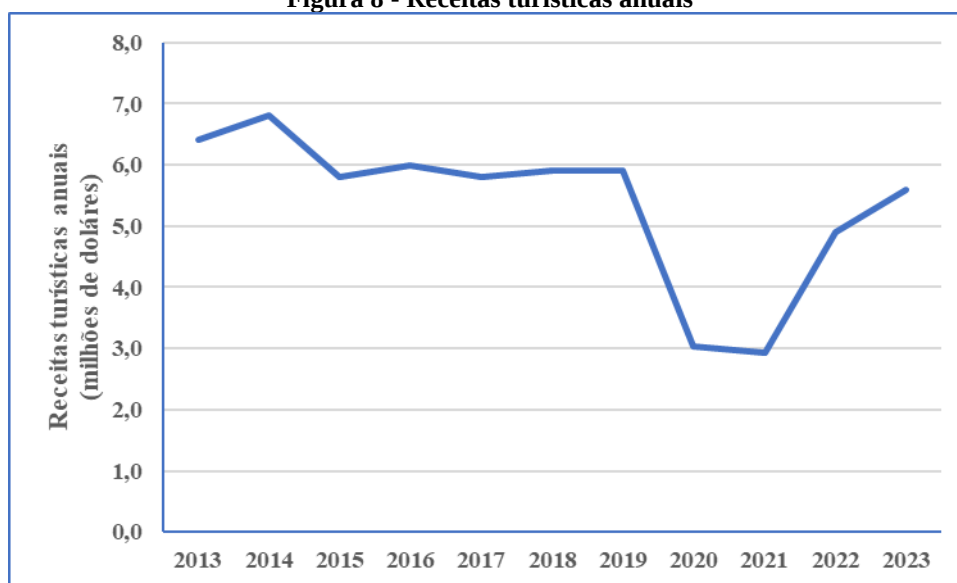
A indústria do turismo apresentou recuperação à medida em que as restrições de distanciamento foram sendo reduzidas. Assim, em 2022 a contribuição do turismo para o PIB mundial aumentou 43% em relação ao ano de 2020, passando de 5,3% para 7,6%, acarretando na criação de aproximadamente 30 milhões de novos empregos em todo o mundo (WTTC, 2023). Para o ano de 2023 a estimativa era de que a indústria do turismo

fosse responsável por 11% do PIB mundial, ultrapassando os patamares pré-pandemia da COVID-19 (WTTC, 2023).

O Brasil seguiu a tendência da indústria do turismo mundial, apresentando quedas de receitas entre os anos de 2020 e 2021, decorrentes da pandemia de COVID-19. Como exemplo pode ser citado a chegada de turistas internacionais ao país. De acordo com dados do Ministério do Turismo, em 2018 o país recebeu aproximadamente 7 milhões de turistas internacionais, enquanto que em 2021 este número apresentou quedas de 88%, com a chegada de apenas 746 mil turistas estrangeiros (BRASIL, 2023b). Em 2022 e 2023 o Brasil apresentou sinais de recuperação, com as chegadas de turistas internacionais apresentando números superiores quando comparados a 2020 e 2021, mas ainda inferiores ao período pré-pandemia, como ilustra a Figura 7 (BRASIL, 2023b).



Antes do período pandêmico as receitas do Brasil com o turismo apresentaram uma média de US\$ 6,1 bilhões, considerando o período entre os anos de 2013 e 2019. Contudo, como resultado da pandemia, em 2021 a receita do Brasil com o turismo apresentou uma queda drástica de aproximadamente 50%, sendo estimada em 2,94 bilhões de dólares (BRASIL, 2023b). Em 2023 o Brasil apresentou mais um sinal de recuperação da indústria turística, com receitas estimadas em 5,6 bilhões de dólares, apenas 8% inferior à média do período anterior à pandemia, como ilustra a Figura 8 (BRASIL, 2023b).

Figura 8 - Receitas turísticas anuais

Fonte: Ministério do turismo (BRASIL, 2023b).

A indústria de turismo e viagens tem grande relevância no PIB do Brasil, fato que segue a tendência mundial. Em 2017, a participação do turismo na economia brasileira foi de R\$ 190,2 bilhões, equivalente a 2,9% de todo o PIB do país. Para 2028 a previsão é que a colaboração do setor para o PIB nacional seja de R\$ 253,1 bilhões, ou 3% do PIB total (WTTC, 2018b).

Contabilizando as contribuições indiretas, a participação total do turismo na economia brasileira foi de R\$ 520,5 bilhões em 2017, resultando em um aumento de 7% em relação ao ano de 2016. A contribuição indireta do turismo brasileiro é equivalente a 7,9% do PIB total do país (BRASIL, 2018; WTTC, 2018b). Em relação à criação de empregos, no ano de 2017 a indústria do turismo gerou diretamente 2 milhões de novos empregos, considerando os empregos indiretos essa marca é ainda maior, chegando a 6,5 milhões de novos empregos, correspondendo a 7,3% de empregos totais criados no Brasil. Para 2028 a previsão é que o turismo crie de forma direta ou indireta, aproximadamente 8 milhões de empregos (WTTC, 2018b).

Na última década, o Brasil foi sede de grandes eventos esportivos, como a Copa das Confederações de Futebol, em 2013, Copa do Mundo de Futebol, em 2014, e Jogos Olímpicos, em 2016, resultando em um aumento de 18% na entrada de turistas no país (IBGE, 2017). Neste sentido, entre os anos de 2011 e 2016 o número de meios de hospedagem existentes nas capitais do Brasil saltou 15%, alcançando a marca de 31 mil, que juntos somavam a oferta de 1.011.254 unidades habitacionais (quartos, chalés e

suítes), 17% a mais que o ano 2015 e aproximadamente 2 milhões de leitos, 15% a mais que o no anterior (IBGE, 2017).

Todavia, o turismo brasileiro interno é aproximadamente dez vezes maior que o volume do turismo internacional (BRASIL, 2018). Em 2017 o turismo interno foi responsável por 94,3% do PIB nacional deste setor, contra 5,7% do turismo de visitantes internacionais (WTTC, 2018b). Como resultado, entre os anos de 2006 e 2015, o número de desembarques domésticos saltou de 46,3 milhões para 97,6 milhões, representando um aumento de aproximadamente 110% (BRASIL, 2018).

2.3 GERAÇÃO DE RESÍDUO SÓLIDOS NO SETOR HOTELEIRO

2.3.1 Influência das atividades turísticas na geração de resíduos sólidos urbano

De acordo com a Agência Francesa de Meio Ambiente e Gestão de Energia (ADEME, 2011), os meios de hospedagem têm potencial para serem classificados como grandes produtores de resíduos sólidos. Assim como outras atividades turísticas, os meios de hospedagem destinam seus resíduos sólidos para aterros sanitários, afetando diretamente o sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos de regiões turísticas. (BASHIR; GOSWAMI, 2016; APPAW-AGBOLA; FREEMAN, 2015; RADWAN; et al., 2010).

Um exemplo é relatado por Chaabane, et al. (2018) que mostram que em 2017 os hotéis da cidade de Hammamet, Tunísia, foram responsáveis por gerar aproximadamente 15 mil toneladas de resíduos sólidos, o que representa 45,5% do total de resíduos gerados na cidade, que conta com uma população de aproximadamente 100 mil habitantes e produziu aproximadamente 33 mil toneladas de resíduos sólidos em 2017. Analisando a geração de resíduos sólidos de um resort de 245 quartos, Sealey e Smith (2014) apontam que o meio de hospedagem é responsável por até 35% do total de resíduos sólidos gerados em Exuma, uma ilha nos Bahamas com uma população de aproximadamente 7 mil habitantes, e que tem no turismo sua principal atividade econômica.

Alcay et al. (2020) mostram que regiões da Espanha onde a economia depende primordialmente do turismo, como Ilhas Canárias, Ilhas Baleares e Múrcia, a geração média de resíduos sólidos é o dobro em comparação com outras regiões. Neste contexto, Bashir e Goswami (2016) relatam que Pahalgan (Índia), cidade com uma população de aproximadamente 10 mil habitantes, e onde o turismo é a principal atividade econômica, os hotéis e restaurantes são responsáveis por 74% do total de resíduos sólidos gerados na cidade. Resultado semelhante foi descrito por Zorpas et al. (2014) que relataram que até 75% dos resíduos sólidos gerados na cidade de Paralimni, no Chipre, são oriundos de atividades turísticas.

Diversas pesquisas abordam o impacto direto das atividades turísticas no sistema de gerenciamento de resíduos. Diaz-Farina et al. (2020) analisaram a geração de resíduos sólidos em Tenerife (Espanha), uma Ilha que conta com uma população de aproximadamente 930 mil habitantes, e que se destaca pela atividade turística, tendo registrado mais de 42 milhões de pernites em 2017. Como resultado, os autores afirmam que um turista adicional representa o acréscimo de 0,40 kg.dia⁻¹ na geração de resíduos sólidos, divididos em 0,33 kg.dia⁻¹ oriundos do setor de acomodações e 0,07 kg.dia⁻¹

gerados pelos serviços de comidas e bebidas. Ainda segundo os autores, as atividades turísticas são responsáveis por 11,30% da geração de resíduos sólidos da Ilha de Tenerife.

Em 2014 as Ilhas Baleares, uma região autônoma da Espanha teve a população estimada em aproximadamente 1 milhão de habitantes, além de uma movimentação turística de 12 milhões de hóspedes (ESTAY-OSSANDON; NIETO, 2018). Avaliando a geração de resíduos sólidos das Ilhas Baleares, Estay-Ossandon e Nieto (2018) estimam que um turista adicional, ou seja, uma visitante com estadia média de 10 dias, causa um aumento de $1,78 \text{ kg.dia}^{-1}$ na geração total de resíduos sólidos urbanos, enquanto que um habitante adicional é responsável pela geração de $1,30 \text{ kg.dia}^{-1}$ de resíduos sólidos.

Para a Ilha de Minorca, uma das Ilhas Baleares da Espanha, Mateu-Sbert et al. (2013) reportam que entre 1998 e 2010 a população média de Minorca foi de 81.496 habitantes. Contudo, no verão europeu, que consiste entre os meses de junho e agosto, a população turística é se equivale, e até supera, a população residente, sendo registrada uma população turística média de 106 mil turistas no mês de agosto, por exemplo. Diante deste contexto, Mateu-Sbert et al. (2013) apresentam resultados semelhantes aos dos autores citados anteriormente, estimando que o aumento de 1% na população turística corresponde ao aumento de 0,28% na geração de resíduos sólidos durante todo o ano. Os autores ainda consideram que um turista adicional gera $1,31 \text{ kg.dia}^{-1}$ de resíduos, enquanto que um habitante adicional gera $1,48 \text{ kg.dia}^{-1}$.

Oliveira e Turra (2015) analisaram a geração de resíduos sólidos da Região Norte da Costa do estado de São Paulo, e mais especificamente, dos municípios de Caraguatatuba, São Sebastião Ilhabela e Ubatuba. Os autores apontam que estas cidades tem como ponto comum o grande aumento da população durante o verão brasileiro causado pela chegada de turistas. Como resultado, Segundo Oliveira e Turra (2015) destacam que durante a alta temporada do turismo no Brasil, a geração média diária de resíduos sólidos aumenta em aproximadamente 30% em Caraguatatuba e São Sebastião, 20% em Ilhabela e 90% em Ubatuba, cidades do Estado de São Paulo.

Corroborando os autores supracitados, Iuras et al. (2020) a fim de determinar a influência das atividades turísticas na geração de resíduos gerados na região de Ivano-Frankivsk (Ucrânia) mostram que o número de turistas, produto interno bruto e a população local são parâmetros que influenciam em até 84% a geração de resíduos sólidos da cidade. A partir de um modelo de regressão, os autores obtiveram um coeficiente múltiplo $R = 0,92$ e $R^2 = 0,84$.

Assim, pode-se dizer que as atividades turísticas influenciam diretamente no sistema de gerenciamento de resíduos sólidos, seja por meio do aumento na geração de resíduos sólidos ou de sua disposição em aterros sanitários. Além destes fatores, as atividades turísticas também podem ser responsáveis pelo aumento nos custos da coleta dos resíduos sólidos, como mostram Greco et al. (2018).

A influência das atividades turísticas sobre a geração de resíduos sólidos urbanos pode ser utilizada como argumento para a cobrança de uma taxa de coleta diferencial imposta aos estabelecimentos comerciais, como os hotéis, em relação às residências. Greco et al. (2018) sugerem a cobrança desta taxa em forma de imposto nas diárias dos hotéis, ou por taxas adicionais para atividades turísticas, como bares, restaurantes e hotéis. Na Tunísia, por exemplo Chaabane et al. (2018) reportam que os hotéis pagam um imposto referente à 2% de seu faturamento anual, sendo 1% destinado para o município, valor utilizado como auxílio nos custos das atividades de coleta de resíduos sólidos e limpeza urbana, e 1% para o fundo de proteção de destinos turísticos, financiando atividades relacionadas à segurança dos turistas, por exemplo.

2.3.2 Taxa de geração per capita de resíduos sólidos do setor hoteleiro

Em pesquisa realizada em um hotel localizado na cidade de João Pessoa – Brasil, cujas instalações incluíam 140 quartos e 299 leitos, hotel classificado como grande porte por Phu et al. (2018) e Bashir e Goswami (2016), Quaresma et al. (2021) apresentam uma geração média de 230 kg.dia^{-1} para o referido hotel, com uma geração per capita de $1,32 \text{ kg.pessoa}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ de resíduos sólidos. Segundo os autores, a taxa de geração per capita do hotel é reflexo principalmente da geração de resíduos orgânicos.

Analizando uma amostra de 150 hotéis em Querbala, Iraque, Abdulredha et al. (2018) mostram que a taxa de geração per capita de resíduos sólidos varia entre 0,12 e $3,51 \text{ kg.hóspede}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, conforme a classificação dos hotéis, abrangendo aqueles sem classificação e entre uma e quatro estrelas. Em média, esta variação é de $0,83 \text{ kg.hóspede}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, para hotéis de uma a três estrelas, e $1,22 \text{ kg.hóspede}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, para hotéis de quatro estrelas. A taxa média de geração per capita para os 150 hotéis foi de $0,89 \text{ kg.hóspede}^{-1}.\text{dia}^{-1}$.

Investigando a geração de resíduos sólidos em 24 hotéis cinco estrelas, localizados no Cairo (Egito), Ball e Taleb (2011) determinam uma taxa de geração per capita dos hotéis analisados variando de 0,4 a $2,8 \text{ kg.hóspede}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, dependendo das características do hotel, com uma média de $1,5 \text{ kg.hóspede}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ de resíduos gerados. Em pesquisa

realizada em 230 hotéis instalados na cidade de Pahalgan, Índia, Bashir e Goswami (2016) corroboram os autores citados anteriormente e reportam que hotéis Classe A (57 quartos e 114 leitos) apresentam uma geração per capita de $2,9 \text{ kg.hóspede}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, enquanto que hotéis Classe B (26 quartos e 52 leitos) geram em média $1,9 \text{ kg.hóspede}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ e hotéis Classe C (23 quartos e 46 leitos) produzem até $1,7 \text{ kg.hóspede}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ de resíduos. Os autores ainda estimam que as Guest Houses, empreendimentos com menos de 17 quartos, geram cerca de $0,9 \text{ kg.hóspede}^{-1}.\text{dia}^{-1}$.

Assim como os autores citados anteriormente, Phu et al. (2018) também destacam a relação entre a geração de resíduos sólidos e o porte do empreendimento. Em estudo envolvendo 120 hotéis localizados em Hoi An, Vietnã, os autores relatam que hotéis de grande porte (80 a 217 quartos) apresentaram uma geração de resíduos sólidos per capita de $6,29 \text{ kg.hóspede}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, contra $2,69$ e $1,34 \text{ kg.hóspede}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ para hotéis de médio (20 a 80 quartos) e pequeno porte (menos de 20 quartos), respectivamente. Analisando a geração de resíduos sólidos de 45 hotéis com classificação entre Guest Houses e hotéis cinco estrelas e instalados na cidade de Hue, também no Vietnã, Son et al. (2018) mostram resultados semelhantes aos de Phu et al. (2018), com a taxa média de geração de resíduos sólidos variando entre $0,6 \text{ kg.hóspede}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ para Guest Houses (8 quartos) e $6,57 \text{ kg.hóspede}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ para hotéis de cinco estrelas (162 quartos).

Estudando a geração de resíduos sólidos em um restaurante de um hotel cinco estrelas localizado em Kuala Lumpur, Malásia, Papargyropoulou, et al. (2016) estimam uma taxa de geração per capita de $1 \text{ kg.hóspede}^{-1}.\text{dia}^{-1}$. Também investigando a geração de resíduos sólidos em um restaurante de um hotel cinco estrelas localizado em Malta, Camilleri-Fenech et al. (2020) concluem que a geração diária de resíduos sólidos no hotel depende do tipo de refeição, ou seja, um hóspede que consome café da manhã, almoço e jantar *à la carte* gera $2,55 \text{ kg.dia}^{-1}$, de resíduos sólidos, enquanto que um hóspede que se alimenta no café da manhã, almoço e jantar (buffet) gera $2,87 \text{ kg.dia}^{-1}$.

Segundo o The Rezidor Hotel Group (2014), os resíduos sólidos de 68 hotéis desta empresa hoteleira têm como origem a preparação dos alimentos, o consumo de bens embalados e as atividades de limpeza. Os hotéis do grupo estão localizados na Europa, Ásia e África, possuindo em média 220 quartos e tendo uma geração per capita média de $1,26 \text{ kg.hóspede}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ de resíduos sólidos.

Guidoni et al. (2018) e Peruchinn et al. (2015) analisaram a geração de resíduos sólidos de um hotel de 74 quartos, que pode ser classificado como de médio porte por Phu et al. (2018). Contudo, a geração per capita de resíduos sólidos deste hotel, localizado

no Brasil, foi estimada em $0,32 \text{ kg.hóspede}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ por Guidoni et al. (2018) e $0,38 \text{ kg.hóspede}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ por Peruchinn et al. (2015), taxas bem menores em relação aos valores encontrados por Son et al. (2018) e Phu et al. (2018). Isso pode ocorrer devido aos fatores que influenciam na geração de resíduos sólidos no setor hoteleiro, como os serviços ofertados pelo empreendimento, e também pela diferença de cultura entre os países analisados (ABDULREDHA et al., 2018; PHU et al., 2018; BASHIR; GOSWAMI, 2016). A Tabela 3 apresenta a geração per capita de resíduos sólidos no setor hoteleiro.

Tabela 3 - Geração per capita de resíduos sólidos no setor hoteleiro

Categoria ou porte	Taxa de geração (kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹)	Localização	Fonte
Um hotel com 138 quartos e 299 leitos (Grande Porte)	1,32	João Pessoa (Brasil)	Quaresma et al. (2021)
Hotel 5 estrelas com 252 quartos (café da manhã, almoço e jantar (à la carte)	2,55	Malta	Camilleri-Fenech et al., 2020 —
Hotel com 5 estrelas com 252 quartos (café da manhã, almoço e jantar (buffet)	2,87		
Sem classificação	1,08	Kerbala (Iraque)	Abdulredha et al., 2018
1 estrela	0,83		
2 estrelas	0,90		
3 estrelas	0,83		
4 estrelas	1,22		
Média	0,89		
Guest House (8 quartos)	0,60	Hue (Vietnã)	Son et al., 2018
1 estrela (19 quartos)	0,60		
2 estrelas (37 quartos)	0,48		
3 estrelas (72 quartos)	1,71		
4 estrelas (137 quartos)	2,32		
5 estrelas (162 quartos)	6,57		
Pequeno porte (até 20 quartos)	1,34	Hoi An (Vietnã)	Phu et al., 2018
Médio porte (20 a 80 quartos)	2,69		
Grande porte (80 a 217 quartos)	6,29		
Média	2,28		
Um Hotel com 74 quartos	0,32	Brasil	Guidoni et al., 2018
Guest House (17 leitos)	0,90	Pahalgam (Índia)	Bashir e Goswami 2016
Pequeno porte (42 leitos)	1,70		
Médio porte (53 leitos)	1,90		
Grande porte (114 leitos)	2,90		
Hotel com 118 quartos*	1,00	Kuala Lumpur (Malásia)	Papargyropoulou, et al., 2016
Hotel com 74 quartos	0,38	Brasil	Peruchinn et al., 2015
24 Hotéis com 5 estrelas**	1,50	Cairo (Egito)	Ball e Taleb, 2011

*Resíduos gerados apenas pelo restaurante do hotel; **Taxa de geração média

De acordo com Pirani e Arafat (2014), a geração de RSU é um dos impactos mais significativos causados pelos meios de hospedagem. Neste sentido, analisando a Tabela 3, percebe-se que a produção de resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiro podem variar de acordo com inúmeros fatores, sendo estimada entre 0,32 e 6,57 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹.

2.3.3 Fatores que influenciam na geração de resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiro

A geração de resíduos sólidos é influenciada diversos parâmetros. Abdulredha et al. (2018) apontam alguns fatores que têm uma influência significativa, como o número de leitos, área do hotel, número de funcionários e os gastos do hotel para com os hóspedes, com o coeficiente de Pearson (PCC) de 0,72, 0,54, 0,61 e 0,62, respectivamente. Os autores ainda afirmam que há uma diferença na geração de resíduos sólidos quanto à classificação dos empreendimentos, sendo os hotéis de quatro estrelas os maiores geradores em relação aos hotéis com uma classificação inferior. Corroborando com os autores supracitados, Hoang et al. (2017) afirmam que a variação da taxa de geração de resíduos sólidos no setor hoteleiro pode ser explicada em 91% pelo número de quartos do hotel, sendo os hotéis de grande porte (quatro estrelas) maiores geradores que os hotéis de pequeno porte (hotéis de três e duas estrelas).

Ball e Taleb (2011) reportam que há uma correlação significativa entre o número de quartos, ocupação do hotel e a taxa de geração per capita de resíduos sólidos, com o coeficiente de Pearson (PCC) de 0,52 e 0,45, respectivamente. Concordando com os autores citados anteriormente, Bashir e Goswami (2016) explicam que a geração per capita de resíduos sólidos é mais alta em hotéis classe A, aqueles com 57 quartos e 115 leitos, em relação aos hotéis de classe B, aqueles que possuem, em média, 26 quartos e 52 leitos, e hotéis classe C, aqueles com menos de 23 quartos e 46 leitos.

Phu et al. (2018) demonstram que há uma correlação entre o número de quartos, o valor da diária dos hotéis e a geração de resíduos sólidos, com o P-Valor menor que 0,05, sendo a geração per capita influenciada significativamente por estes parâmetros. Os autores ainda determinaram que a geração de resíduos aumenta em 0,035 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ para cada quarto adicional com R^2 de 0,82. Um destaque importante aos serviços ofertados pelos hotéis é dado pelos autores, que explicam através do Teste de Kruskal-Wallis que há uma diferença significativa na taxa de geração de resíduos sólidos dos hotéis que não oferecem refeições para os que dispõem deste serviço, como café da manhã e jantar. Também há diferença estatisticamente significativa (P-Valor <0,05) na geração

dos hotéis com jardins e sem jardins. Por fim, Phu et al. (2018) concluem que quanto mais completo o pacote de serviços ofertados, maior será a geração de resíduos sólidos.

Assim, de acordo com os autores supracitados a geração de resíduos sólidos do setor hoteleiro pode variar de acordo com inúmeros fatores, como o número de quartos, número de leitos, área total, número de funcionários, ocupação do hotel, classificação do hotel e os serviços oferecidos pelo estabelecimento, de modo que quanto mais completos forem os serviços ofertados, maior será a geração de resíduos sólidos.

2.3.4 Composição dos resíduos sólidos gerados no setor hoteleiro

Da mesma forma que a taxa de geração per capita, a composição dos resíduos sólidos varia de acordo com as características do meio de hospedagem, como os hábitos alimentares dos hóspedes, padrão de consumo e serviços oferecidos pelo estabelecimento (Singh et al. (2014); Zorpas et al., 2014). Agyeiwaah (2020) mostra que os resíduos sólidos gerados em hotéis de pequeno porte da cidade de Cape Coast, Gana, são formados por restos de alimentos, materiais plásticos, borrachas, papéis, e latas de alumínio, além de rejeitos, como o papel higiênico.

Analisando a composição gravimétrica dos resíduos sólidos produzidos em um hotel brasileiro de grande porte, Quaresma et al. (2021) demonstram que os orgânicos constituem grande parte dos resíduos sólidos produzidos no meio de hospedagem, correspondendo a 76,37% da geração total de resíduos. Os rejeitos gerados pelo empreendimento compreendem 14,75% do total de resíduos gerados, enquanto que os resíduos secos representam 8,61%. Os autores concluem que o hotel analisado possui um grande potencial para reciclagem, já que 85% de seus resíduos podem ser reutilizados, reciclados ou valorizados energeticamente (QUARESMA et al., 2021).

Phu et al. (2019), em pesquisa realizada com 120 hotéis da cidade de Hoi An, Vietnã, mostram os resíduos sólidos gerados em hotéis de grande porte são formados por 70% de resíduos orgânicos e 30% de resíduos inorgânicos, já para os hotéis de pequeno porte, a composição é de 60% para resíduos orgânicos e 40% inorgânicos. Anteriormente, Phu et al. (2018) haviam reportado que a composição média dos resíduos sólidos gerados nestes hotéis era de 58,5% de resíduos orgânicos, 30,6% de resíduos secos, como papel, plástico, alumínio e vidro, 1% de resíduos perigosos e 9,9% de outros tipos de resíduos. Hoang et al. (2017) analisando a geração de resíduos sólidos de nove hotéis da cidade Hoi An, reportam que, em média, os resíduos gerados nestes estabelecimentos são

formados por 56,2% de resíduos orgânicos, 33,4% de resíduos secos, 1% de resíduos perigosos e 9,3% de outros tipos de resíduos.

Son et al. (2018) mostram que a composição média dos resíduos gerados em 45 hotéis da cidade de Hue, Vietnã, foi de 54,3% de resíduos orgânicos, incluindo desperdício de alimentos e material verde, 30% de resíduos secos, e 15,7% de resíduos diversos. Os autores ainda estimam que a participação de resíduos orgânicos é mais elevada em Guest Houses (57,4%) e em hotéis cinco estrelas (56,6%). Os resíduos secos são representados por recipientes e embalagens de plástico e papéis diversos. Analisando a geração de resíduos sólidos da cidade de Hammamet, Tunísia, Chaabane et al. (2018) estimam que, em média, os 33 hotéis analisados geram resíduos sólidos compostos por 58% de orgânicos, 36% de resíduos secos, como papel, cartão, embalagens de plástico e de vidro, e copos de plástico, 1% de resíduos perigosos e 5% de outros tipos de resíduos.

Segundo Zorpas et al. (2014), a composição média dos resíduos sólidos de oito hotéis do Chipre é constituída de 42% de resíduos orgânicos, 31% de resíduos secos, 2,20% de resíduos perigosos e 24,7% de outros tipos de resíduos. De acordo com Singh et al. (2014), 60% de resíduos orgânicos e 39% de resíduos recicláveis compõem os resíduos sólidos gerados em resorts localizados na Índia, como latas de alumínio e aço, papel, embalagens de papelão e plástico. Os autores justificam o alto percentual de resíduos orgânicos pelos hábitos alimentares, padrão de consumo e estilo de vida dos indianos. Já Dangi et al. (2011) estimam que a geração média de 271 hotéis da cidade de Kathmandu, Nepal, é de 57,8% de resíduos orgânicos, 38,6% de resíduos secos, como metal, vidro e papel, 0,4% de resíduos perigosos, e 3,2% de outros tipos de resíduos, como resíduos de construção.

Peruchinn et al. (2015) reportam que a composição dos resíduos sólidos gerados em um hotel da região Sul do Brasil foi de 49% de resíduos orgânicos, 27% de resíduos secos, 14% de resíduos perigosos e 10% de outros tipos de resíduos. Em um estudo realizado em hotel de porte semelhante ao que os autores anteriormente citados realizaram sua pesquisa, Guidoni et al. (2018) chegaram a um resultado análogo: a composição de resíduos foi de 44% de resíduos orgânicos, 34% de resíduos secos, 15% de resíduos perigosos e 7,2% de outros tipos de resíduos. Analisando a geração de resíduos sólidos em 19 hotéis de Marechal Deodoro, município do Nordeste brasileiro, Dias et al. (2019) mostram que os resíduos orgânicos são os principais responsáveis pelo volume de resíduos gerado nos empreendimentos. Segundo os autores, os restaurantes são as principais fontes de geração de resíduos orgânicos.

Analisando a geração de resíduos em quatro hotéis da cidade de Ho (Gana), Appaw-Agbola e Freeman (2015) concluem que os resíduos gerados nestes meios de hospedagem são compostos por 57,65% de resíduos secos, como vidro, papel e plástico, 20,32% de resíduos orgânicos, 22,03% de outros tipos de resíduos, como a borracha. Entre os resíduos secos, o papel é o que se encontra em maior abundância (21,43%). Dos artigos até aqui analisados, este foi o único em que os resíduos orgânicos não são maioria na composição dos resíduos sólidos gerados em hotéis. A Tabela 4 ilustra a composição dos resíduos sólidos gerados no setor hoteleiro.

Tabela 4 - Composição dos resíduos sólidos gerados no setor hoteleiro

Fonte	Localização	Resíduos Orgânicos (%)	Resíduos Secos (%)	Resíduos diversos (%)	Rejeitos (%)	Potencial de Valorização (%)
Quaresma et al. (2021)	João Pessoa (Brasil)	76,37	8,61	0,00	14,75	84,98
Speier et al., 2019	Mysore (Índia)	58,80	27,90	0,00	13,30	86,70
Phu et al. (2018)	Hoi An (Vietnã)	58,50	30,60	1,00	9,90	89,10
Guidoni et al. (2018)	Brasil	43,70	34,00	7,20	15,10	77,70
Son et al., 2018	Hue (Vietnã)	54,30	30,00	0,00	15,70	84,30
Chaabane et al. 2018	Hammamet (Tunísia)	58,00	36,00	1,00	5,00	94,00
Hoang et al. 2017	Hoi An (Vietnã)	56,20	33,40	1,00	9,30	89,60
Bashir e Goswami, 2016	Pahalgan (Índia)	65,00	21,00	1,00	14,00	86,00
Appaw-Agbola; Freeman, 2015	Ho (Gana)	20,32	57,65	0,00	22,03	77,97
Zorpas et al. (2014)	Chipre	42,00	31,10	2,20	24,70	73,10
Singh et al. (2014)	Índia	59,70	39,40	0,00	0,80	99,10
Dangi, et al. (2011)	Kathmandu (Nepal)	57,80	38,60	0,40	3,20	96,40
	MEDIANA	57,80	31,10	1,00	10,10	86,00

Assim, observando a Tabela 4, os resíduos orgânicos e os resíduos secos constituem grande parte da composição dos resíduos sólidos gerados no setor hoteleiro. Estes resíduos são formados por (mediana dos percentuais reportados na literatura)

57,80% de resíduos orgânicos, 31,10% por resíduos secos, 1% de resíduos perigosos e 10,10% de outros tipos de resíduos, incluindo os rejeitos.

Assim, percebe-se que o grande potencial de valorização que há no setor hoteleiro, já que 86% dos resíduos gerados em hotéis são passíveis de valorização material ou energética, seja por meio da compostagem ou digestão anaeróbia, para os resíduos orgânicos, ou reutilização, reciclagem, no caso dos resíduos secos. Alguns autores reportam um potencial maior que a média, como Singh et al. (2014), com 99,1%, Dangi, et al. (2011), cujo potencial de valorização apresentando é de 96,4%, e Chaabane et al. (2018) com 94% dos resíduos sendo formados por resíduos orgânicos e secos.

2.3.5 Destinação e disposição final dos resíduos sólidos gerados no setor hoteleiro

Os resíduos gerados no setor hoteleiro apresentam um grande potencial para reciclagem, já que 86% (mediana dos estudos analisados nesta tese) são compostos por resíduos orgânicos e secos. Contudo, apesar deste grande potencial, poucos meios de hospedagem destinam seus resíduos de forma ambientalmente adequada, como a compostagem, reutilização, reciclagem e aproveitamento energético.

Em pesquisa realizada com 33 hotéis da cidade de Hammamet (Tunísia), Chaabane et al. (2018) citam que 83% dos hotéis enviam seus resíduos para o aterro sanitário da cidade, enquanto que apenas 17% desenvolvem medidas de reutilização e reciclagem. Um cenário semelhante foi descrito por Appaw-Agbola e Freeman (2015) que em pesquisa com quatro hotéis da cidade de Ho (Gana) reportam que 100% dos hotéis analisados destinam seus resíduos para aterros sanitários, incluindo resíduos orgânicos, alumínio e plásticos, com exceção para o papel e a borracha que são incinerados. Em Pahalgan, cidade da Índia em que as atividades turísticas contribuem com 74% dos resíduos sólidos gerados, os resíduos sólidos urbanos têm como disposição final um lixão localizado em uma floresta aberta às margens de um córrego de água doce (BASHIR; GOSWAMI, 2016).

Em pesquisa realizada em Cardiff, País de Gales, com nove hotéis de pequeno porte, classificados pelos autores como aqueles que possuem menos de 30 quartos, Radwan et al. (2010) descrevem que estes hotéis usam o aterro sanitário como a principal forma de disposição dos resíduos, sem que haja separação entre os resíduos gerados. Os gerentes dos hotéis justificam essa prática pela ausência de espaço físico para a instalação de diferentes coletores, bem como afirmam que o processo de segregação é demorado e caro. Além disso, afirmam que a falta do serviço de coleta seletiva porta-a-porta é o

principal dificultador para a implantação de um sistema de reciclagem. Outra justificativa foi dada por um gerente de um hotel de pequeno porte a Filimonau e Tochukwu (2020), ao afirmar que o hotel deve pensar primeiro em como investir e manter sua atividade, e que o meio ambiente não é sua prioridade.

Pesquisas mostram que quanto maior o porte do hotel, maior será a quantidade de recursos disponíveis para investir em estratégias de gerenciamento de resíduos. Em pesquisa realizada com 18 hotéis do Líbano, nove considerados de grande porte, com mais de 100 quartos, e nove de pequeno porte, com menos de 100 quartos, Ghadban, et al. (2017) concluem que todos os hotéis de grande porte possuíam programas de gerenciamento de resíduos sólidos, ao passo que esses programas foram identificados em apenas três hotéis de pequeno porte. Os autores justificaram esta hipótese com a realização do Teste T Student cujo resultado rejeitou a hipótese nula de que o gerenciamento dos resíduos sólidos é independente de seu porte.

Son et al. (2018) mostram que hotéis de três a cinco estrelas da cidade de Hue (Vietnã) apresentam taxas de segregação de resíduos superiores em relação aos hotéis de uma estrela. Por outro lado, em pesquisa realizada com hotéis de três a cinco estrelas, localizados no Zimbábue (4 hotéis) e na África do Sul (4 hotéis), Mbasera et al. (2016) mostram que apenas um hotel realiza a segregação dos resíduos sólidos na sua fonte de geração, atividade básica para o gerenciamento adequado dos resíduos sólidos.

Abordando a gestão ambiental de 159 hotéis portugueses, classificados entre duas e cinco estrelas, Sousa e Eusébio (2013) mostram que as práticas relacionadas à redução do consumo de energia, água e resíduos, nesta ordem, são as mais executadas pelos hotéis. Em relação à gestão de resíduos sólidos, a coleta de resíduos perigosos, como pilhas e baterias, é a atividade mais comum entre os hotéis analisados, seguido da coleta seletiva e da reutilização de mobiliados.

Analisando 30 hotéis classificados entre três e cinco estrelas e localizados nos Emirados Árabes, Al-Aomar e Hussain (2017) afirmam que as práticas sustentáveis mais comuns adotadas por estes meios de hospedagem estão relacionadas a redução do consumo de água e energia, seguida pela diminuição na geração de resíduos. Segundo os autores, a reciclagem e a reutilização são práticas adotadas na cadeia de abastecimento do hotel, como por exemplo a reciclagem de embalagens de plástico. Segundo Reyes-Santiago et al. (2017), quando um hotel implementa algum tipo de atividade sustentável, ele está mais propenso a se envolver em outras atividades de mesma natureza.

Assim, devido ao grande potencial de valorização existente, é necessário que os resíduos sólidos gerados no setor hoteleiro sejam geridos de forma eficiente, visando sempre a não geração, redução, reutilização, reciclagem, destinação e disposição final ambientalmente adequada. Com o objetivo de reduzir o montante de resíduos sólidos destinados à aterros sanitários e lixões, é preciso que haja um incentivo por meio de políticas públicas, principalmente para hotéis de pequeno porte, para que estes meios de hospedagem implantem medidas de minimização, como a separação dos resíduos, coleta seletiva e a compostagem.

Neste sentido, Phu et al. (2019) mostram que as práticas de gestão dos resíduos, a promulgação de políticas públicas e a otimização de benefícios econômicos são os principais fatores para o aprimoramento das práticas de reciclagem, com importâncias de 37,75%, 24,96% e 15,11%, respectivamente. Em relação às práticas de gestão de resíduos, os autores determinam que a separação dos resíduos é o fator mais importante, com uma percentagem ponderada de 55,8%, seguida da reciclagem e da compostagem, com 32% e 12,2%, respectivamente. Segundo Matter et al. (2013), a separação apropriada dos resíduos é capaz de reduzir o volume gerado de rejeitos, diminuindo, assim, os impactos ambientais negativos causados por eles.

2.4 UTILIZAÇÃO DE MODELOS PARA A ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

A quantificação dos resíduos sólidos é uma atividade que se mostra como parte fundamental de um diagnóstico bem elaborado da gestão destes materiais. O diagnóstico faz parte do conteúdo mínimo previsto para alguns instrumentos da PNRS, como o Plano Nacional de Resíduos Sólidos, e os Planos de Gerenciamento de Resíduos Sólidos, este último voltado, entre outras atividades, para estabelecimentos comerciais que sejam grandes geradores de resíduos sólidos, como os hotéis (BRASIL, 2010a).

No caso dos municípios brasileiros, por exemplo, a Prefeitura é responsável por quantificar apenas os resíduos sólidos urbanos, priorizando os resíduos domiciliares e de limpeza urbana (BRASIL, 2016). Dessa forma, os resíduos sólidos oriundos de estabelecimentos comerciais acabam sendo excluídos dos diagnósticos oficiais, como o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). Villalba et al. (2020) mostram que a caracterização dos resíduos, ou seja, o conhecimento de sua composição e quantificação, são as informações mais básicas para a implantação de um bom sistema de gestão e gerenciamento.

Intharathirat et al. (2015) apontam que para se desenvolver um sistema integrado de gestão de resíduos sólidos, é necessária uma previsão precisa da quantidade produzida. Caso contrário, impactos ambientais negativos podem ser gerados, como instalações subdimensionadas para tratar os resíduos gerados. Concordando com os autores supracitados, Rosesar e Kristanto (2020), afirmam que em cidades da Indonésia a falta de informações precisas e específicas sobre a composição e quantificação dos resíduos, impediram que houvesse um desenvolvimento apropriado no modelo de gestão dos resíduos, atrelados também a uma falta de planejamento. Dissanayaka e Vasanthapriyan, (2019) também reportam para um gerenciamento ineficaz dos resíduos sólidos oriundos da indisponibilidade de um banco de dados sobre a geração destes materiais, além da incerteza dos dados existentes.

Além disso, o conhecimento da taxa de geração e composição dos resíduos é essencial para o dimensionamento do fluxo dos resíduos, como a coleta, transporte, tratamento e disposição final (KUMAR; SAMADDER, 2017). Corroborando os autores, Pisani Junior et al. (2018) afirmam que a quantificação da massa de resíduos gerada possibilita um melhor dimensionamento da cadeia de gerenciamento, bem como uma melhor estimativa da vida útil dos equipamentos de gerenciamento. Nguyen et al., (2021) reportam que para as cidades do Vietnã, a quantificação dos resíduos sólidos e sua taxa

de geração seriam úteis para o desenvolvimento de um plano municipal, tendo como objetivo um melhor dimensionamento dos sistemas de armazenamento, coleta, tratamento, destinação e disposição final dos resíduos sólidos.

Dessa forma, uma vez que a quantificação precisa de resíduos é um aspecto fundamental para identificar pontos críticos e adotar medidas que visem sua não geração e redução, a determinação da quantidade de resíduos gerados representa uma preocupação fundamental para a pesquisa na área (DHIR et al., 2020). Reforçando a afirmação dos autores, Magazzino et al. (2021) afirmam que a eficácia da gestão dos resíduos sólidos influencia fortemente a qualidade ambiental de um local.

Sendo assim, é necessário ter o conhecimento da quantidade e composição de resíduos sólidos que são gerados. Contudo, a quantificação de resíduos sólidos é, em geral, atividade de difícil execução. Uma alternativa para contornar essa dificuldade é o uso de modelos estatísticos para a estimativa das quantidades referidas.

Diante deste contexto, esta seção tratará da utilização de modelos estatísticos para a estimativa da geração de resíduos sólidos. Em um primeiro momento serão abordadas publicações que fizeram uso desta ferramenta para a estimativa da geração de resíduos sólidos urbanos, e posteriormente serão discutidas as produções referentes à utilização de modelos para a estimativa da geração de resíduos sólidos hoteleiros.

2.4.1 Utilização de modelos para a estimativa da geração de resíduos sólidos urbanos

A utilização de modelos para a estimativa de resíduos sólidos urbanos é mais difundida no âmbito dos resíduos domiciliares. Estudos como Hoang, et al. (2020); Kumar e Samadder (2017); Athayde Junior et al. (2014), apresentam modelos para estimar a massa de resíduos sólidos gerados em domicílios. Já Osra et al. (2021); Hoang, et al., (2020); Pisani Junior et al. (2018) e Sukholthaman e Sharp (2016) apresentaram modelos voltados à gestão de resíduos sólidos urbanos. Já Oliveira e Athayde Júnior (2017) desenvolveram modelos estatísticos para prever a quantidade de resíduos sólidos urbanos gerados com base em variáveis socioeconômicas nos municípios brasileiros.

Osra et al., (2021) aplicaram o modelo Landfill Gas Emission Model para estimar a quantidade de emissão de metano (CH_4) em um aterro de Kakia, na cidade da Meca, Arábia Saudita, entre os anos de 2003 e 2143. Para a aplicação do modelo os autores realizaram a caracterização dos resíduos domiciliares da cidade. O modelo proposto para estimar a emissão de CH_4 tem a seguinte equação:

$$Q_{CH_4} = \sum_i^n = 1 \sum_j^n = 0,1 * KL0 * \frac{Mi}{10} * e^{-ktij} \quad (\text{Equação 01})$$

Sendo:

- Q_{CH_4} : emissão anual de metano (m^3 /ano);
- i : incremento de um ano;
- n : diferença entre o ano de cálculo e o ano inicial de aceitação de RSU;
- j : aumento de 0,1 por ano;
- k : taxa de geração de metano por ano;
- $L0$: potencial de produção de metano (m^3 /ton);
- Mi : massa de RSU aceita no i^o ano (ton);
- tij é a idade da i ésima seção do RSU Mi aceito no n ésimo ano.

Os resultados apontam que, em média, os resíduos sólidos urbanos gerados em Meca são constituídos primordialmente por orgânicos (48%), plásticos (25%) e papel (20%), sendo encontrados em menor proporção metais, vidros, têxteis e madeira (OSRA et al., 2021). Os autores ainda calculam que o potencial de metano a ser produzido no aterro sanitário anualmente é de $83,52 m^3 \cdot tonelada^{-1}$ de resíduos sólidos urbanos. Para o período correspondente aos anos de 2003 e 2143, os autores estimam que a geração de biogases oriundos desta unidade de disposição final será de $952.996.960 m^3$ de metano/ano, $952.996.960 m^3$ de dióxido de carbono/ano, totalizando $1.905.957.300 m^3 \cdot ano^{-1}$ de biogases (OSRA et al., 2021).

Hoang et al. (2020) em pesquisa aplicada na cidade de Hoi An, Vietnã, desenvolveram um modelo matemático de objetivo único a fim de reduzir o custo total do sistema de gestão de resíduos sólidos urbanos. Foram considerados no modelo todos os aspectos técnicos, operacionais e ambientais da gestão de RSU, como a taxa de separação de resíduos e a eficiência desta atividade e o montante de resíduos destinado ao aterro sanitário. Nesta pesquisa Hoang et al. (2020) analisaram 12 cenários que variaram de acordo com a meta de redução do montante de resíduos destinado ao aterro (50%, 25% e 10%), e a eficiência da separação dos resíduos em sua fonte de geração (70%, 80%, 90% e 100%).

O modelo proposto pelos autores identificou que o fluxo ideal dos resíduos sólidos urbanos deve adotar uma eficiência na separação destes materiais igual ou superior a 90%, atingindo os objetivos econômicos e ambientais. Com esta eficiência na separação, pode

haver uma redução de até 25% dos resíduos destinados ao aterro sanitário da cidade de Hoi An, com um custo diário de 2000 dólares por dia. (HOANG et al. 2020). Neste sentido, Sukholthaman e Sharp (2016) criaram um modelo com o objetivo de prever as relações dinâmicas entre a segregação dos resíduos sólidos na sua fonte de geração e sua influência na eficácia da gestão dos resíduos sólidos urbanos. Como resultado, a pesquisa mostra que quanto melhor for o serviço de coleta e transporte dos resíduos, menor será o gasto mensal com sua gestão.

Pisani Junior et al. (2018) aplicaram um modelo matemático para estimar a taxa de geração per capita de resíduos sólidos urbanos nos municípios do estado de São Paulo. Os autores adotaram como variáveis independentes a população, renda per capita e consumo de energia elétrica, sendo a taxa de geração per capita a variável dependente. Como resultado, os autores demonstram que o aumento da população é responsável pela geração adicional de $4,19 \times 10^{-9}$ kg na taxa de geração, já a o aumento da renda per capita acarreta em um acréscimo de 0,036 kg na taxa de geração de resíduos sólidos urbanos.

Kumar e Samadder (2017) empregaram modelos estatísticos através do método de regressão linear (MRL) para se estimar a geração de resíduos biodegradáveis e não biodegradáveis de origem domiciliar na cidade de Dhanbad, Índia. Tamanho da família, renda familiar, nível de educação e combustível utilizado na cozinha, foram consideradas como variáveis independentes. As taxas de geração de resíduos sólidos biodegradáveis e não biodegradáveis foram classificadas como variáveis dependentes. Os resultados constataram que o tamanho da família tem influência máxima na geração de resíduos biodegradáveis e não biodegradáveis.

Oliveira e Athayde Júnior (2017) desenvolveram modelos estatísticos para estimar a quantidade de resíduos sólidos urbanos gerados com base em variáveis socioeconômicas nos municípios brasileiros. As variáveis independentes consideradas na pesquisa foram a população total do município, população urbana, PIB total e PIB per capita. As variáveis dependentes foram a massa de resíduos sólidos urbanos coletada e sua taxa de geração per capita, esta última em relação a população total e população urbana. Os resultados demonstraram que a geração de RSU está relacionada ao nível de renda da população e ao tamanho da população municipal.

Athayde Júnior et al. (2014) propuseram um modelo matemático utilizando o Método da Regressão Múltipla Stepwise para a estimativa da massa de resíduos domiciliares gerados, com o objetivo de utilizar a quantidade estimada para calcular a tributação da coleta de resíduos de João Pessoa, Paraíba. Foram analisados três edifícios

residenciais e duas residências unifamiliares. Como resultado os autores mostram que a taxa de geração de resíduos sólidos variou entre 0,508 e 0,797 kg.pessoa⁻¹.dia⁻¹. Os resultados também evidenciaram que o consumo de água é fortemente correlacionado com a geração de resíduos sólidos domiciliares, sendo possível estimar a massa de resíduos gerada tendo por base a população e o consumo de água da edificação.

2.4.2 Utilização de modelos para a estimativa da geração de resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiros

Pode-se afirmar que há uma literatura robusta acerca da estimativa da geração de resíduos domiciliares por meio de modelos estatísticos e também para a gestão de resíduos sólidos urbanos. No entanto, poucos são os estudos que fazem o mesmo para resíduos sólidos oriundos de estabelecimentos comerciais, e mais precisamente, no setor hoteleiro. A utilização de modelos estatísticos em pesquisas relacionadas especificamente à gestão de resíduos sólidos no sistema hoteleiro ainda é escassa, sendo abordada por Dolnicar et al. (2020), Abdulredha et al. (2018) e Juvan et al. (2018), por exemplo.

Abdulredha et al. (2018), utilizaram modelos estatísticos para estimar a geração de resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiro da cidade de Kerbala (Irake). Além disso, a pesquisa teve como objetivo definir as características de um hotel que influenciam a geração de RSU durante grandes eventos.

Os autores analisaram a variação da geração de resíduos sólidos no setor hoteleiro utilizando o método de regressão linear múltipla. Nesta pesquisa foram abordados 150 hotéis de diferentes características, sendo eles classificados em hotéis de uma a quatro estrelas e sem classificação. As variáveis analisadas pelos autores foram as seguintes: tamanho do hotel, medido através do número de leitos, despesas do hotel, frequência da coleta dos resíduos, área total e número de funcionários. Os autores estimaram a geração de resíduos sólidos de acordo com a seguinte equação:

$$\text{Geração de resíduos} = f(Hs; Hex; Freq; Ha; Hst) \quad (\text{Equação 02})$$

Sendo:

- Hs: número de leitos
- Hex: despesas/hóspede
- Hfreq: frequência de coleta de resíduos
- Ha: área do hotel
- Hst: número de funcionários

Os resultados da pesquisa apontam que a geração média dos hotéis analisados foi de 112,34 kg.dia⁻¹, havendo uma grande variação, com a geração máxima de 375,25 kg.dia⁻¹, e uma geração mínima de 7,65 kg.dia⁻¹. Por fim, a análise de MRL demonstrou que a geração de resíduos sólidos sofre influência do porte do hotel, especificado pelo número de leitos, despesas/hóspede, e número de funcionários. Já a frequência de coleta de resíduos e a área do hotel não afetam de forma estatisticamente significativa a quantidade de resíduos sólidos gerada (ABDULREDHA et al., 2018). O modelo proposto pelos autores explica em 79,9% a geração de resíduos dos hotéis analisados através do número de leitos, despesas/hóspede e número de funcionários.

Em pesquisa realizada em um hotel de quatro estrelas localizado na costa da Eslovênia, Juvan et al. (2018) aplicaram um modelo de regressão linear para analisar o desperdício de comida em um buffet de café da manhã deste hotel. Neste sentido, a pesquisa teve como objetivo analisar quais fatores estão associados a um maior desperdício de alimentos em buffets de café da manhã.

O hotel analisado pelos autores supracitados é um resort classificado como sendo de quatro estrelas, possui 516 quartos e 1200 leitos. O resort ainda dispõe de uma praia particular, piscina, serviço de café da manhã, e diversos atrativos turísticos, como aluguel de bicicletas e barcos e entretenimento cultural. O perfil dos hóspedes é formado por turistas internacionais.

Como resultado, os autores estimam que a geração de resíduos orgânicos oriunda apenas do desperdício de alimentos comestíveis foi de 15,2 gramas.hóspede⁻¹.dia⁻¹. Levando em consideração a ocupação média do resort como sendo de 861 pessoas, ao longo de 92 dias, tem-se que o desperdício de alimentos comestíveis gera aproximadamente 130 kg.dia⁻¹ de resíduos orgânicos (JUVAN et al., 2018). Através do modelo de regressão linear, Juvan et al. (2018) demonstram que a faixa etária do hóspede influencia na geração de resíduos orgânicos, de modo que a presença de jovens contribui para a geração de 3 gramas a mais de resíduos orgânicos em relação aos mais velhos. Por fim, quanto maior for o buffet disponível maior será o desperdício de comida oriundo do café da manhã.

Dolnicar et al. (2020) aplicaram um modelo de regressão linear para analisar os fatores que influenciam na geração de resíduos orgânicos oriundos de restaurantes de hotéis. A pesquisa foi realizada durante a alta temporada de verão em dois hotéis

cidade de Portoroz na Eslovênia. Os hotéis analisados são caracterizados como sendo de quatro e três estrelas, possuindo 276 quartos e 216 quartos, respectivamente.

A variável dependente analisada na pesquisa foi o desperdício de comida comestível (grama/hóspede). As variáveis independentes incluíram características sociais e demográficas dos hóspedes, como nacionalidade, membros por família, número de adultos, quantidade de crianças, tempo de permanência no hotel. Também foram analisados os grupos experimentais dos quais os hóspedes faziam parte. Dolnicar et al. (2020) dividiram os hóspedes de acordo com a data de seu check-in em cinco grupos experimentais, como segue:

- Grupo de Controle: representa os hóspedes comuns dos hotéis, com uma amostra de 185 famílias. Este grupo serviu como comparativo para os demais grupos experimentais;
- Grupo Experimental N° 1a: corresponde aos hóspedes que receberam um panfleto pedindo que ajudassem o hotel a reduzir o desperdício, mas sem apresentar um apelo ambiental. Este grupo é representado por uma amostra de 54 famílias;
- Grupo Experimental N° 1b: relacionado aos hóspedes que receberam o mesmo panfleto do grupo experimental N° 1a, mas com o adicional do apelo ambiental. Este grupo é representado por uma amostra de 98 famílias;
- Grupo Experimental N° 2a: representa o grupo de hóspedes que recebeu um livreto para coleção de selos, de modo que se não houvesse desperdício a família receberia um selo e se a família conseguisse arrecadar um selo para cada dia de hospedagem, receberia um certificado e um prêmio. O livreto do grupo 2ª não apresenta nenhum apelo ambiental. Este grupo é representado por uma amostra de 221 famílias;
- Grupo Experimental N° 2b: relacionado aos hóspedes que receberam o mesmo livreto do grupo experimental N° 2a, mas com o adicional do apelo ambiental. Este grupo é representado por uma amostra de 219 famílias.

Como resultado, o modelo de regressão linear aponta que as estratégias aplicadas nos grupos experimentais N°1 e N° 2 (panfleto e livreto de selos) afetam a geração de resíduos orgânicos oriunda dos restaurantes dos hotéis analisados, sendo o livreto de selos aquele com um efeito mais significativo. A geração per capita de resíduos orgânicos para o grupo de controle foi de 45 g.hóspede⁻¹.refeição⁻¹, contra 30 g.hóspede⁻¹.refeição⁻¹ do grupo experimental N°1a, 28 g.hóspede⁻¹.refeição⁻¹ para o grupo experimental N°1b, 31

e 28 g.hóspede⁻¹.refeição⁻¹ para os grupos 2a e 2b, respectivamente (DOLNICAR et al., 2020).

Expandindo a área de pesquisa para a gestão de resíduos sólidos no setor do turismo, temos Iuras et al. (2020); Diaz-Farina et al. (2020); Estay-Ossandon e Nieto (2018); Arbulú et al. (2017); Arbulú et al. (2015); Mateu-Sbert et al. 2013.

Iuras et al. (2020) aplicaram modelos de regressão linear em pesquisa cujo objetivo foi determinar o impacto da indústria do turismo na quantidade de resíduos gerados na região de Ivano-Frankivsk (Ucrânia) entre os anos de 2000 e 2016. A variável dependente analisada pelos autores foi a quantidade de resíduos gerados (Y), sendo o número de turistas e excursionistas (X1), PIB per capita (X2) e população (X3) as variáveis independentes. Os autores dividiram a análise em três grupos:

- Quantidade de resíduos gerados entre os anos de 2000-2009, excluindo os gerados em domicílios
- Quantidade de resíduos gerados entre os anos de 2000-2016, incluindo os gerados em domicílios
- Quantidade de resíduos sólidos urbanos gerados entre os anos de 2000-2016

Como resultado, as variáveis independentes analisadas para o primeiro grupo de estudo apresentaram valores estatisticamente significativos em relação à variável dependente, tendo um R² calculado em 0,84, ou seja, em 84% das vezes a geração de resíduos depende da população, PIB per capita, quantidade de turistas e excursionistas. Para este grupo, foi proposto o seguinte modelo matemático (IURAS et al.,2020).

$$Y = 14,7 - 0,09X_1 - 1,10X_2 - 13,78X_3 \quad (\text{Equação 03})$$

Resultados semelhantes foram identificados entre os grupos 2 e 3, com as variáveis independentes tendo impacto significativo sobre a quantidade de resíduos gerados. O R² calculado para o grupo 2 foi de 0,64, já para o grupo 3 o R² foi de 0,669, sendo propostos os seguintes modelos estatísticos, respectivamente (IURAS et al., 2020):

$$Y = -46,0 + 0,06X_1 + 0,40X_2 + 46,61X_3 \quad (\text{Equação 04})$$

$$Y = -8,31 - 0,09X_1 - 0,22X_2 + 9,24X_3 \quad (\text{Equação 05})$$

Portanto, a geração de resíduos sólidos da região ucraniana de Ivano-Frankivsk é influenciada pelo número de turistas e excursionistas, PIB per capita e população.

Díaz-Farina et al. (2020) aplicaram um modelo de painel de dados para estimar a contribuição dos turistas na geração de resíduos sólidos urbanos da Ilha de Tenerife. A variável dependente analisada é a geração de resíduos sólidos expressa em toneladas, tendo como variáveis independentes a geração de resíduos recicláveis, população residente, renda, idade média da população residente, número de empregos em alojamentos, número de empregos no setor de alimentos e bebidas, número de empregos no setor de atacado, varejo e no setor de saúde (DÍAZ-FARINA et al. 2020).

Como resultado, Díaz-Farina et al. (2020) apontam que o tipo de município é um fator relevante em relação à geração de resíduos sólidos, sendo grande municípios turísticos maiores geradores em comparação à municípios residenciais. Dessa forma, variáveis econômicas, como o número de empregos nos setores de hospedagem, alimentação e bebidas, são estatisticamente significativos para a geração de resíduos sólidos urbanos. Assim, os autores determinam que um emprego adicional no setor de alojamento acarreta em acréscimo de $1,53 \text{ kg.dia}^{-1}$ na geração de resíduos sólidos urbanos, já um emprego adicional no setor de alimentos e bebidas é responsável pelo acréscimo de $1,59 \text{ kg.dia}^{-1}$ de resíduos sólidos urbanos.

Em relação a utilização de modelos para a análise da geração de resíduos sólidos no setor do turismo, Arbulú et al. (2015) propuseram quatro modelos de mínimos quadrados generalizados para analisar a relação EKC – Curva Ambiental de Kuznets entre a geração de resíduos sólidos urbanos e das características quantitativas e qualitativas do turismo, como o número de chegadas de turistas, e as despesas gastas por eles. A relação EKC tem a forma de um U invertido, e está relacionada ao fato de que a qualidade ambiental inicialmente piora, mas acaba melhorando com o aumento da renda. Desta forma, os modelos propostos foram os seguintes:

- Modelo N° 1: estabelecido pela regressão da geração de resíduos sólidos urbanos no PIB per capita e PIB per capita ao quadrado, a fim de testar a hipótese da EKC
- Modelo N° 2: estende o modelo N° 1 incluindo variáveis explicativas adicionais para capturar diferenças entre os países
- Modelo N° 3: O Modelo N° 2 é estendido para incluir as variáveis qualitativas e quantitativas de turismo (chegadas de turismo receptivo e despesas turísticas por índice turístico)

- Modelo N° 4: considera a regressão da geração de resíduos sólidos no PIB per capita e inclui as variáveis quantitativas e qualitativas

Os modelos propostos por Arbulú et al. (2015) foram aplicados para 32 países europeus, utilizando a geração per capita de resíduos sólidos como variável dependente. As variáveis independentes analisadas foram o PIB per capita, chegadas de turistas, despesas turísticas, porcentagem de exportações e importações em relação ao PIB, taxa de desemprego, educação, população rural e eficácia do governo.

Como resultado, Arbulú et al. (2015) mostram que os quatro modelos apresentaram uma relação EKC entre a renda per capita e a geração de resíduos sólidos urbanos e um efeito significativo do turismo na geração de resíduos. A relação EKC também mostrou que nos países em desenvolvimento, a consciência dos problemas ambientais é menor, ou as tecnologias verdes não estão disponíveis como nos países desenvolvidos, causando um aumento na degradação ambiental com o aumento na renda per capita.

Em pesquisa cujo objetivo foi estimar o impacto da população turística na geração de resíduos sólidos urbanos da Ilha de Minorca (Espanha), entre os anos de 1998 e 2010, Mateu-Sbert et al. (2013) aplicaram dois modelos de regressão dinâmica, tendo a geração de RSU como variável dependente e as populações turísticas e residentes como variáveis independentes. Como resultado, os autores apresentaram o seguinte modelo:

$$\begin{aligned} \ln \left(\frac{MSW_t}{Pr_t} \right) = & -2,888 + 0,109 * SMR + 0,249 + \ln \left(\frac{Ptur_t}{Pr_t} \right) - 0,109 * \\ & \ln \left(Ptur_{t-1} - (Pr_{t-1})^{\frac{1}{2}} \right) + 0,504 * \ln (MSW_{t-1} * (Pr_{t-1})^{\frac{1}{2}}) \end{aligned} \quad \text{(Equação 06)}$$

Sendo:

- Msw: Geração de resíduos sólidos (kg)
- SMR: Variáveis dummy para a estação do verão
- Ptur: População turística
- Pr: População residente

O modelo determinado pelos autores mostra que as variáveis independentes são estatisticamente significativas sobre a geração de resíduos sólidos urbanos na Ilha de Minorca. Este modelo estima que entre os anos de 1998 e 2010, o aumento de 1% na

população turística reflete em um aumento de 0,282% na geração de resíduos sólidos urbanos ao longo de todo o ano, ou seja, 1,31 kg.dia⁻¹ a mais, enquanto que o aumento de 1% na população residente corresponde a um aumento de 0,718% na geração de resíduos, uma taxa de 1,49 kg.dia⁻¹. Em relação aos resíduos secos, como papel, plástico e alumínio, os autores mostram que o aumento de 1% na população turística acarreta em um aumento de 0,232% na geração destes resíduos (MATEU-SBERT et al., 2013).

Expandindo a pesquisa de Mateu-Sbert et al. (2013) para toda a Região turística das Ilhas Baleares, Espanha, Estay-Ossandon e Nieto (2018) aplicaram um modelo econométrico e em seguida utilizaram da análise de cenários para estimar a evolução da geração de resíduos sólidos urbanos na Região até o ano de 2030 por meio de um modelo dinâmico de sistemas.

A variável dependente da pesquisa foi a geração de resíduos sólidos urbanos (toneladas/ano) e as variáveis independentes foram as seguintes: B1= População residente (habitante/ano); B2= PIB per capita (euros/habitante/ano); B4= População turística (população equivalente de turistas/ano); B9= Nível de escolaridade; B10= Número de empresas (número de empresas registradas/ano); B11= Número de casas (número de casas habitadas/ano). Deste modo, o modelo econométrico proposto por Estay-Ossandon e Nieto (2018) tem a seguinte forma:

$$MSW_g = B0 + B1 * 1,194 + B2 * 1,312 + B4 * 1,712 + B9 - 0,136 + B10 * 0,679 + B11 * 0,736 + \eta \quad (\text{Equação 07})$$

Para o modelo dinâmico foram analisadas as variáveis de tamanho da população residente e turística, o aumento do PIB per capita e os tipos de coleta de resíduos sólidos. Dessa forma, Estay-Ossandon e Nieto (2018) avaliaram seis cenários, como segue:

- Cenário Base: A gestão de resíduos sólidos urbanos é mantida como está (2014) até o ano de 2030
- Cenário 01: Analisa a influência de possíveis aumentos da população residente e turística na geração de resíduos sólidos urbanos
- Cenário 02: Estuda a influência do aumento do PIB per capita na geração de resíduos sólidos urbanos
- Cenário 03: Avalia o aumento da taxa de coleta seletiva no envio de resíduos para unidades de disposição final

- Cenário 04: Analisa a influência da implantação de um sistema de reciclagem dos resíduos orgânicos
- Cenário 05: Avalia o aumento da taxa de incineração no envio de resíduos para unidades de disposição final

Como resultado, o modelo econométrico determinou que a população turística, a população residente e o PIB per capita são as variáveis com maiores influências sobre a geração de resíduos sólidos urbanos na Região das Ilhas Baleares, de modo que um turista adicional acarreta no aumento de $1,78 \text{ kg.dia}^{-1}$ de RSU. Já um residente adicional provoca o aumento de $1,29 \text{ kg.dia}^{-1}$ na geração de RSU, por outro lado, o aumento de 1% do PIB per capita causa o aumento de $0,51 \text{ kg.dia}^{-1}$ de resíduos (ESTAY-OSSANDON; NIETO, 2018).

Os resultados obtidos através do modelo dinâmico confirmaram a afirmação de que a população turística possui maior influência na geração de resíduos sólidos em relação à população residencial, já que o aumento anual de 2,5% da população turística corresponde a um aumento de 37,5% na geração RSU para o ano de 2030, em comparação ao ano de 2014. Em relação ao PIB per capita, uma taxa de crescimento anual de 1,47% acarreta em uma geração de resíduos sólidos 15% maior em 2030 em relação ao ano cenário base de 2014 (ESTAY-OSSANDON; NIETO, 2018).

Assim sendo, caracterizar e quantificar os resíduos gerados no setor hoteleiro através de modelos estatísticos pode colaborar com os órgãos responsáveis pela gestão dos resíduos sólidos para que os mesmos incluam os estabelecimentos comerciais nos diagnósticos oficiais.

2.5 FERRAMENTAS DE APOIO À DECISÃO PARA A GESTÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS

Os resíduos orgânicos (RO) representam grande parte dos resíduos sólidos urbanos (RSU) produzidos em todo o mundo, sendo responsáveis por mais de 50% dos RSU gerados em diversas regiões, como o Oriente Médio/Norte da África, e do Sul da Ásia, América Latina/Caribe e na África Subsaariana (KAZA; BHADA-TATA, 2018; UNEP, 2018).

De acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA), as fontes de geração de resíduos orgânicos podem ser definidas como residencial, industrial, comercial, varejo, hospitalidade e institucional (EPA, 2022). Dessa forma, percebe-se que potenciais grandes produtores de resíduos podem contribuir de forma significativa para a geração de resíduos orgânicos. Neste contexto, segundo a Agência Francesa de Meio Ambiente e Gestão de Energia (ADEME), a indústria agroalimentar, o comércio e varejo, restaurantes, bares e meios de hospedagem, feiras livres e supermercados, e a manutenção de espaços verdes, são alguns possíveis grandes produtores de resíduos orgânicos (ADEME, 2011).

O sector da hotelaria pode ser uma fonte significativa de produção de RSU (EPA, 2022; ADEME, 2011). Nesse sentido, como discutido na seção 3.3, o gerenciamento inadequado dos resíduos sólidos hoteleiros pode influenciar na gestão dos resíduos sólidos urbanos. Ademais, em termos de composição, os resíduos orgânicos constituem a maior parte dos resíduos gerados pelos meios de hospedagem, representando mais de 50% da geração total de resíduos sólidos (QUARESMA et al., 2021; SPEIER et al., 2019; PHU et al., 2018; HOANG et al., 2017).

Assim, o aterro sanitário é um dos métodos centralizados mais comumente utilizados de disposição de resíduos orgânicos ao redor do mundo EPA, 2022; UNEP, 2018; Kaza; BHADA-TATA. (2018). Contudo, a disposição de resíduos orgânicos em lixões ou em aterros sanitários, sem a devida recuperação energética ou material, acarreta em diversos impactos sociais, ambientais e econômicos, principalmente a partir da emissão do gás metano (CH₄), um poderoso GHG, da contaminação de águas subterrâneas pelo lixiviado, e às consequências trazidas para o bem-estar e saúde humana. (GOSH et al., 2023 ; MOR ; RAVINDRA, 2023 ; SINGH et al., 2021; UNEP, 2018 ; NAVEEN et al., 2017).

Neste sentido, Naveen et al., 2017 comprovam que o lixiviado oriundo do aterro sanitário é um importante contaminante das águas subterrâneas, causando impactos no

desenvolvimento da biota, provocado pelas altas concentrações de sólidos totais, além de impactos na saúde humana, decorrentes das elevadas concentrações de cloreto e metais pesados, causadores de diversas doenças (GOSH et al, 2023; NAVEEN et al., 2017). Já Mor e Ravindra (2023) destacam os impactos sociais atrelados à disposição de resíduos sólidos em aterros sanitários, como o odor, a provocação de incêndios e explosões, a criação de assentamentos em aterros sanitários e os riscos provocados à saúde humana. Ademais, a UNEP (2018) mostra que a disposição de resíduos orgânicos em aterros sanitários, sem que haja a devida separação, reduz a qualidade dos resíduos recicláveis e dificulta a cadeia de reciclagem.

No entanto, a compostagem centralizada, e descentralizada, além da digestão anaeróbia, surgem como alternativas para a destinação ambientalmente adequada dos resíduos orgânicos (BRASIL, 2010a). O tratamento destes resíduos através da compostagem) e/ou da digestão anaeróbia, em vez da deposição em aterro, é uma opção que causa menos impacto ambiental e proporciona a valorização material e energética dos resíduos orgânicos (GUILLAUME et al., 2023; RICHARD et al., 2021; WEIDNER et al., 2020).

Neste sentido, a compostagem pode ser definida como o processo de decomposição biológica dos resíduos orgânicos, realizado em condições aeróbias, por meio da ação de um conjunto diversificado de organismos (ABNT, 1996). Segundo relatado por Fan et al. (2017), a compostagem é caracterizada por ser uma ferramenta de baixo custo, sendo recomendada para o tratamento de resíduos orgânicos em países em desenvolvimento, tendo como produto final um composto orgânico que pode ser aplicado no solo para melhorar suas propriedades físicas, químicas e biológicas (SOARES et al., 2017).

De acordo com Martinez-Blanco et al; (2010), as principais vantagens da compostagem centralizada se relacionam com um maior controle sobre o processo e o tratamento dos gases emitidos. Corroborando os autores, Onwosi et al. (2017) destacam a boa relação custo-benefício da compostagem e sua capacidade de mitigar a emissão de GHG em relação aos aterros sanitários.

A digestão anaeróbia pode ser definida como um tratamento biológico para a estabilização da matéria orgânica, sendo realizada na ausência de oxigênio (MATA-ALVAREZ et al., 2014). Franco et al. (2018) apontam que a digestão anaeróbia é uma excelente alternativa para o tratamento de resíduos orgânicos, sejam eles de origem agrícola, agroindustrial ou resíduos sólidos urbanos. Os autores ainda completam que a

digestão anaeróbia atua tanto no tratamento de resíduos orgânicos, como na produção de energia renovável.

Dessa forma, durante a digestão anaeróbia ocorre a conversão da matéria orgânica em biogás, permitindo a valorização energética dos resíduos orgânicos. O biogás produzido através da digestão anaeróbia pode ser utilizado para gerar energia, seja eletricidade, calor ou combustível, obtendo ganhos econômicos, ambientais e sociais (SCARLAT et al., 2018; CAPSON-TOJO et al., 2017). Portanto, as principais vantagens da digestão anaeróbia estão relacionadas ao aproveitamento do biogás, e a minimização dos impactos sociais e ambientais causados pela disposição incorreta dos resíduos orgânicos em lixões ou aterros sanitários (LEITE et al., 2003).

Como alternativa ou complemento aos sistemas centralizados, a gestão descentralizada de resíduos orgânicos é caracterizada por seu trabalho em rede, sendo operada em residências, bairros, ou atividades econômicas (ADEME, 2015). O objetivo da gestão descentralizada é valorizar os resíduos orgânicos e desviá-los dos sistemas centralizados, como a compostagem em escala industrial e os aterros sanitários (PAI et al., 2019; BHAVE et al., 2019). Assim, a gestão descentralizada permite a redução do transporte dos resíduos orgânicos e sua disposição em sistemas centralizados, e por consequência a redução dos custos relacionados a essas atividades (CESER, 2017).

A compostagem descentralizada pode ser definida como uma classe de tratamento descentralizado de resíduos orgânicos que dispõe de instalações relativamente pequenas e capazes de reciclar, aproximadamente, 10 toneladas/ano de resíduos. (BORTOLOTTI; et al., 2018). Quando aplicada por atividades econômicas, o estabelecimento assume a responsabilidade da valorização do seu resíduo orgânico, substituindo o prestador de serviço municipal, trazendo benefícios ecológicos, econômicos e sociais. (PAI et al., 2019; LIMA et al., 2018; ADEME, 2015).

Diante deste contexto, se faz necessário compreender os impactos causados pelos sistemas convencionais de disposição de resíduos orgânicos, como os aterros sanitários, e analisar cenários alternativos para a gestão destes resíduos, como a compostagem e a digestão anaeróbia. Neste sentido, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) apresenta-se como uma importante ferramenta de gestão ambiental, sendo capaz de conectar materiais, recursos e fluxos de resíduos com possíveis impactos ambientais, analisar e comparar cenários alternativos para o gerenciamento de resíduos sólidos, e apoiar as organizações governamentais na tomada de decisão e no planejamento de ações (ROTTHONG et al., 2023; CHAZIRAKIS et al., 2022; BIANCINI et al., 2022).

Assim, essa seção abordará a utilização da avaliação do ciclo de vida como uma ferramenta de apoio à decisão para a gestão dos resíduos sólidos urbanos, com foco na gestão e valorização dos resíduos orgânicos, através da análise da disposição destes resíduos em aterros sanitários, em comparação com sua destinação para compostagem centralizada, compostagem descentralizada e digestão anaeróbia.

2.5.1 Avaliação do ciclo de vida

A Norma NBR ABNT ISO 14044/2009 define a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) como sendo uma avaliação das entradas, saídas e os potenciais impactos ambientais de um produto ao longo de seu ciclo de vida. Dessa forma, a ACV pode abordar os potenciais impactos ambientais positivos e negativos de um produto, do início do seu ciclo de vida, ou seja, a partir da aquisição da matéria-prima, passando pela sua produção e consumo, e pelo fim de vida, seja por meio do tratamento, reciclagem ou descarte final (ABNT, 2009).

Assim, ainda de acordo com a NBR ABNT ISO 14044/2009, a análise do ciclo de vida pode ser utilizada para auxiliar na identificação de oportunidades para melhorar o desempenho ambiental de um produto, na seleção de indicadores de desempenho ambiental, no fornecimento de informações aos tomadores de decisão e no planejamento estratégico de um produto ou processo (ABNT, 2009).

Corroborando a afirmação anterior Coelho Filho et al. (2016) relatam que os principais objetivos da avaliação do ciclo de vida estão relacionados a melhoria do desempenho ambiental de um determinado processo produtivo, além de contribuir para a formação de critérios e requisitos de sustentabilidade, podendo ser utilizados na política pública, fornecendo uma base científica para a implantação de normas e regulamentações. Neste sentido, a ACV possui quatro etapas, sendo elas (ABNT, 2009):

- Definição de objetivo e escopo: Define o limite do sistema e o nível de detalhamento de uma ACV;
- Análise de inventário: Coleta de dados necessários para atender aos objetivos do estudo;
- Avaliação de impactos ambientais: Fornece informações para avaliar os resultados de uma ACV;
- Interpretação: Os resultados da ACV são resumidos e discutidos, sendo base para conclusões, recomendações e tomadas de decisão.

A avaliação do ciclo de vida aplicada na análise do gerenciamento de resíduos sólidos permite a apreciação de cenários futuros, orientando os tomadores de decisão sobre quais medidas podem ser adotadas para o gerenciamento adequado (MERSONI; REICHERT, 2017). Desta forma, de acordo com Karmperis et al. (2013) as principais vantagens da ACV na análise de sistemas de gestão de resíduos sólidos estão relacionadas à possibilidade de comparação de diversos cenários, quantificação das emissões de gases de efeito estufa, além da estimativa dos efeitos decorrentes do consumo de materiais sobre os seres humanos e ecossistemas.

Deste modo, a ACV aplicada no gerenciamento de resíduos sólidos deverá analisar os potenciais impactos do ciclo de vida da geração ao descarte destes materiais no meio ambiente (KHANDELWALA et al., 2019). Nos últimos anos diversos autores estão utilizando a ACV como meio de analisar cenários de gerenciamento de resíduos sólidos, como por exemplo: Hupponen et al. (2023), Ferronato et al. (2023), Chazirakis et al. (2023) e Guillaume et al. (2023). Assim, a Tabela 5 exhibe pesquisas realizadas entre os anos de 2018 e 2023 cujos autores utilizaram a ACV como método para avaliar os impactos ambientais de diferentes sistemas de gestão de resíduos sólidos.

Assim, de acordo com a Tabela 5, entre os estudos que utilizam a ACV como ferramenta de apoio à decisão para analisar a gestão de resíduos sólidos, os métodos de avaliação de impacto constantemente utilizados são o CML e o ReCiPe, sendo o CML identificado em estudos realizados em Lappeenranta, Finlândia (Hupponen et al., 2023), João Pessoa, Brasil (Ibáñez-Forés et al., 2021; Ibáñez-Forés et al., 2018), Itália (Biancini et al., 2022; De Boni et al., 2022), Brasília, Brasil (Silva et al., 2021), Sorocaba, Brasil (Paes et al. 2018), São Paulo, Brasil (Liikanen et al., 2018). Assim, há uma predominância na escolha do método CML para estudos realizados no Brasil.

Em relação às categorias de impacto analisadas, observa-se que o aquecimento global, a depleção abiótica, a depleção da camada de ozônio, a toxicidade humana, a acidificação, a eutrofização e a formação de foto-oxidantes são as mais aplicadas, sendo utilizadas por Hupponen et al. (2023), Ferronato et al. (2023), Guillaume et al. (2023), Rotthong et al. (2023) e Biancini et al. (2022), por exemplo.

Tabela 5 - Revisão das publicações sobre a aplicação da metodologia ACV ao gerenciamento de resíduos sólidos

Autores	Localização	Métodos	Resíduo	GW	AD	OLD	HT	AC	ET	POF	ME	FWAE	PMF	HH
Hupponen et al. 2023	Lappeenranta (Finlândia)	CML	RSU	x										
Ferronato et al. 2023	Itália	Impact 2002 +	RO	x		x			x					
Chazirakis et al. 2023	Chania (Grécia)	ReCiPe	RSU											x
Guillaume et al. 2023	Praga (República Tcheca)	Footprint	RO	x	x				x	x		x	x	
Rotthong et al. 2023	Tailândia	IMPACT World+	RO	x		x		x	x	x				
Angouria-Tsorochidou et al. (2022)	Lyon (França)	ReCiPe	RO	x	x			x	x			x		
Biancini et al. 2022	Itália	CML	RSU	x	x	x	x		x	x	x			
De Boni et al. 2022	Itália	CML	RO	x										
Ibáñez-Forés et al. 2021	João Pessoa (Brasil)	CML	RSU	x	x	x		x	x	x				
Silva et al., 2021	Brasília (Brasil)	CML	RSU	x	x									
Richard et al. 2021	Arusha (Tanzânia)	ReCiPe	RSU	x			x	x	x	x	x	x	x	
ADEME, 2021	França	Footprint	RO	x	x	x		x	x	x				
Weidner et al. 2020	Porto (Portugal)	-	RO	x										
Deus et al. 2020	São Paulo (Brasil)	(WARM)	RSU	x	x									
Paes et al. 2020	Sorocaba (Brasil)	ReCiPe	RSU	x			x	x	x				x	
Ardolino et al. 2020	-	-	RO	x	x									
Meyer et al. 2020	Alemanha	ReCiPe	RO	x	x		x						x	
Tonini et al. 2020	Amsterdan (Holanda)	Footprint	RO	x	x		x		x				x	
Zeller et al. 2020	Bruxelas (Bélgica)	ReCiPe	RO	x	x									x
Paes et al. 2018	Sorocaba (Brasil)	CML	RSU	x			x	x	x					
Coelho; Lange (2018)	Rio de Janeiro (Brasil)	CML	RSU	x	x		x	x	x	x				
Ibáñez-Forés et al. 2018	João Pessoa (Brasil)	CML	RSU	x		x	x	x	x	x				
Liikanen et al. 2018	São Paulo (Brasil)	CML	RSU	x				x	x					

GW: aquecimento global; AD: depleção abiótica; OLD: destruição da camada de ozônio; HT: toxicidade humana; AC: acidificação; ET: eutrofização; POF: formação de foto-oxidantes; ME: ecotoxicidade

marinha; FWAE: Ecotoxicidade aquática em água doce; PMF: formação de materiais particulados; HH: Saúde humana.

Ainda segundo a Tabela 5 autores como Chazirakis et al. (2023), Hupponen et al. (2023), Biancini et al. (2022) e Ibáñez-Forés et al. (2021) utilizaram a ACV para analisar cenários de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos. Por outro lado, Guillaume et al. (2023), Rotthong et al. (2023), De boni et al. (2022), Angouria-Tsorochidou et al. (2022) Ademe (2021), Ardolino et al. (2020), Meyer et al. (2020), Zeller et al. (2020), Tonini et al. (2020) e Weidner et al. (2020) analisaram especificamente cenários de gestão para os resíduos orgânicos.

Assim, de acordo com Rotthong et al. (2023), os sistemas centralizados são aqueles com maiores impactos ambientais, enquanto que a descentralização do tratamento do resíduo orgânico auxilia na produção de menores impactos ambientais, devido à redução do consumo de energia e a menor quantidade de resíduos transportados. Corroborando os autores, De Boni et al. (2022) apontam que as emissões de GEE de uma usina de compostagem centralizada é menor em relação aos impactos decorrentes da disposição de resíduos orgânicos em aterros sanitários.

No entanto, Martinez-Blanco et al. (2010) mostram que para as categorias aquecimento global, acidificação e eutrofização, a compostagem descentralizada apresenta maiores impactos em comparação com a compostagem centralizada. Corroborando os autores supracitados, Weidner et al. (2020) afirmam que as emissões de gases de efeito estufa da compostagem descentralizada são superiores quando comparadas com a compostagem centralizada, particularmente as emissões de metano e óxido nitroso (TONINI et al. (2020). As emissões superiores de GEE em sistemas descentralizados podem ser oriundas da falta de controle existentes nestes processos, como os biofiltros, como explicam Zeller et al. (2020), apontando que em sistemas descentralizados as emissões diretas de GEE correspondem a até 87% dos impactos relacionados ao aquecimento global, enquanto que para sistemas centralizados esta contribuição é de até 35%.

Weidner et al. (2020) mostram que devido à valorização energética e material do resíduo orgânico, a digestão anaeróbia é capaz de reduzir em 105% as emissões de GHG em comparação com as emissões oriundas da disposição dos resíduos em aterro sanitário, enquanto que para a compostagem centralizada e descentralizada essa redução é de 76% e 83%, respectivamente. Concordando os autores Guillaume et al. (2023) evidenciam que

devido à valorização energética, a digestão anaeróbia apresenta os maiores impactos evitados, em comparação com a compostagem industrial.

Comparando especificamente a compostagem centralizada e descentralizada com a digestão anaeróbia, o estudo “Impacts environnementaux de filières de traitements biologiques des déchets alimentaires: compostages et méthanisations” produzido por ADEME (2021) concluiu que a compostagem descentralizada apresenta os menores impactos produzidos para todos os indicadores analisado, como o aquecimento global, destruição da camada de ozônio, acidificação e eutrofização. Este resultado pode ser explicado, dentre outros motivos, pela ausência de coleta e transporte dos resíduos orgânicos, excluindo assim os impactos causados por essa atividade (ADEME, 2021).

No que diz respeito a compostagem centralizada e digestão anaeróbia, a primeira apresentou impactos produzidos mais significativos em 62% dos indicadores analisados, sendo eles: destruição da camada de ozônio, formação fotoquímica de ozônio, eutrofização de água doce, consumo de energia e esgotamento dos recursos minerais. Estes impactos são resultantes principalmente do consumo de energia para operação da usina centralizada (ADEME, 2021).

Já a digestão anaeróbia apresentou impactos produzidos mais significativos nas seguintes categorias: mudanças climáticas, acidificação e eutrofização de água salgada, que são oriundos principalmente da emissão de metano durante o processo de digestão, da emissão de amônia e nitrato proveniente da utilização do digerido como composto orgânico (ADEME, 2021). Este resultado corrobora Meyer et al. (2020) que apontam a emissão de amônia como principal contribuinte para os impactos da digestão anaeróbia relacionados à acidificação. Ademais, Angouria-Tsorochidou et al. (2022) explicam que a emissão de metano, além do consumo de energia, são as atividades que mais contribuem para os impactos relacionados ao aquecimento global.

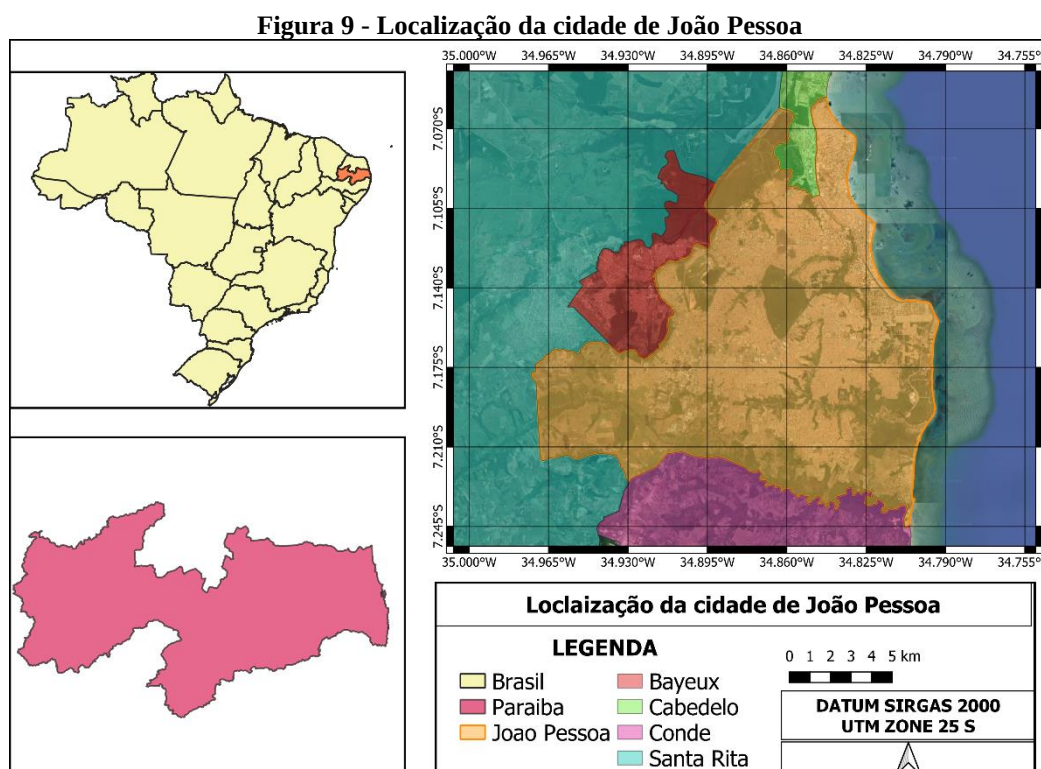
Além de apresentar os menores impactos produzidos, segundo a Ademe (2021), a digestão anaeróbia também dispõe dos maiores impactos evitados, ou seja, dos maiores benefícios decorrentes da valorização dos resíduos orgânicos, com exceção do indicador de aquecimento global, em que a compostagem centralizada apresenta mais vantagens. Segundo Ardolino et al. (2020), os impactos evitados decorrentes da digestão anaeróbia e que se referem ao aquecimento global são oriundos sobretudo da redução da emissão de dióxido de carbono e óxido nitroso. Ademais, os autores completam que a valorização energética dos resíduos orgânicos permite a redução da utilização de gás natural e do

carvão, resultando em impactos evitados relacionados ao consumo de combustíveis fósseis (ARDOLINO et al., 2020).

Portanto, é fundamental que haja avanços na direção da implantação de uma separação na fonte dos resíduos gerados, tendo como objetivo a coleta segregada dos resíduos orgânicos, a fim de obter sua valorização material ou energética, além de reduzir os impactos ambientais decorrentes de sua disposição em aterros sanitários. Neste sentido, as vantagens da segregação e coleta separada dos resíduos orgânicos na fonte são inúmeras, como relatado por ADEME (2020): desvio dos resíduos orgânico do fluxo de resíduos destinados ao sistema de destinação final; redução da quantidade de resíduos sólidos tratados pelo município em aterros sanitários, valorização material e energética, e aumento da qualidade dos resíduos recicláveis.

3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Esta pesquisa foi realizada no município de João Pessoa, capital do estado da Paraíba, localizada na Região Nordeste do Brasil. O município faz fronteira ao norte com o município de Cabedelo e ao Sul com município do Conde, além dos municípios de Bayeux e Santa Rita, como ilustra a Figura 9.

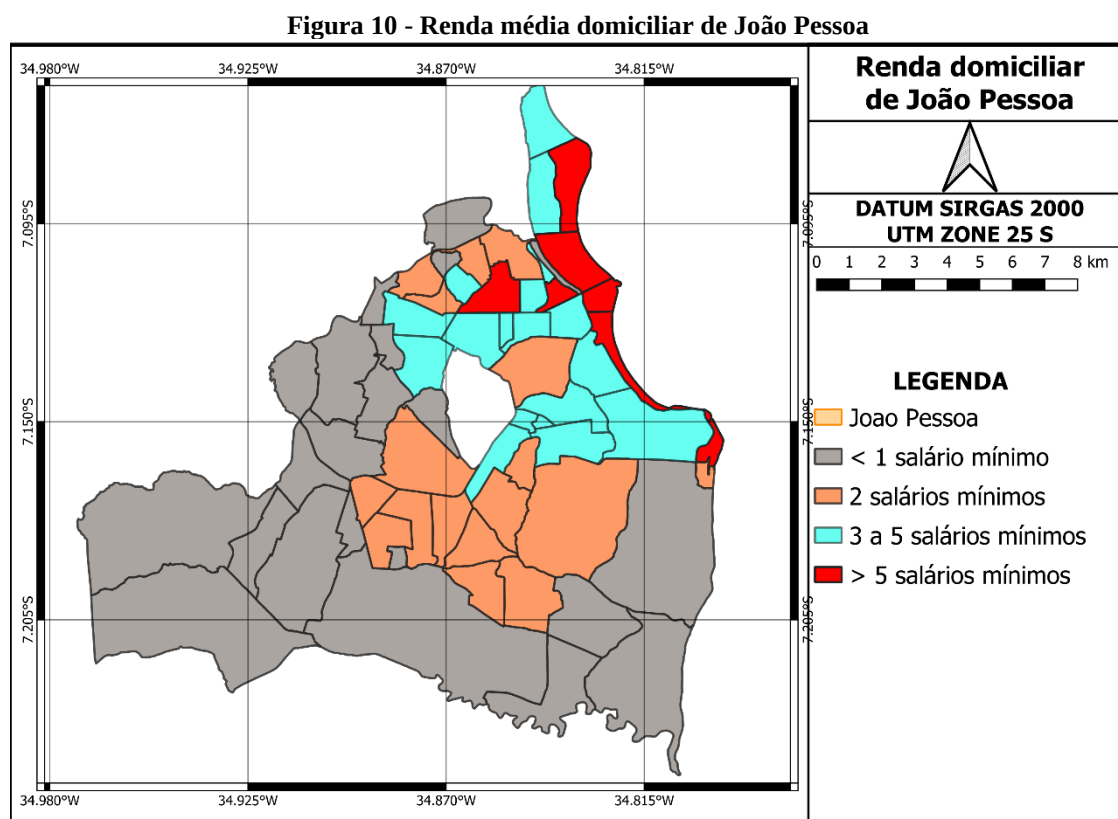


Fonte: Elaborado pelo autor

De acordo com a classificação climática de Köppen-Geige, João Pessoa se enquadra como uma cidade de clima tropical úmido (EMBRAPA, 2018). Assim, o município apresenta temperaturas mais elevadas entre os meses de dezembro e abril, e mais baixas entre os meses de junho e setembro (INMET, 2022).

Segundo o censo demográfico de 2022, João Pessoa possui uma população de 833.932 habitantes. A área total da cidade é estimada de 210,04 km². Assim, a densidade demográfica de João Pessoa, para o ano de 2022, é estimada em 3970,27 hab.km⁻² (IBGE, 2024). Em relação aos aspectos econômicos, em 2021 o salário médio mensal dos trabalhadores foi estimado em 2,6 salários mínimos. Além disso, o PIB per capita anual foi estimado em R\$ 26.936,78, sendo o oitavo maior PIB per capita do Estado da Paraíba, estando atrás das cidades de Alhandra, Conde, Cabedelo, Guarabira, São João do Sabugi, Boa Vista e Mataraca (IBGE, 2024).

A renda domiciliar média de João Pessoa é de R\$ 2613, 92. Contudo, como ilustra a Figura 10, a cidade apresenta grande desigualdade na distribuição de renda domiciliar, visto que 11% dos bairros apresentam renda superior a cinco salários mínimos, como os bairros litorâneos do Cabo Branco, Tambaú, Jardim Oceania e Manaíra, enquanto que 35% dos bairros apresentam renda domiciliar inferior a um salário mínimo (JOÃO PESSOA, 2021).



Fonte: Elaborado pelo autor. Plano diretor de João Pessoa (JOÃO PESSOA, 2021)

A gestão de resíduos sólidos em João Pessoa é de responsabilidade da Empresa Municipal de Limpeza Urbana (EMLUR), oferecendo os serviços de limpeza urbana, coleta de resíduos sólidos, transporte e disposição final. Neste sentido, a EMLUR é responsável pela coleta regular dos resíduos sólidos domiciliares, caracterizados por serem produzidos em imóveis e que possam ser acondicionados em sacos com um volume inferior à 100 litros (JOÃO PESSOA, 2016).

Caso os resíduos produzidos por agentes econômicos, como o setor hoteleiro, atividades recreativas, educacionais, bancárias e empresariais, não sejam de natureza perigosa, e no caso de João Pessoa seu volume seja inferior a 200 l.dia⁻¹, sua coleta e tratamento são de responsabilidade do município. Em caso de volume superior a 200 l.dia-

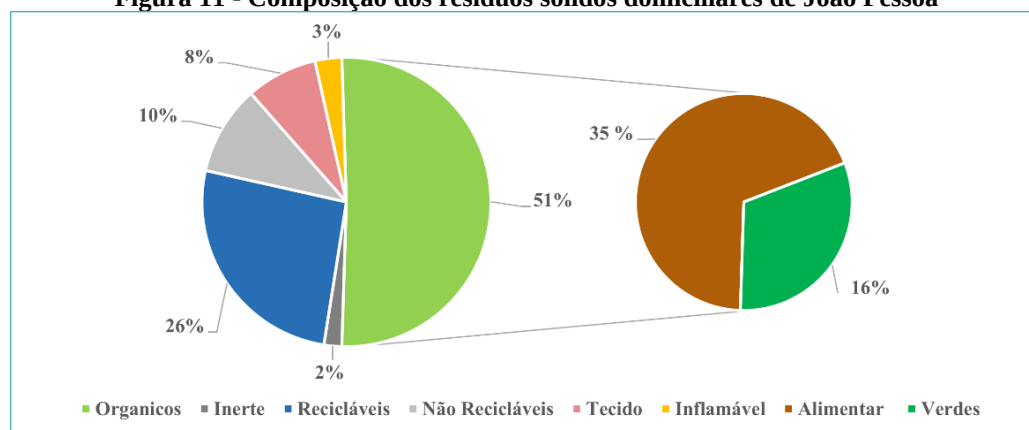
¹ os agentes econômicos podem se beneficiar dos serviços da EMLUR mediante a ao pagamento de uma taxa de coleta (JOÃO PESSOA, 2016, BRASIL, 2010a).

Segundo o Plano de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos de João Pessoa, o sistema integrado de destinação final de resíduos sólidos é composto por uma unidade de triagem de materiais recicláveis, uma unidade de poda e compostagem, uma unidade de tratamento de resíduos de serviços de saúde, uma unidade de tratamento de resíduos industriais e uma unidade de aterro sanitário (JOÃO PESSOA, 2014).

Neste sentido, o Aterro sanitário metropolitano de João Pessoa foi inaugurado no ano de 2003, sendo localizado na região metropolitana da cidade e projetado para uma vida útil de 21 anos, recebendo resíduos sólidos de seis cidades: Alhandra, Santa Rita, Conde, Cabedelo Bayeux e João Pessoa (JOÃO PESSOA, 2014). Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (BRASIL, 2023a), entre os anos de 2011 e 2021 o aterro sanitário metropolitano de João Pessoa recebeu 5.075.361,40 de toneladas de resíduos sólidos, sendo 82% provenientes da cidade de João Pessoa. Do total de resíduos dispostos no aterro sanitário, 71% correspondem à resíduos sólidos domiciliares e resíduos sólidos de limpeza urbana (BRASIL, 2023a).

De acordo com o Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de João Pessoa, em 2013 a geração de resíduos domiciliares e de limpeza urbana da cidade foi estimada em aproximadamente 263 mil toneladas, com uma geração per capita de 0,94 kg.hab⁻¹.dia⁻¹. Dos resíduos domésticos produzidos, 51% são constituídos de resíduos orgânicos, enquanto que 26% são caracterizados como resíduos recicláveis. Como ilustra a Figura 11, dos resíduos orgânicos gerados, 35% são resíduos alimentares e 16% são resíduos verdes (JOÃO PESSOA, 2014).

Figura 11 - Composição dos resíduos sólidos domiciliares de João Pessoa



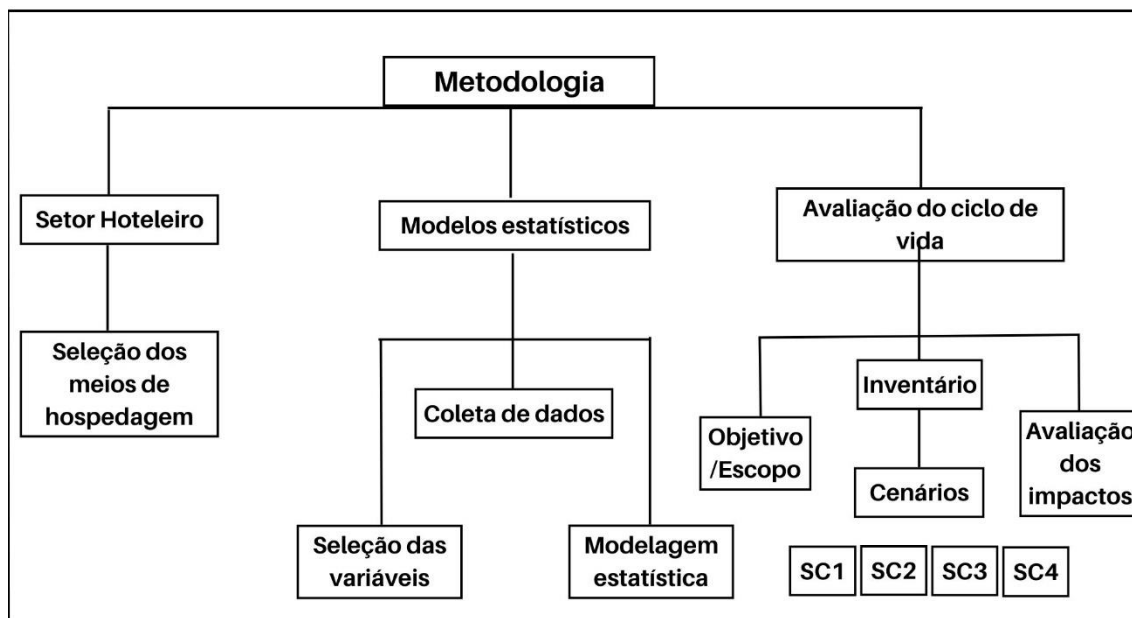
Fonte: Elaborado pelo autor. Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (João Pessoa, 2014)

Estes resíduos são dispostos no Aterro Sanitário Metropolitano de João Pessoa sem a devida separação na fonte de geração, apresentando uma não conformidade com a Política Municipal de Resíduos Sólidos da cidade que dispõe que os resíduos orgânicos devem ser segregados diretamente da fonte geradora dos demais resíduos recicláveis e não recicláveis, e serem destinados de forma ambientalmente adequada, como por exemplo para a compostagem (JOÃO PESSOA, 2016).

4 METODOLOGIA

A metodologia desta pesquisa está dividida em três seções, como ilustra a Figura 12. A primeira seção descreve o setor hoteleiro de João Pessoa e dispõe sobre aos critérios utilizados para a seleção dos meios de hospedagem analisados.

Figura 12 - Esquema metodológico das etapas da pesquisa



SC1: compostagem centralizada; SC2: digestão anaeróbia; SC3: compostagem centralizada + compostagem descentralizada; SC4: digestão anaeróbia + compostagem descentralizada

A segunda seção está relacionada aos modelos de regressão linear propostos para a estimativa da geração de resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiro. Desta forma, essa seção descreve os critérios adotados para a seleção das variáveis dependentes e independentes analisadas, assim como os métodos utilizados para a coleta de dados, os procedimentos estatísticos adotados para a validação dos modelos estatísticos, bem como o método aplicado para a estimativa da geração dos resíduos sólidos do setor hoteleiro.

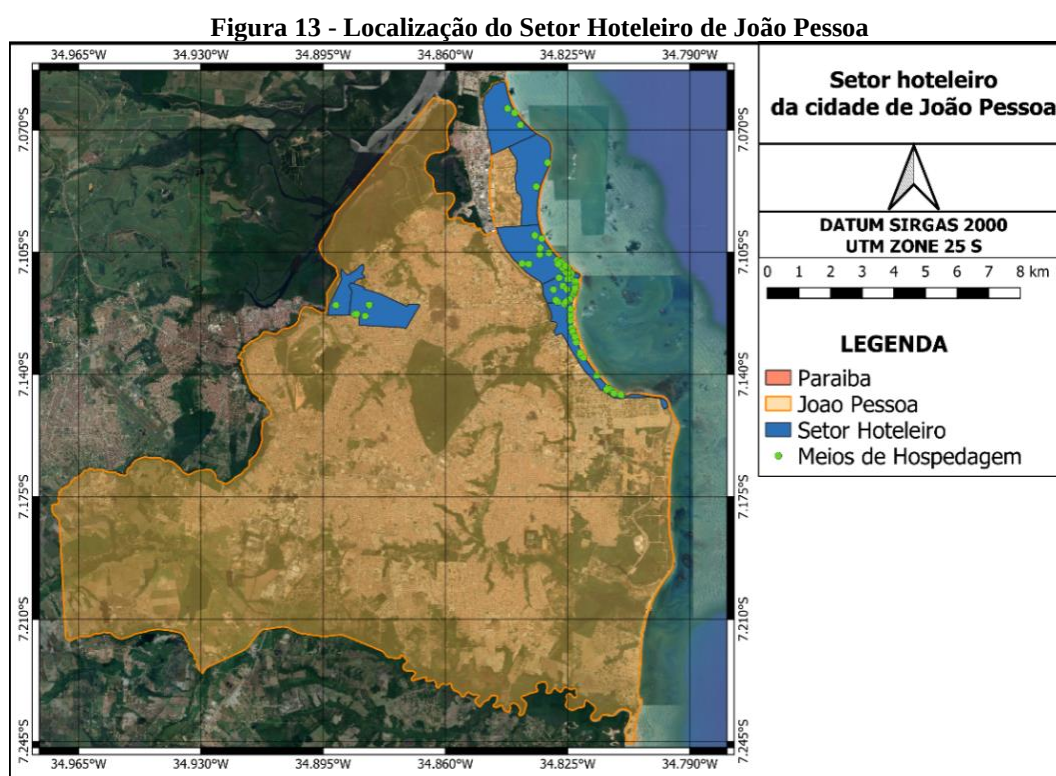
A terceira seção diz respeito a avaliação do ciclo de vida da gestão dos resíduos orgânicos provenientes do setor hoteleiro. Assim, nesta seção são definidos os objetivos e escopo da ACV, assim como são construídos os cenários analisados, abrangendo tratamentos centralizados e descentralizados, como o aterro sanitário, a compostagem e a digestão anaeróbia. Além disso, esta seção apresenta o método utilizado para a construção do inventário do ciclo de vida, que mescla dados primários, obtidos por meio de sistemas de informações geográficas, e dados secundários oriundos da literatura e da base de dados Ecoinvent 3.0.1. Por fim, é apresentado o método utilizado para a avaliação do impacto

do ciclo de vida, bem como as categorias de impacto analisadas e os procedimentos adotados para a análise de sensibilidade dos cenários propostos.

4.1 SETOR HOTELEIRO DE JOÃO PESSOA

A cidade de João Pessoa possui um litoral de aproximadamente 24 km de extensão, dividido em nove praias, sendo elas a praia do Bessa, Manaíra, Tambaú, Cabo Branco, Seixas, Penha, Jacarapé, Praia do Sol e Barra de Gramame. Assim, seu litoral é o maior atrativo turístico da cidade. Neste contexto, entre os anos de 2011 e 2016 o número de estabelecimentos de hospedagem cresceu aproximadamente 12% na capital paraibana (IBGE, 2017).

Em consulta realizada ao Cadastro Federal de pessoas físicas e jurídicas que atuam no setor de turismo (CADASTUR), e ao Cadastro de Prestadores de Serviços Turísticos da Paraíba em meados de 2022, foi constatado que o sistema hoteleiro de João Pessoa era composto por 72 meios de hospedagem (BRASIL, 2022c; PARAÍBA, 2022). Destes estabelecimentos, 95% estavam localizados nos bairros costeiros e mais ricos da cidade, como Tambaú, Bessa, Manaíra e Cabo Branco, enquanto que 5% estavam localizados no Centro de João Pessoa, como ilustra a Figura 13.



Fonte: Elaborado pelo autor

Portanto, estima-se que o setor hoteleiro de João Pessoa totaliza uma oferta de 4.222 quartos e aproximadamente 9 mil leitos, que variam de pequenos albergues com apenas quatro quartos até grandes hotéis com até 185 quartos (BRASIL, 2022c; PARAÍBA, 2022).

Entre os anos de 2016 e 2022, a ocupação média dos meios de hospedagem na cidade de João Pessoa variou entre 26,70% e 77,69%, e uma ocupação média de 61%. Os meses com as maiores ocupações do ano são os meses entre setembro novembro, e os meses de janeiro e de julho (PARAÍBA, 2022). Em decorrência da pandemia de COVID-19, não há dados referentes ao ano de 2020. Além disso, o ano de 2021 apresentou a menor ocupação média entre os anos de 2016 e 2022, como ilustra a Tabela 6. Portanto, a ocupação média adotada para análise nesta pesquisa é de 61% (PARAÍBA, 2022).

Tabela 6 - Ocupação média do setor hoteleiro de João Pessoa

Período	2016	2017	2018	2019	2021	2022
Janeiro	70,4%	69,7%	74,8%	77,8%	70,6%	77,4%
Fevereiro	61,0%	58,6%	63,0%	62,5%	60,5%	68,2%
Março	59,4%	59,9%	61,6%	65,0%	28,2%	68,8%
Abril	53,7%	54,8%	54,6%	54,8%	26,7%	65,4%
Maio	51,4%	54,4%	49,9%	50,3%	38,2%	56,2%
Junho	61,1%	59,5%	57,1%	56,7%	40,2%	53,9%
Julho	65,0%	61,5%	64,7%	62,1%	60,9%	69,2%
Agosto	58,7%	56,1%	55,5%	58,2%	56,2%	65,5%
Setembro	65,0%	60,4%	62,9%	61,1%	71,2%	68,5%
Outubro	65,0%	68,2%	61,9%	64,7%	73,8%	70,1%
Novembro	65,2%	71,5%	68,1%	63,3%	72,2%	70,4%
Dezembro	55,9%	63,0%	63,1%	59,3%	68,8%	63,2%
MÉDIA	61,0%	61,3%	61,4%	61,5%	55,6%	66,4%

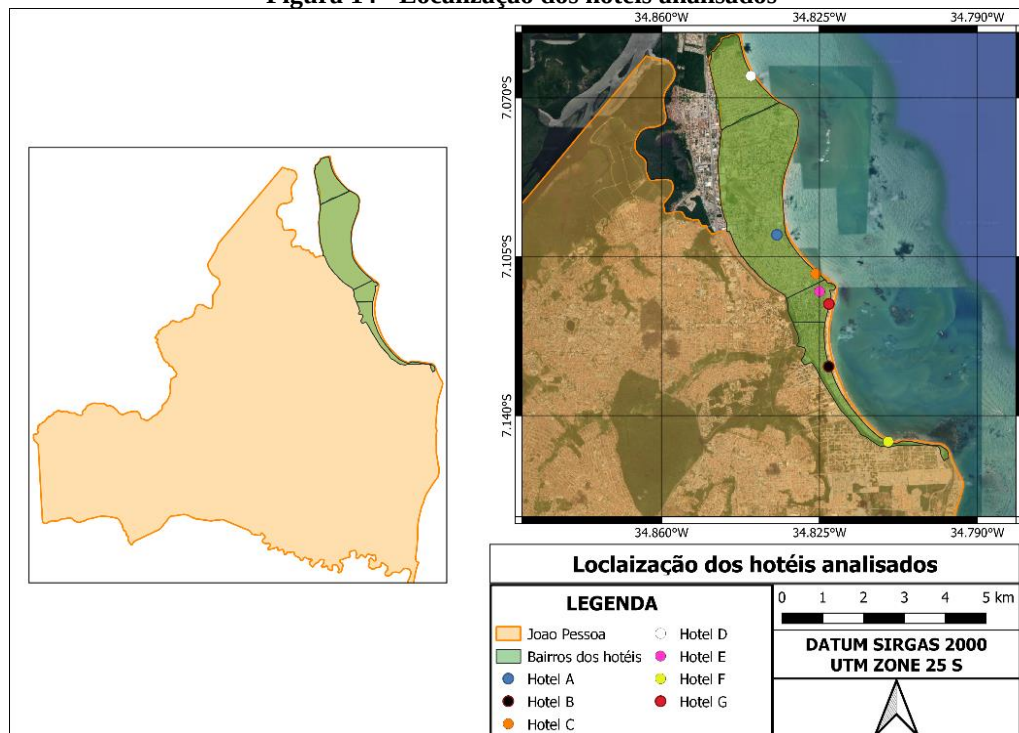
Fonte: Cadastro de Prestadores de Serviços Turísticos da Paraíba (PARAÍBA, 2022)

4.1.1 Seleção dos meios de hospedagem analisados

O objeto de estudo desta pesquisa refere-se a sete meios de hospedagem, que correspondem a aproximadamente 10% do total de estabelecimentos hoteleiros da cidade de João Pessoa. Estes hotéis foram selecionados de acordo com o seu número de quartos, visando representar a oferta hoteleira em três tipologias: pequeno, médio e grande porte, como recomendado por Phut et al. (2018) e ilustrado na Tabela 7. Os estabelecimentos-alvo da pesquisa localizam-se na zona costeira da cidade, divididos entre os bairros do Bessa, Cabo Branco, Tambaú e Manaíra, como ilustra a Figura 14.

Tabela 7 - Classificação dos meios de hospedagem quanto ao número de quartos

Tipologia	Descrição	Quantidade total de meios de hospedagem	Proporção	Número de amostras
Grande porte	> 110 quartos	9	12,5%	2
Médio porte	50 - 110 quartos	27	37,5%	4
Pequeno porte	< 50 quartos	36	50%	1
TOTAL		72		7

Figura 14 - Localização dos hotéis analisados

Fonte: Elaborado pelo autor

4.2 MODELOS PARA A ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DO SETOR HOTELEIRO

4.2.1 Variáveis consideradas para a elaboração dos modelos estatísticos

Seguindo a literatura (Diaz-Farina et al., 2023; Camilleri-Fenech et al., 2020; Abdulredha et al., 2018; Phu et al., 2018; Hoang et al., 2017; Ball; Taleb, 2011), foram avaliadas as seguintes variáveis independentes: o número de quartos (N_q), o número de leitos (N_l), o número de hóspedes (Pop), a taxa de ocupação (Occ), o número de funcionários (N_f) e os serviços oferecidos (S_v). Já as variáveis dependentes analisadas foram a geração diária de resíduos sólidos (MR , expressa em $kg \cdot dia^{-1}$), taxa de geração per capita (Tx_1 , expressa em $kg \cdot hóspede^{-1} \cdot dia^{-1}$) e taxa de geração por área (Tx_2 , expressa em $kg \cdot m^{-2} \cdot dia^{-1}$).

4.2.2 Coleta de dados

4.2.2.1 Variáveis independentes

As variáveis independentes consideradas são o número de quartos, quantidade de leitos, o número de hóspedes, a taxa de ocupação, o número de funcionários e os serviços oferecidos pelos hotéis. Estes dados foram obtidos por meio da aplicação de um questionário (Apêndice A) formalizado e aprovado no Comitê de Ética da Universidade Federal da Paraíba - aprovação nº 4927535, tendo como público-alvo os gerentes dos meios de hospedagem e os chefes do setor de governança.

O questionário traz questões quanto às características do meio de hospedagem, como o ano de fundação, número de funcionários, área construída, número de leitos e de quartos, e os serviços ofertados. Além disso, os gerentes foram questionados sobre a gestão de resíduos sólidos do hotel, como a forma de segregação dos resíduos, práticas de reciclagem e reutilização, destinação e disposição final.

Os serviços analisados nesta pesquisa se referem ao café da manhã, almoço e jantar, a existência de bar ou lanchonete, serviços de quarto, áreas verdes, lavanderia, piscina, academia e auditórios. Os pesos destes serviços foram atribuídos pelos gestores do setor de governança, profissionais que trabalham diretamente com a gestão de resíduos sólidos, em uma escala de 0 a 9 (adimensional), onde 0 corresponde a um serviço com influência mínima e 9 refere-se a um serviço com influência máxima na geração de resíduos sólidos. Em seguida, o peso médio de cada serviço ofertado foi aplicado para os respectivos hotéis, de modo que o peso total da variável foi a soma dos pesos médios aplicados. Para os hotéis que não ofereciam determinado serviço, foi aplicado o peso igual a zero.

4.2.2.2 Variáveis dependentes

A geração diária de resíduos sólidos, a taxa de geração por hóspede e a taxa de geração de acordo com a área do hotel foram as variáveis dependentes analisadas neste estudo. Estas variáveis foram obtidas por meio da caracterização dos resíduos sólidos através de sua quantificação.

Neste sentido, os resíduos sólidos foram quantificados a partir de sua pesagem diária, sempre em horário imediatamente anterior a coleta regular realizada pela EMLUR. Para isso, foi utilizada uma balança com capacidade de 300 kg e incerteza de 0,05 kg, de modo que os carrinhos coletores, ou os sacos, na ausência dos coletores, eram colocados diretamente sobre a balança, como ilustra a Figura 15.

Figura 15 - Quantificação dos resíduos sólidos produzidos no setor hoteleiro



A quantificação dos resíduos sólidos foi realizada durante dois ciclos: entre outubro de 2018 e abril de 2019 e entre junho e setembro de 2021, totalizando 287 dias de coleta de dados. Assim, a quantificação dos resíduos permitiu calcular a geração diária de resíduos MR (kg.dia⁻¹) e as taxas de geração de resíduos ao longo de 24 horas, sendo que a Tx1 (kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹) é a produção diária de resíduos referente ao número de hóspedes, calculada pela equação 8, e Tx2 (kg.m⁻².dia⁻¹) é a produção diária de resíduos sólidos referente à área total do hotel, calculada pela equação 9:

$$Tx1 = \frac{MR}{Pop} \quad \text{(Equação 08)}$$

$$Tx2 = \frac{MR}{AT} \quad \text{(Equação 09)}$$

Onde:

Tx1: taxa de geração de resíduos sólidos em relação ao número de hóspedes (kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹)

Tx2: taxa de geração de resíduos em função da área do hotel (kg.m⁻².dia⁻¹)

MR: geração diária de resíduos sólidos (kg.dia⁻¹)

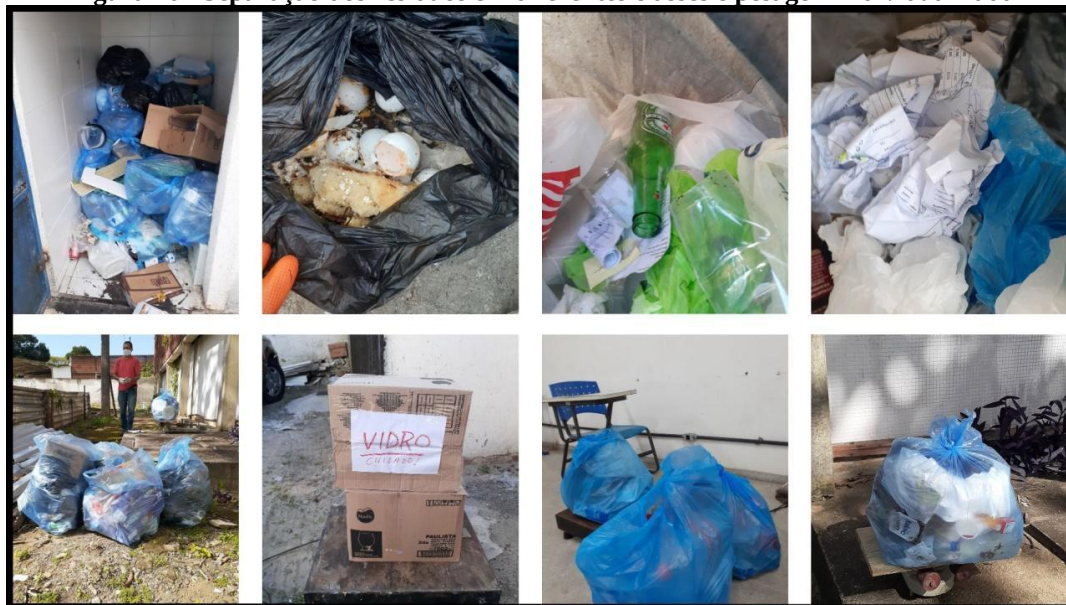
Pop: número de hóspedes do dia

AT: área total (m²)

4.2.3 Análise gravimétrica

O estudo gravimétrico teve como objetivo analisar a composição dos resíduos sólidos produzidos. Desta forma, um terço do peso total dos resíduos sólidos gerados em um dia foram separado de forma aleatória e classificados em resíduos orgânicos, recicláveis e rejeitos, e por fim pesados separadamente, como ilustra a Figura 16. A análise gravimétrica dos resíduos foi realizada em junho de 2021.

Figura 16 - Separação dos resíduos em diferentes classes e pesagem individualizada



Assim, os resíduos orgânicos aqui considerados dizem respeito aos resíduos alimentares, oriundos da preparação, consumo e sobras de alimentos, e aos resíduos verdes, provenientes das áreas verdes dos meios de hospedagem. Os resíduos recicláveis são: papel, papelão, plástico, metal, vidro e alumínio, gerados nas áreas administrativas, bem como na cozinha, restaurante e quartos dos hotéis. Já os rejeitos são aqueles materiais que já foram esgotadas todas as possibilidades de reutilização ou reciclagem, como o papel higiênico, fraldas, e resíduos recicláveis misturados com resíduos orgânicos.

Dessa forma, o estudo gravimétrico possibilitou o entendimento dos tipos de resíduos sólidos que são produzidos nos meios de hospedagem, auxiliando na implementação de possíveis medidas de redução, reutilização ou valorização destes resíduos.

4.2.4 Análise de dados e modelagem estatística

Os modelos de regressão linear (MRL) para estimar a geração de resíduos sólidos foram obtidos no software Statística 10®, utilizando o método Stepwise. Este modelo relaciona uma variável dependente com variáveis independentes através da equação 10 (Iles, 1993):

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots \beta_n X_n \quad (\text{Equação 10})$$

Onde:

Y: é a variável dependente

X_n: é a variável independente

β₀: é uma constante

β_s: são os coeficientes de regressão.

Para tanto, foram analisados previamente, por meio do software Statística 10®, os seguintes pressupostos para um modelo de regressão linear múltipla: tamanho da amostra, normalidade, homocedasticidade, multicolinearidade e independência dos erros, como recomendado por (TABACHNICK; FIDELL, 2013; FIELD. 2009).

4.2.3.1 Tamanho da amostra

Segundo Tabachnick e Fidell (2013) o tamanho da amostra depende da quantidade de variáveis independentes analisada. Os autores ainda indicam que para testar uma correlação múltipla é preciso ter uma amostra que atenda a equação 11:

$$N \geq 50 + 8M \quad (\text{Equação 11})$$

Onde:

N: é o tamanho da amostra necessária

M: é o número de variáveis independentes

4.2.3.2 Multicolinearidade

A multicolinearidade entre as variáveis independentes foi identificada através do Software Statística, por meio da matriz de correlação, sendo considerada uma correlação forte aquela com o coeficiente de Pearson (PCC) > 0,9 e correlação fraca PCC < 0,4

(TABACHNICK; FIDELL, 2013). Essa medida foi adotada para observar se existe correlação forte entre as variáveis assumidas inicialmente como independentes, já que se as variáveis não estiverem correlacionadas entre si, a avaliação sobre a significância destas sobre a variável dependente é direta, caso contrário, a avaliação é dúbia (TABACHNICK; FIDELL, 2013).

4.2.3.3 Normalidade e Homocedasticidade

A análise do pressuposto da normalidade indica os resíduos de um modelo são variáveis aleatórias, com média zero, e que seguem uma distribuição normal (FIELD, 2009). Em casos em que este pressuposto não é atendido, Tabachnick e Fidell (2013) sugerem a utilização de métodos de transformações das variáveis, como a logarítmica. O pressuposto da homocedasticidade está relacionado com a normalidade dos dados, já que quando as variáveis seguem uma distribuição normal, a homoscedasticidade é atendida. Assim, o não cumprimento deste pressuposto pode ser causado pela distribuição não normal de uma das variáveis ou pela multicolineariedade das variáveis independentes (TABACHNICK; FIDELL, 2013). Portanto, nesta pesquisa a normalidade e a homoscedasticidade foram analisadas por meio do gráfico de probabilidade normal dos resíduos, de modo que os valores da distribuição normal são representados por uma linha diagonal, como explicam Tabachnick e Fidel. (2013).

4.2.3.4 Independência dos erros

A independência dos erros foi avaliada através do Software Statistica, por meio do método estatístico de Durbin Watson. De acordo com Tabachnick e Fidell (2013) este método indica a autocorrelação de erros, e em caso de significância sugere a não independência dos erros. Field (2009) explica que o resultado do teste Durbin-Watson pode variar entre 0 e 4, com resultados próximos a 2 significando que os resíduos são independentes.

4.2.3.5 Desempenho dos modelos

Do conjunto total de amostra, 75% (549) foi utilizado para a construção dos modelos e 25% (183) foi separado aleatoriamente para avaliar o desempenho dos modelos. Field (2009) dispõe que um valor elevado do R^2 implica quão bem os valores resultantes podem ser previstos pelo modelo de regressão. Segundo Tabachnick e Fidell

(2013) este coeficiente indica a proporção de variação da variável dependente que é previsível a partir da melhor combinação linear das variáveis independentes.

Portanto, do total da amostra, 25% foram separados aleatoriamente para avaliar o desempenho do modelo por meio do parâmetro R^2 , calculado como a soma das diferenças dos quadrados, conforme a equação 12 (TABACHNICK; FIDELL, 2013; FIELD, 2009):

$$R^2 = \frac{SS_{reg}}{SSY} \quad (\text{Equação 12})$$

Onde:

SS_{reg} : é a soma dos quadrados da regressão

SSY : é a soma total de quadrados

Sendo:

$$S_{reg} = (Y' - Y_{\text{médio}})^2 \quad (\text{Equação 13})$$

Onde:

Y' : Variável predita

$Y_{\text{médio}}$: Valor médio da variável calculada

Sendo:

$$SSY = (Y - Y_{\text{médio}})^2 \quad (\text{Equação 14})$$

Onde:

Y : Variável calculada

$Y_{\text{médio}}$: Valor médio da variável calculada

Os modelos aqui propostos foram construídos a partir de uma amostra da população de meios de hospedagem existentes na cidade de João Pessoa. Field (2009) explica que se um modelo pode ser generalizado, ele deve ser capaz de prever a variável dependente a partir do mesmo conjunto de dados precursores em uma população diferente. O autor ainda conclui que a validação cruzada é uma das formas de assegurar a generalização de um modelo MRL.

Neste sentido, a generalização dos modelos foi analisada por meio da validação cruzada, comparando-se o R^2 do modelo com o R^2 ajustado, calculado pela fórmula de Stein, conforme a equação 15. Portanto, a proximidade entre os valores do R^2 e R^2 ajustado irá indicar ou não a validação cruzada do modelo e se este pode ser generalizado (FIELD, 2009).

$$R^2_{ajustado} = 1 - \left[\left(\frac{n-1}{n-k-1} \right) * \left(\frac{n-2}{n-l-2} \right) * \left(\frac{n+1}{n} \right) \right] * (1 - R^2) \quad (\text{Equação 15})$$

Onde:

n: número de amostra

k: quantidade de variáveis independentes.

4.2.3.6 Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade foi realizada por meio da Distância de Cook, um parâmetro que considera a influência de cada amostra no modelo (FIELD, 2009). Assim, de acordo com Sheather (2009), a distância de Cook pode indicar como um caso pode controlar ou influenciar o ajuste de um modelo de regressão. Valores maiores que 1 indicam uma influência negativa sobre uma amostra (FIELD, 2009). Entretanto, Fox (2002) recomenda um ponto de corte mais restrito para esta análise (equação 16):

$$Cutoff = \frac{4}{N-2} \quad (\text{Equação 16})$$

Onde:

Cutoff: Ponto de corte

N: número de amostra

Especificamente para o Modelo MR, foi realizada uma análise de cenários, a partir da variação dos parâmetros de entrada do modelo, ou seja, as variáveis independentes, interferindo nos valores previstos, método frequentemente utilizado em estudos de avaliação de ciclo de vida, como Rotthong et al. (2023); Biancini et al. (2022). Assim, foram criados cenários para os modelos originais, com as variáveis independentes variando da seguinte forma:

- População: cenários que consideram a hipótese de que a população hoteleira duplica ou é reduzida para metade;
- Serviços oferecidos: cenários que consideram que todos os meios de hospedagem possuem restaurantes e oferecem todas as refeições; os meios de hospedagem oferecem apenas o café da manhã; nenhum dos meios de hospedagem analisados possui restaurante;
- Número de funcionários: os meios de hospedagem possuem o dobro do número de funcionários em relação aos dados observados; os meios de hospedagem possuem metade do número de funcionários em relação aos dados observados.

Assim, foram considerados 21 cenários alternativos para o Modelo MR originalmente proposto (Tabela 8), analisando sua resposta em função da correlação entre a variável dependente e as variáveis independentes (Coeficiente de Pearson), o R^2 e os coeficientes β da regressão.

Tabela 8 - Cenários considerados para a análise de sensibilidade do Modelo MR

Hipóteses	População (Pop)	Serviços ofertados (Sv)	Número de funcionários (Nf)
H01	Pop dobra	Inalterado	Inalterado
H02	Pop dobra	100% dos hotéis oferecem todas as refeições	Inalterado
H03	Pop dobra	100% dos hotéis oferecem todas as refeições	Número de funcionários dobra
H04	Pop dobra	100% dos hotéis oferecem todas as refeições	Número de funcionários reduz pela metade
H05	Pop dobra	100% dos hotéis oferecem apenas café	Inalterado
H06	Pop dobra	100% dos hotéis oferecem apenas café	Número de funcionários dobra
H07	Pop dobra	100% dos hotéis oferecem apenas café	Número de funcionários reduz pela metade
H08	Inalterado	100% dos hotéis oferecem apenas café	Inalterado
H09	Inalterado	100% dos hotéis oferecem apenas café	Número de funcionários dobra
H10	Pop reduz pela metade	100% dos hotéis oferecem todas as refeições	Inalterado
H11	Pop reduz pela metade	Inalterado	Inalterado
H12	Pop reduz pela metade	100% dos hotéis oferecem todas as refeições	Número de funcionários dobra
H13	Pop reduz pela metade	100% dos hotéis oferecem apenas café	Inalterado
H14	Pop reduz pela metade	100% dos hotéis oferecem apenas café	Número de funcionários dobra
H15	Pop reduz pela metade	100% dos hotéis oferecem apenas café	Número de funcionários reduz pela metade
H16	Inalterado	Nenhum hotel possui restaurante	Inalterado
H17	Pop dobra	Nenhum hotel possui restaurante	Número de funcionários dobra
H18	Pop dobra	Nenhum hotel possui restaurante	Inalterado
H19	Pop dobra	Nenhum hotel possui restaurante	Número de funcionários reduz pela metade
H20	Pop reduz pela metade	Nenhum hotel possui restaurante	Número de funcionários dobra
H21	Pop reduz pela metade	Nenhum hotel possui restaurante	Número de funcionários reduz pela metade

4.2.5 Estimativa da geração de resíduos sólidos do setor hoteleiro de João Pessoa

Os resíduos sólidos produzidos pelo setor hoteleiro de João Pessoa foram estimados a partir da aplicação dos modelos aqui propostos em 65 meios de hospedagem,

acrescentando-se o cálculo dos resíduos gerados para os sete hotéis que foram objeto desta pesquisa.

Devido à falta de dados, o número de hóspedes dos hotéis que não participaram desta pesquisa foi estimado com base no número de leitos disponíveis, considerando uma ocupação média de 61% (PARAÍBA, 2022). O número de funcionários foi estimado de acordo com uma média de 0,3 funcionários por quarto disponível, fração correspondente ao número de funcionários por quarto do conjunto de hotéis participantes desta pesquisa. Já os serviços ofertados foram obtidos por meio de consultas nos sites dos meios de hospedagem analisados.

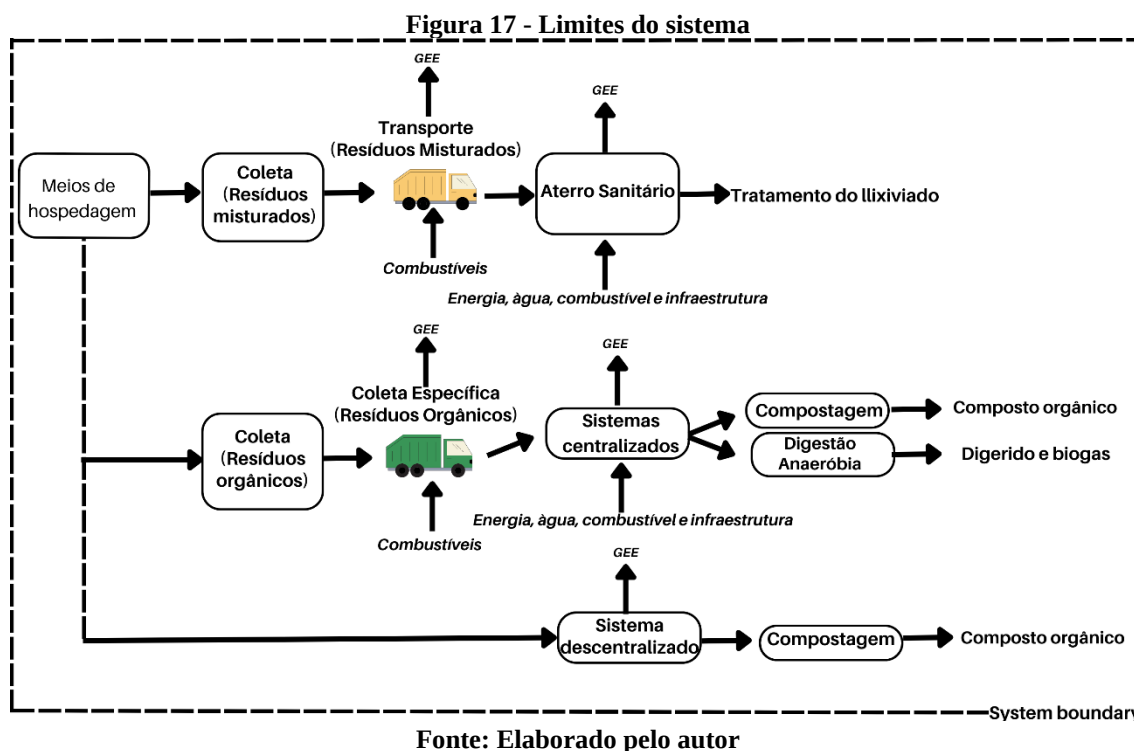
4.3 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

Nesta seção serão abordados os objetivos da LCA, os limites do sistema, a descrição dos cenários analisados, os dados de entrada e saída utilizados em seu inventário, bem como a avaliação do impacto do ciclo de vida e a análise de sensibilidade, seguindo a metodologia sugerida pela ISO 14040.

4.3.5 Definição do objetivo e dos limites do sistema

O objetivo desta análise do ciclo de vida é avaliar os impactos ambientais de diferentes cenários de tratamento centralizados e descentralizados de resíduos orgânicos provenientes do setor hoteleiro. Para esta ACV o setor hoteleiro de João Pessoa foi considerado como sendo constituído por 72 meios de hospedagem (BRASIL, 2022c; PARAÍBA, 2022), e a geração de resíduos orgânico estimada por meio dos resultados desta pesquisa. Assim, a unidade funcional desta pesquisa é o tratamento de 1 kg de resíduos orgânicos oriundos do setor hoteleiro de João Pessoa.

O limite do sistema analisado, representado na Figura 17, é composto pela coleta dos resíduos orgânicos, transporte às unidades de tratamento, tratamento dos resíduos, disposição final, e transporte relacionado à valorização dos resíduos. Ademais, os dados de entrada relacionados à infraestrutura, ao consumo de energia, água e combustível também foram considerados, bem como os dados de saídas pertinentes às emissões para a atmosfera e para a corpos hídricos. Para o cenário base, disposição dos resíduos orgânicos em aterro sanitário, ainda foi considerado o tratamento do lixiviado.



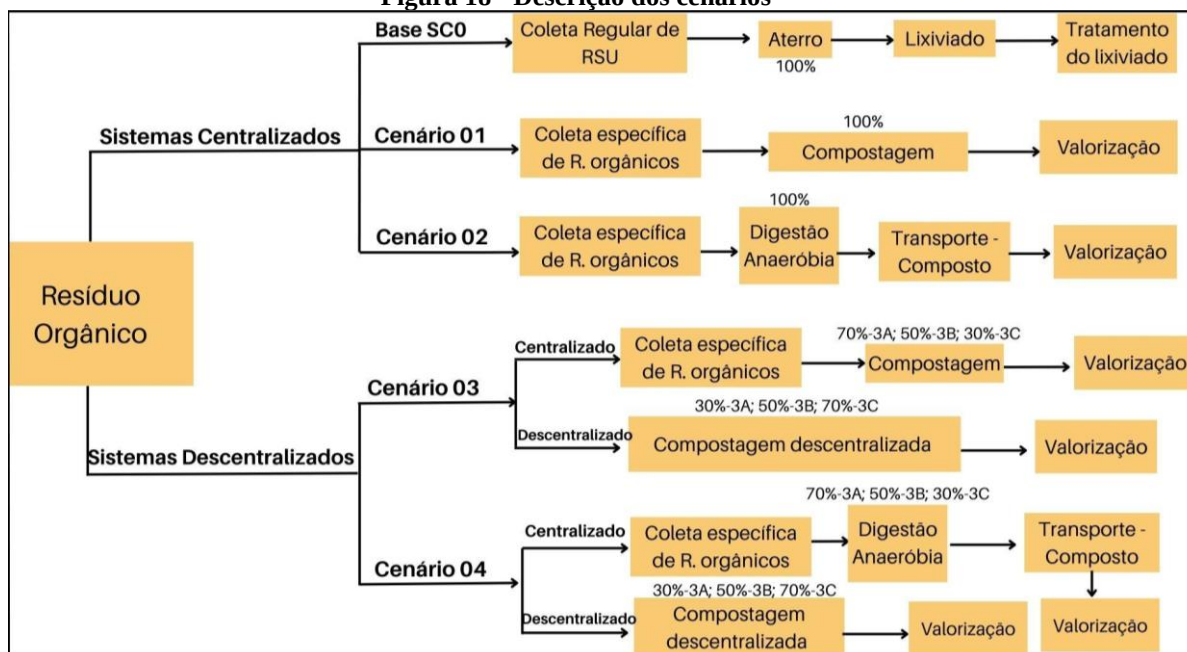
4.3.6 Descrição dos cenários analisados

Os cenários adotados (Figura 18) levam em consideração um cenário Base, referente a situação atual da gestão dos resíduos orgânicos em João Pessoa, cenários de tratamento centralizado, sendo eles a compostagem industrial e a digestão anaeróbia, e cenários que adotam a compostagem descentralizada como um complemento aos tratamentos centralizados, como descrito a seguir.

Cenário SC0 – Base: Neste cenário 100% dos resíduos orgânicos provenientes do setor hoteleiro são coletados por meio da coleta regular de RSU, não havendo separação entre os orgânicos, recicláveis secos e não recicláveis. Além disso, não há distinção na coleta dos resíduos gerados no setor hoteleiro e dos resíduos domiciliares. Após a coleta, os resíduos orgânicos são transportados e dispostos no aterro sanitário da cidade. Para este cenário, foi considerado que não há valorização energética ou material dos resíduos dispostos no aterro sanitário.

Assim, o cenário base reflete a gestão atual dos resíduos sólidos urbanos da cidade de João Pessoa, e não está em conformidade com a Política Nacional de Resíduos Sólidos brasileira – Lei Federal Nº 12305/2010, que indica que apenas os rejeitos devem ser dispostos em aterros sanitários, de maneira que os resíduos orgânicos devem ter uma destinação ambientalmente adequada, seja por meio de sua valorização material ou energética, como compostagem e a digestão anaeróbia (BRASIL, 2010a).

Figura 18 - Descrição dos cenários



O cenário SC1 descreve a compostagem centralizada como uma destinação ambientalmente adequada para os resíduos orgânicos provenientes do setor hoteleiro, como preconiza a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010a). Para tanto, 100% dos resíduos orgânicos oriundos do setor hoteleiro devem ser separados na fonte, e transportados através de uma coleta específica de resíduos orgânicos, como recomendado por Paes et al. (2018) e Lima et al (2018).

Em seguida estes resíduos são transportados e destinados para uma planta de compostagem centralizada. Em João Pessoa não há usinas de compostagem. Assim, foi estimada uma área adequada para uma possível implantação de uma usina de compostagem centralizada, com o objetivo de calcular rotas de transporte e áreas de valorização, como detalhado na seção 4.3.7.2.

Um dos produtos da compostagem é o composto orgânico rico em nutrientes que pode ser aplicado como fertilizante natural (SOARES et al., 2017). Dessa forma, este cenário considera a valorização material dos resíduos orgânicos através da substituição dos fertilizantes convencionais pela utilização do composto orgânico, como um benefício direto deste sistema de tratamento.

O cenário SC2 é referente a digestão anaeróbia como uma opção para a destinação ambientalmente adequada dos resíduos orgânicos (BRASIL, 2010a). Assim como o cenário SC1, neste cenário 100% dos resíduos orgânicos produzidos no setor hoteleiro

devem ser separados na sua fonte de geração, e coletados através de uma coleta específicas de resíduos orgânicos, visando sua destinação para uma planta de digestão anaeróbia. Em João Pessoa não há usinas de digestão anaeróbia, sendo necessário estimar uma área adequada para a implantação desta tecnologia, visando calcular rotas de transporte e áreas de valorização, como detalhado no inventário do ciclo de vida (Ver seção 4.3.7.3).

Para este cenário foi considerado a valorização material e energética dos resíduos orgânicos como um benefício direto deste tratamento, já que durante a digestão anaeróbia ocorre a conversão da matéria orgânica em biogás (SCARLAT et al., 2018; CAPSON-Tojo et al., 2017). Portanto, neste cenário os resíduos orgânicos são valorizados por meio da utilização do digestato como fertilizante orgânico, em substituição aos fertilizantes convencionais, e também através do aproveitamento do biogás para a produção de energia.

Os cenários que correspondem à gestão descentralizada dos resíduos orgânicos consideram que os meios de hospedagem são capazes de tratar a totalidade dos resíduos orgânicos gerados, ou parte deles, na própria dependência do hotel. Neste caso, a gestão descentralizada trata os resíduos orgânicos através da utilização de composteiras de madeira localizada nas dependências dos meios de hospedagem, onde os resíduos são valorizados por meio da aplicação do composto nas áreas verdes dos estabelecimentos em substituição aos fertilizantes químicos. Para os hotéis que não dispõem de áreas verdes, foi considerado ainda um transporte entre os hotéis e as possíveis áreas de utilização do composto, como o Jardim Botânico, a Unidade de Conservação da Floresta Nacional da Restinga e o Parque Arruda Câmara.

Desta forma, o cenário SC3 apresenta a compostagem descentralizada como complemento à compostagem centralizada, sendo dividido em três cenários secundários, a depender da quantidade de resíduo tratada por meio da compostagem descentralizada. Assim, para o cenário SC3A 70% dos resíduos orgânicos são tratados por compostagem centralizada, enquanto que 30% são tratados por compostagem descentralizada, contemplando hotéis que produzem menos que 10 t.ano⁻¹ de resíduos orgânicos. Os cenários SC3B e SC3C consideram um aumento no tratamento dos resíduos orgânicos através da gestão descentralizada, sendo que no cenário 3B 50% dos resíduos orgânicos são tratados por compostagem descentralizada, e 70% para o cenário 3C, contemplando meios de hospedagem que produzam 15 t.ano⁻¹ e 25 t.ano⁻¹ de resíduo orgânico, respectivamente, sendo o restante destinado à usina de compostagem centralizada.

No cenário SC4 os resíduos são tratados por uma mescla de digestão anaeróbia e compostagem descentralizada. Este cenário também é dividido em três categorias secundárias, seguindo a mesma metodologia adotada para os cenários SC3. Neste sentido, no cenário SC4A 70% dos resíduos orgânicos são destinados para uma planta de digestão anaeróbia, enquanto 30% são tratados por compostagem descentralizada nas dependências de hotéis que produzem menos que 10 t.ano⁻¹ de resíduos orgânicos. Os cenários SC4B e SC4C consideram um aumento no índice de participação dos hotéis na gestão descentralizada para 50% e 70%, respectivamente, contemplando hotéis que produzem menos que 15 t.ano⁻¹ e 25 t.ano⁻¹. Para estes cenários, o resíduo será valorizado de forma material, através de sua utilização como fertilizante do composto produto da compostagem descentralizada e do digestato, e energética, por meio do aproveitamento do biogás, produtos da digestão anaeróbia. A Tabela 9 descreve as diferenças existentes entre os cenários aqui propostos.

Tabela 9 - Descrição dos cenários

Categorias	SC0	SC1	SC2	SC3A; SC3B; SC3C	SC4A; SC4B; SC4C
Transporte - Coleta	Coleta regular de RSU	Coleta específica de orgânicos	Coleta específica de orgânicos	Coleta específica de orgânicos	Coleta específica de orgânicos
Tratamento Centralizado	100% aterro	100% Compostagem	100% Digestão Anaeróbia	70%; 50%; 30% Compostagem	70%; 50%; 30% Digestão Anaeróbia
Tratamento Descentralizado	0%	0%	0%	30%; 50%; 70% Compostagem	30%; 50%; 70% Compostagem
Transporte - Valorização	Não Aplicável	Não Aplicável	Aplicável	Aplicável para hotéis sem áreas verdes	Aplicável para hotéis sem áreas verdes
Valorização	Não Aplicável	Material	Material e energética	Material	Material e energética

4.3.7 Inventário do ciclo de vida

O inventário do ciclo de vida (Tabela 10) foi construído de acordo com a base de dados Ecoinvent 3.0.1, utilizando o Software SimaPro 8.4, empregando como base a unidade funcional de tratar 1 kg de resíduos orgânicos. Dados do Ecoinvent foram complementados com dados de sistema de informações geográficas, por meio do software QGIS, e com dados da literatura. Foram considerada como dados de entrada o consumo de energia, água e combustível, o transporte, e infraestrutura, além de dados de saída, referentes às emissões atmosféricas e para corpos hídricos.

A valorização dos resíduos orgânicos foi inserida no inventário como produtos evitados, sendo considerado como valorização material a produção evitada de fertilizantes, e como valorização energética a produção evitada de energia elétrica e

térmica. Além disso, o desvio do fluxo dos resíduos orgânicos do aterro sanitário também foi considerado como um impacto evitado, refletido na redução da rota de coleta do transporte dos resíduos orgânicos aos sistemas centralizados.

4.3.7.1 Regionalização do Aterro Sanitário

O procedimento “Municipal solid waste treatment of sanitary landfill” do banco de dados Ecoinvent 3.0.1 serviu de base para a criação do Inventário do Ciclo de Vida do aterro. A infraestrutura do aterro sanitário consiste em uma planta para o tratamento dos resíduos sólidos, além de um conjunto de lagoas facultativas para o tratamento do lixiviado, se aproximando da realidade do aterro da cidade de João Pessoa, onde o lixiviado é tratado por um conjunto de lagoas facultativas e lagoas anaeróbias (JOÃO PESSOA, 2014). Dados referentes a infraestrutura do aterro foram utilizados de acordo com a base Ecoinvent 3.0.1 (CONSULTANTS, PRÉ, 2017).

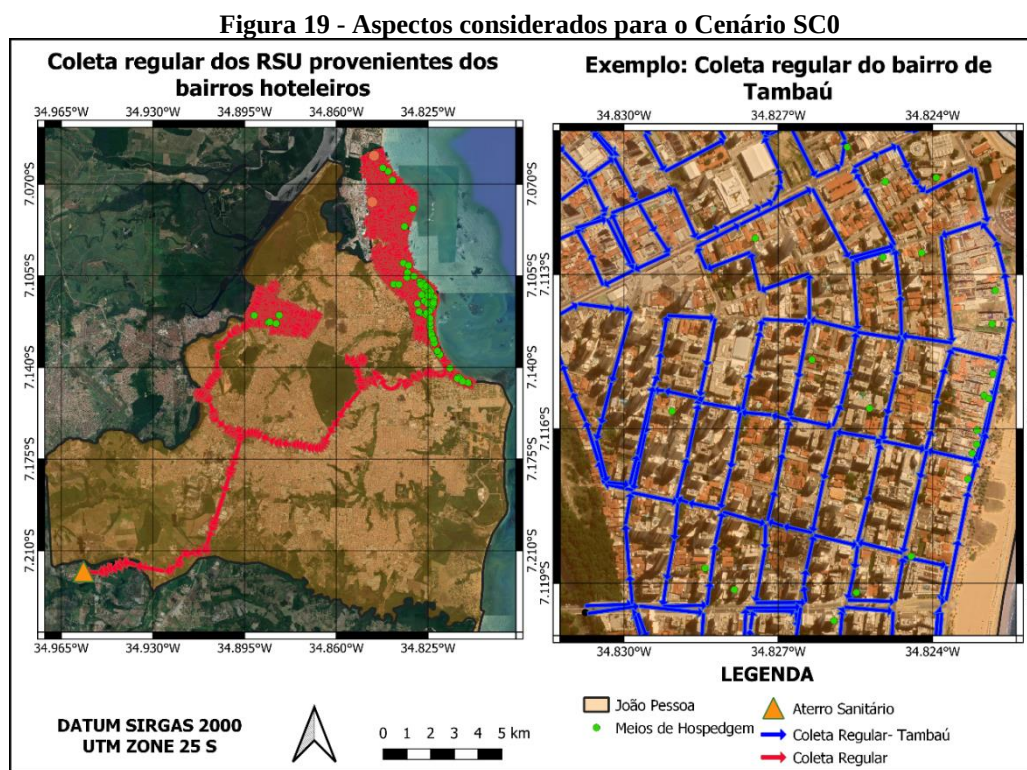
No entanto, essa modelagem representa as condições da Suíça, onde os RSU contêm 22% de resíduos orgânicos, em contraste com os aterros sanitários brasileiros, onde os RSU consistem, em média, de 45% de resíduos biológicos, o que pode levar a impactos maiores (BRASIL, 2022a; CONSULTANTS, PRÉ, 2017)

Além disso, embora o banco de dados de aterros do Ecoinvent contabilize a queima do lodo do tratamento de lixiviados, essa prática não ocorre no aterro de João Pessoa e, portanto, não foi incluída nesta pesquisa. Para regionalizar o banco de dados de aterros sanitários do Ecoinvent e melhor representar um aterro sanitário brasileiro, autores como Ibañez-Fores et al. (2021), Silva et al. (2021), Paes et al. (2020), Gutierrez et al. (2019) e Lima et al. (2018) foram utilizados como fonte de dados sobre emissões de GEE, consumo de energia e água.

Para o transporte da coleta regular de resíduos sólidos foi utilizado o procedimento “Municipal waste collection service by 21 metric ton lorry {RoW}| processing |” da base de dados Ecoinvent 3.0.1. Este processo simula a coleta de resíduos sólidos em um veículo de compressão hidráulica com capacidade bruta de 8,2 toneladas, e inclui o consumo do combustível, bem como as emissões atmosféricas provenientes da combustão do combustível. (CONSULTANTS, PRÉ, 2017).

Utilizando o software QGIS e o método estabelecido em João Pessoa (2014), foi dimensionada a rota para o transporte regular de RSU dos bairros pertencentes ao setor hoteleiro de João Pessoa, correspondendo a uma distância percorrida de 234,88 km, como ilustra a Figura 19. Entretanto, estima-se que a produção de resíduos sólidos hoteleiros

corresponda a aproximadamente 4% da geração total de RSU dos bairros hoteleiros (QUARESMA et al., 2024). Portanto, para analisar especificamente o impacto do transporte de resíduos sólidos de meios de hospedagem para o aterro sanitário, a distância da rota adotada corresponde a 4% da distância total e é estimada em 9,4 km.



A literatura e o banco de dados Ecoinvent forneceram os valores de consumo de energia e água para a operação do aterro, conforme ilustrado na Tabela 10. Para as emissões de GEE foram utilizados dados de literatura de autores que realizaram estimativas de emissões ou medições de GEE em aterros sanitários brasileiros. Assim, foram consideradas as emissões atmosféricas do metano (CH_4), monóxido de Carbono (CO), dióxido de carbono (CO_2), óxido de enxofre (SO_2), materiais particulados (PM), óxido nitroso (N_2O), amônia (NH_3) e os óxidos de nitrogênio (NO_x), enquanto que para corpos hídricos foram considerados emissões de metano, amônia, nitrogênio orgânico e total, fósforo (P), e a quantidade de demanda bioquímica (DBO) e química (DQO) de oxigênio. (SILVA et al, 2021; PAES et al., 2020; GUTIERREZ et al., 2019; PAES et al., 2018; MENDES et al., 2014).

Não foi considerado nenhum tipo de valorização dos resíduos orgânicos destinados ao aterro sanitário, assim como não foi considerado o desvio dos resíduos

recicláveis coletados por cooperativas de catadores, ou separados no próprio aterro sanitário.

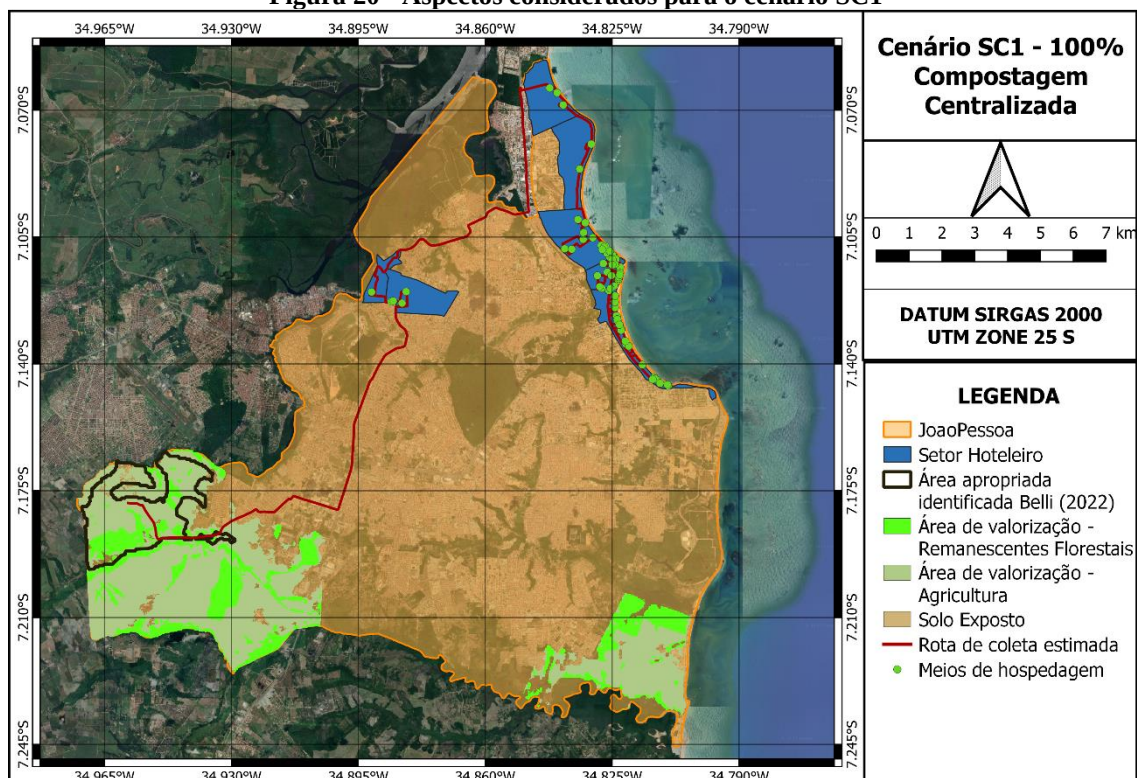
4.3.7.2 Compostagem Centralizada

O procedimento “Biowaste treatment, composting” do banco de dados Ecoinvent 3.0.1 serviu para compilar o inventário de compostagem centralizada. A infraestrutura modelada pelo banco de dados Ecoinvent considera a compostagem centralizada em uma planta aberta com capacidade para tratar 10.000 t.ano⁻¹ de resíduos orgânicos e uma vida útil de 25 anos, incluindo atividades de recepção, pesagem, trituração e armazenamento da matéria-prima, digestão, aeração e condicionamento do composto (CONSULTANTS PRÉ, 2017). Além da infraestrutura, foram considerados como dados de entrada o consumo de eletricidade equivalente a 0,047 kWh.kg⁻¹ de resíduos orgânicos tratados e o consumo de água de 0,426.kg⁻¹ (MARTINEZ-BLANCO et al., 2010).

Esse cenário considera a segregação do resíduo biológico na fonte de geração (setor de hospitalidade) e seu transporte para uma usina de compostagem centralizada. Como não existe uma usina de compostagem centralizada em João Pessoa, essa área foi selecionada por Belli (2022) como adequada para a instalação de uma usina de tratamento de resíduos orgânicos. O autor considerou critérios territoriais, ambientais e geográficos na escolha da área e a capacidade de recuperação local dos resíduos biológicos ali tratados. De acordo com Belli (2022), essa área está localizada no sul de João Pessoa e é composta por 5,29 km² de agricultura e 1,83 km² de remanescentes florestais (Figura 20).

Para o transporte dos resíduos orgânicos foi utilizado o procedimento “Transport, freight, lorry 7,5-16 metric ton, RoW” da base de dados Ecoinvent 3.0.1, como utilizado por Behrooznia et al. (2020), e que representa o transporte de carga em um caminhão de classe de tamanho 7,5 a 16 toneladas métricas de peso bruto do veículo (CONSULTANTS, PRÉ, 2017). Este processo se diferencia do utilizado para a coleta regular de resíduos sólidos considerada no aterro sanitário, pois foi considerada uma coleta específica para os resíduos orgânicos provenientes do setor hoteleiro.

Figura 20 - Aspectos considerados para o cenário SC1



Fonte: Elaborado pelo autor

Assim, usando as ferramentas do software QGIS, foi traçada uma rota de coleta estimada de 60,43 km entre o setor hoteleiro de João Pessoa e a área de instalação da compostagem centralizada. Além disso, o estudo considerou a valorização local dos resíduos orgânicos e a aplicação do composto nas áreas florestais e agrícolas remanescentes dentro da própria área de tratamento. Por fim, o resíduo orgânico produzido no setor hoteleiro é principalmente resíduo alimentar. Portanto, os resíduos verdes de remanescentes florestais e áreas agrícolas foram considerados como materiais estruturantes para a compostagem centralizada.

Os dados de saída estão relacionados às emissões de GEE para a atmosfera e para corpos hídricos, sendo considerados o metano, os compostos orgânicos voláteis (VOC), o dióxido de carbono, a amônia, o nitrato (NO₃), e o óxido nítrico. Foi considerada que a emissão destes gases é reduzida a partir da utilização de um filtro (ADEME, 2021). Ademais, a produção evitada de fertilizantes N-P-K foi considerada como um impacto evitado direto da compostagem industrial (Procedimentos “Nitrogen fertiliser, as N, field application of compost”; “Phosphate fertiliser, as P₂O₅, field application of compost”, “Potassium fertiliser, as K₂O, field application of compost”) (ADEME, 2021; ADEME,

2015). Os dados aqui listados dizem respeito ao cenário SC1 e também foram utilizados como base para a criação dos cenários SC3A, SC3B, SC3C.

4.3.7.3 Digestão Anaeróbia

O processo “Biowaste {RoW}| treatment of manure and biowaste by anaerobic digestion” da base de dados Ecoinvent 3.0.1 foi utilizado para elaborar o inventário da digestão anaeróbia. A infraestrutura deste processo foi modelada para uma planta com capacidade de tratar 10.000 t.ano⁻¹ de resíduos orgânicos e uma vida útil de 25 anos, e considera o armazenamento, a fermentação anaeróbica, assim como o armazenamento após a fermentação (CONSULTANTS, PRÉ, 2017).

Os dados de entrada considerados neste inventário estão relacionados ao consumo energia elétrica equivalente a 0,033 KWh.kg⁻¹ (MARTINEZ-BLANCO et al., 2010), e ao consumo de 0,734 MJ.kg⁻¹ de energia térmica e o uso de 5,92E⁻³ glicerina como combustível (CONSULTANTS, PRÉ, 2017). O consumo de água para operação da planta de digestão anaeróbia foi desconsiderado (MARTINEZ-BLANCO et al., 2010),

Visando a valorização energética do biogás, o distrito industrial da cidade de João Pessoa foi considerado como um local adequado para a implantação de uma usina de digestão anaeróbia. Assim, utilizando ferramentas do Software QGIS, foi estimada uma rota de coleta de 51,32 km para o transporte dos resíduos orgânicos provenientes do setor hoteleiro (Figura 21), uma rota menor quando comparada com a compostagem centralizada.

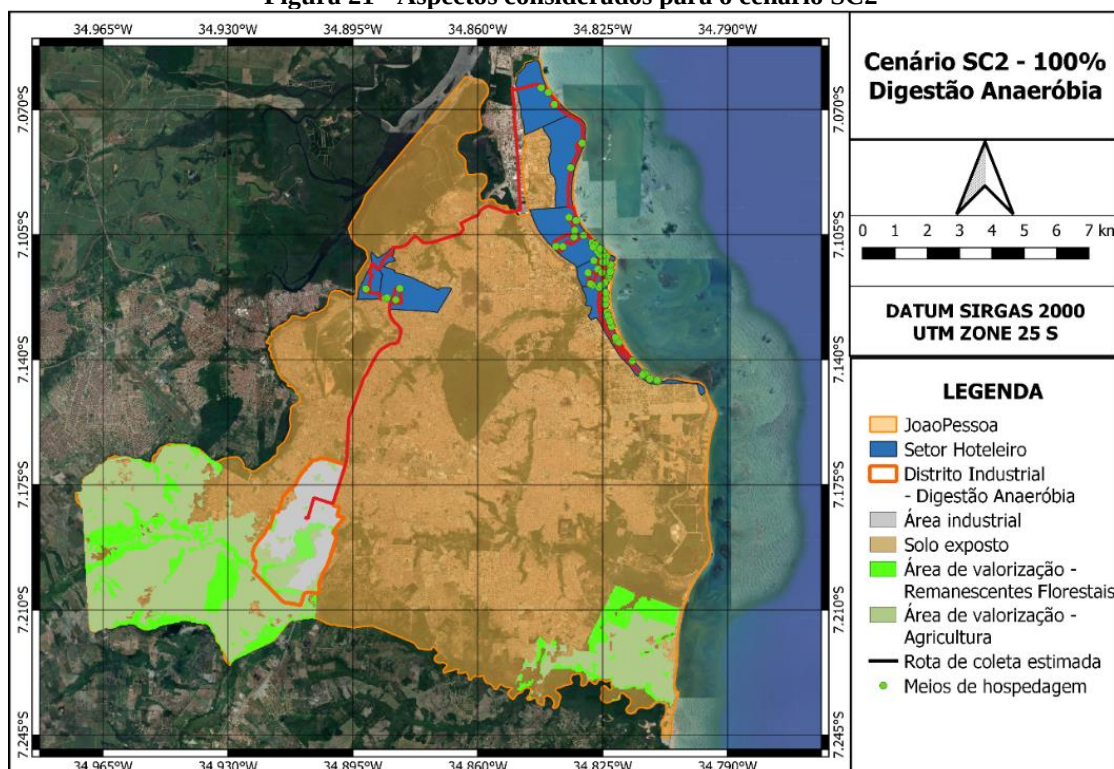
Assim como o cenário SC1, e seguindo o método proposto por Behrooznia et al. (2020), o procedimento “Transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, RoW” da base de dados Ecoinvent 3.0 foi utilizado nesta etapa da pesquisa, seguindo os mesmos princípios da compostagem centralizada. Ademais, foi estimada uma rota de 2,64 km para transporte do digestato, a ser utilizado como fertilizante na mesma região considerada para a compostagem centralizada, a partir do procedimento “Transport, freight, lorry 3,5-7,5 metric ton, RoW”.

Como impactos evitados foram considerados a utilização do digestato, através da produção evitada de fertilizantes, e a valorização do biogás, por meio da produção evitada de energia elétrica e térmica (Procedimentos “Electricity, high voltage {BR}”; “Heat, central or small-scale, other than natural gas”). Para a produção evitada de energia térmica foi considerada uma geração de 0,235 kWh, sendo 0,17kWh valorizada através de sua

utilização em outras fontes, e 0,064 kWh reaproveitada na própria usina (ADEME, 2021, ADEME, 2015).

Como dados de saída foram considerados as emissões atmosféricas de metano, do óxido nitroso, do dióxido de carbono, da amônia, e do monóxido de carbono. Assim como o cenário SC1, foi considerada que a emissão destes gases é reduzida a partir da utilização de um filtro (ADEME, 2021). Os dados de entrada e saída aqui listados também foram considerados para a criação do inventário dos cenários SC4A; SC4B; SC4C.

Figura 21 - Aspectos considerados para o cenário SC2



Fonte: Elaborado pelo autor

4.3.7.4 Compostagem Descentralizada

O gerenciamento descentralizado refere-se ao tratamento de resíduos alimentares por meio da compostagem descentralizada, a ser realizada por um conjunto de três composteiras de madeira, com volume de 1m³, uma para degradar os resíduos, outra para maturá-los e a terceira para armazenar o composto ou material estruturante (ADEME, 2021). O processo “Sawn wood, beam, softwood, dried” do banco de dados Ecoinvent 3.0.1 serviu para simular composteiras de madeira.

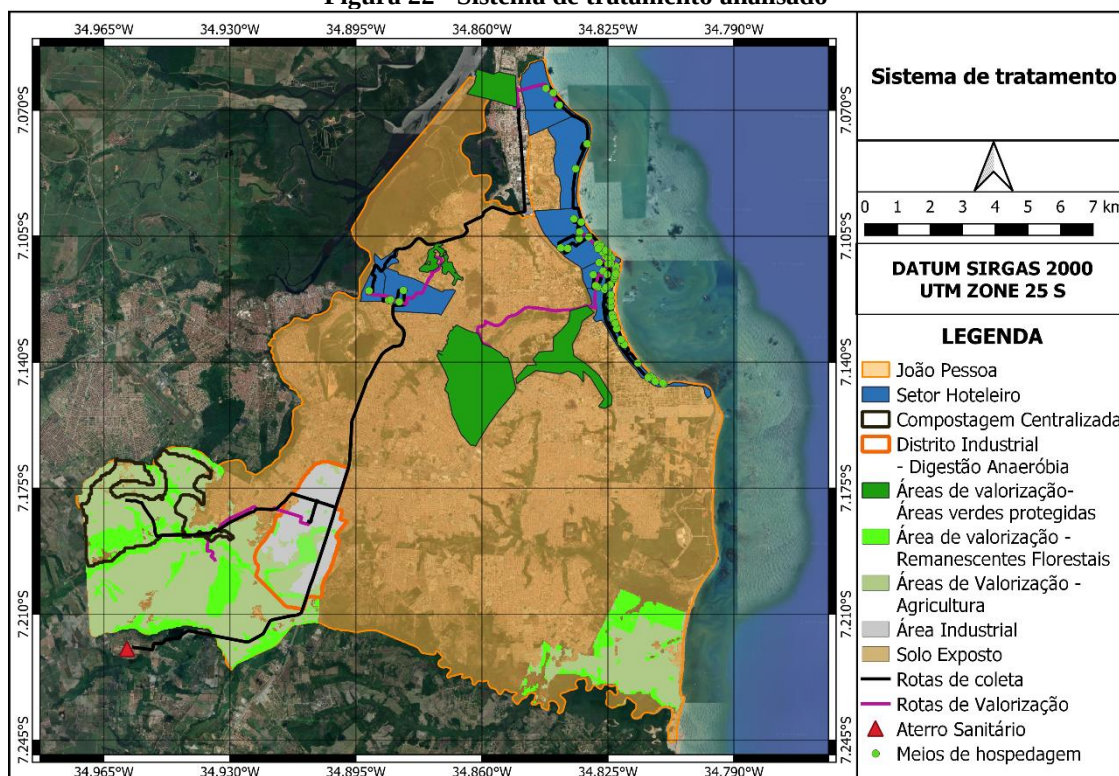
Como dados de saída, foram consideradas as emissões diretamente na atmosfera de metano, compostos orgânicos voláteis, amônia e óxido nitroso, ou seja, sem o uso de um filtro para reduzir as emissões de GEE (MARTINEZ-BLANCO et al., 2010). Os

impactos diretamente evitados estão relacionados à redução do transporte de resíduos alimentares dos estabelecimentos de hospedagem para locais de tratamento centralizado.

Para a compostagem descentralizada, não foram levados em conta dados de consumo de água ou energia, nem o transporte para a coleta dos resíduos, uma vez que o tratamento é realizado no próprio hotel. Entretanto, para os hotéis que não possuem área verde, foi considerado um percurso total de transporte de 16 km para que o composto seja aplicado em áreas verdes protegidas próximas aos hotéis, como a Floresta Nacional da Restinga de Cabedelo, o Refúgio de Vida Silvestre Mata do Buraquinho e os Parques Arruda Câmara e Lauro Pires Xavier, que juntos somam uma área de aproximadamente 695 hectares, conforme ilustrado na Figura 22.

Diante do exposto, a Tabela 10 apresenta os dados de entrada e de saída, bem como os produtos evitados, e seus respectivos valores adotados neste inventário do ciclo de vida para os cenários analisados, utilizando como base a unidade funcional do tratamento de 1kg de resíduos orgânicos.

Do mesmo modo, a Figura 22 ilustra o sistema de tratamento analisado, exibindo as rotas do transporte da coleta específica de resíduos orgânicos, bem como as rotas do transporte do composto orgânico, adotados para os cenários de tratamento descentralizados e para a digestão anaeróbia, assim como os possíveis locais de tratamento e valorização do resíduo orgânico oriundo do setor hoteleiro da cidade de João Pessoa.

Figura 22 - Sistema de tratamento analisado

Fonte: Elaborado pelo autor

4.3.8 Avaliação do impacto do ciclo de vida

De acordo com a revisão de literatura realizada neste estudo (ver seção 3.5), o método CML foi utilizado por grande parte dos artigos aqui analisados para a avaliação do impacto do ciclo de vida, sendo empregado por diversos autores, como Biancini et al. (2022), Ibañez-Fores et al. (2021), Silva et al. (2021), Paes et al. (2018) e Coelho; Lange (2018).

O método CML foi criado no Centro de Ciências Ambientais da Universidade de Leiden, localizada na Holanda. Este método é definido para a abordagem de ponto médio, dispondo de 10 categorias de impacto, sendo elas: Depleção de recursos abióticos, Aquecimento global, Destruição do ozônio estratosférico, Toxicidade humana, Ecotoxicidade aquática de água doce, Ecotoxicidade marinha, Ecotoxicidade terrestre, Formação de foto-oxidantes, Acidificação e Eutrofização (CONSULTANTS, PRÉ, 2017).

Assim, para a avaliação do impacto de ciclo de vida optou-se pela utilização do método CML, como recomendado pela literatura BIANCINI et al. (2022), IBAÑEZ-FORES et al. (2021), SILVA et al. (2021), PAES et al. (2018) e COELHO; LANGE (2018). Dentre as categorias de impacto fornecidas pelo método CML, oito foram selecionadas (Tabela 11) de acordo com sua relevância para a gestão de resíduos

(ROTHONG et al., 2023; GUILLAUME et al., 2023; BIANCINI et al., 2022; RICHARD et al., 2021; DEUS et al. 2020).

Tabela 11 - Categorias de impacto utilizadas na avaliação dos impactos do ciclo de vida

Categorias de impacto	Unidades	Descrição
Aquecimento Global	kg CO ₂ eq	Relacionado a emissões de gases de efeito estufa
Acidificação	kg SO ₂ eq	Emissões de ácido nítrico, ácido sulfúrico, ácido fosfórico, óxido nítrico, amônia, etc
Eutrofização	kg PO ₄ eq	Associado a níveis excessivos de macronutrientes no meio ambiente causados por emissões de amônia, nitratos, óxidos de nitrogênio e fósforo para o ar ou para a água
Formação de foto-oxidantes	kg C ₂ H ₄ eq	Formação de substâncias reativas nocivas à saúde humana e aos ecossistemas, dependendo das quantidades de monóxido de carbono, dióxido de enxofre, óxido de nitrogênio, compostos orgânicos voláteis de amônio e não metano
Toxicidade Humana	kg 1,4-DB eq	Efeitos de substâncias tóxicas no ambiente humano
Consumo de recursos minerais	kg Sb eq	Relacionado à extração de minerais
Consumo de combustíveis fósseis	MJ	Utilização de combustíveis fósseis
Destruição da camada de ozônio	kg CFC-11 eq	Define o potencial de destruição do ozônio a partir da emissão de diferentes gases

Fonte: CONSULTANTS, PRE, 2017

4.3.9 Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade tem como objetivo garantir a confiabilidade do sistema analisado, identificando os parâmetros mais influentes nos resultados obtidos. Este método é aplicado por diversos autores no âmbito da ACV, como Chazirakis et al. (2023); Ibáñez-Forés et al. (2021); Ademe (2021); Coelho e Lange (2018) e Liikanen et al. (2018). Para tanto, foi adotada a análise de cenário, seguindo a metodologia proposta por Clavreul et al. (2012), que tem como objetivo testar diversos cenários hipotéticos por meio do aumento ou redução dos parâmetros analisados, observando os efeitos dessas alterações no resultado final (CLAVREUL et al., 2012).

Segundo Rothong et al. (2023) e Martinez-Blanco et al. (2010), uma forma de determinar o efeito da coleta sobre o sistema de gestão é avaliar a variação da distância do transporte da coleta dos resíduos para sistema centralizados. Desta forma, o transporte da coleta dos resíduos orgânicos foi variado em +- 10%, para os cenários de tratamento centralizado (SC1 e SC2), como dispõe a Tabela 12.

Ademais, análise semelhante foi realizada para o transporte relativo à valorização material dos resíduos orgânicos, de modo que a distância entre os meios de hospedagem e os locais de aplicação do composto foi aumentada em 10 km para os cenários SC3C e SC4C.

Tabela 12 - Análise de sensibilidade do transporte da coleta de resíduos orgânicos

Cenários	Original (km)	+10% (km)	-10% (km)
SC1	60,64	66,70	54,57
SC2	51,32	56,45	46,19

Em relação às emissões atmosféricas, foi analisada a variação das emissões atmosféricas da amônia, óxido nitroso e metano em +- 10%, para os cenários SC1, SC2, SC3C e SC4C, como sugerido por Richard et al. (2021) e Martinez-Blanco et al. (2010). Por fim, para o aterro sanitário (SC0) foi analisada o aproveitamento do biogás para a produção de 0,166 KWh.kg⁻¹ de energia elétrica como recomendados por Mendes et al. (2014).

5 RESULTADOS

Esta seção está dividida em quatro subseções que irão abordar os resultados obtidos nesta pesquisa. Em um primeiro momento serão discutidas as variáveis independentes e dependentes consideradas para a elaboração dos modelos de regressão linear múltipla. Em seguida, serão abordados aspectos referentes ao gerenciamento dos resíduos sólidos, discutindo as práticas de segregação, coleta e disposição final, assim como os resultados obtidos por meio do estudo gravimétrico. A terceira seção diz respeito à análise de dados e modelagem estatística dos modelos de regressão linear para a estimativa da geração de resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiro. Nesta seção serão discutidos os pressupostos para um MRL, assim como o desempenho dos modelos propostos e sua aplicação. Por fim, a última seção apresenta os resultados obtidos para a avaliação dos impactos ambientais de diferentes cenários de tratamento centralizados e descentralizados de resíduos orgânicos provenientes do setor hoteleiro.

5.1. MODELOS PARA A ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

5.1.1 Variáveis independentes

5.1.1.1 Características gerais dos meios de hospedagem

De acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Meios de Hospedagem (BRASIL, 2010b), os meios de hospedagem analisados podem ser classificados como hotéis e se diferenciam quanto ao seu porte de acordo com o número de quartos, quantidade de leitos disponíveis e área total. Nesse sentido, a área total variou entre 3750 m² e 9334 m², para os hotéis A e E, respectivamente. O número de funcionários variou entre 17 e 57 profissionais, para os hotéis B e G, respectivamente.

Em relação às acomodações disponíveis, o número de quartos variou entre 50 e 170 unidades, o que corresponde a uma variação de 157 a 350 leitos disponíveis, sendo o Hotel A aquele com o maior número de quartos e também a maior quantidade de leitos, e o Hotel G aquele com a menor quantidade de quartos e leitos disponíveis. Neste sentido, a quantidade média de funcionários nos meios de hospedagem analisado foi de 0,32 profissionais por quarto disponível. Portanto, o conjunto de hotéis analisados engloba 775 quartos e 1.849 leitos, correspondendo a cerca de 18% da oferta de quartos e 21% dos leitos ofertados pelos meios de hospedagem existentes na cidade de João Pessoa (BRASIL, 2022c; PARAÍBA, 2022).

Diante do exposto, como sugerido por Phu et al. (2018) os hotéis foram classificados quanto ao seu porte de acordo com o número de quartos disponíveis. Assim, os hotéis A e B foram caracterizados como sendo de grande porte (> 110 quartos), os hotéis C, D, E, F são de médio porte ($50 - 110$ quartos) e o hotel G foi classificado como sendo de pequeno porte (< 50 quartos). Assim, da amostra dos meios de hospedagem analisados, 29% são de hotéis de grande porte, 57% foram classificados como médio porte e 14% como pequeno porte, como ilustra a Tabela 13.

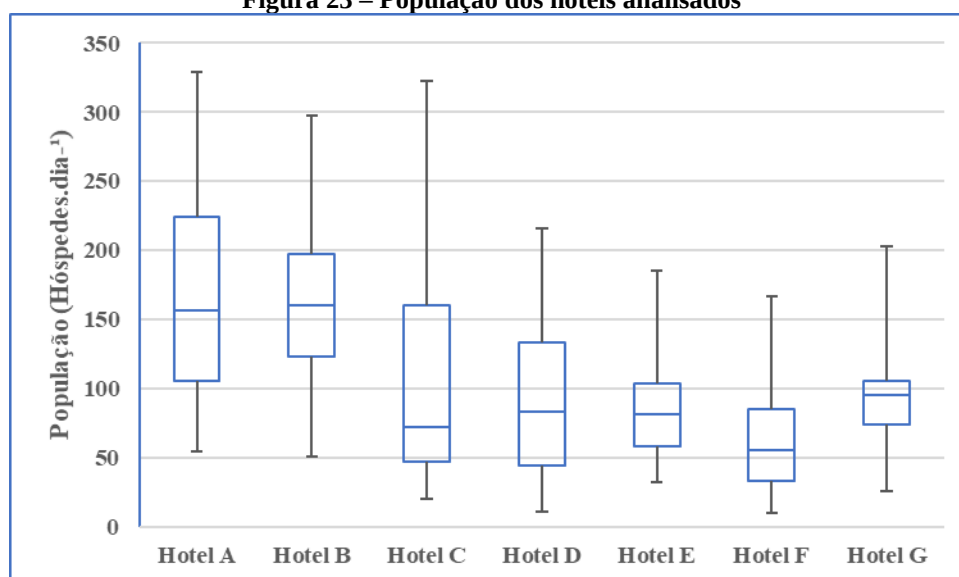
Tabela 13 - Classificação dos hotéis analisados

Hotéis	Número de quartos	Classificação
Hotel A	170	Grande porte
Hotel B	138	Grande porte
Hotel C	110	Médio porte
Hotel D	110	Médio porte
Hotel E	101	Médio porte
Hotel F	96	Médio porte
Hotel G	50	Pequeno porte

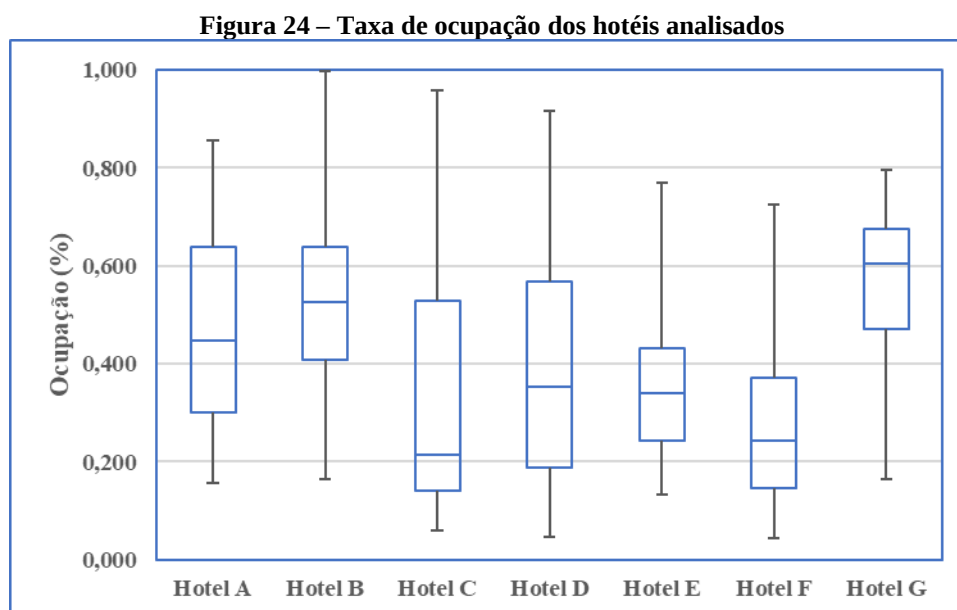
5.1.1.2 População e taxa de ocupação

A população considerada nesta pesquisa corresponde aos hóspedes dos hotéis analisados, sendo desconsiderados seus funcionários. Durante o período de análise, o total de hóspedes recebidos pelo conjunto de hotéis analisados foi de 95.019 clientes. Neste sentido, para um total de 732 amostras, a variável independente população variou entre 10 e 338 hóspedes apresentando uma média de 130 hóspedes.dia⁻¹ (Figura 23).

Figura 23 – População dos hotéis analisados



A Figura 24 ilustra a variação da taxa de ocupação dos meios de hospedagem analisados. A menor taxa de ocupação registrada durante a pesquisa foi 4,36%, referente ao hotel de médio porte F, já a maior ocupação foi identificada em 99,67% o hotel B, classificado como de grande porte. A taxa de ocupação média dos hotéis analisados foi de 44,21%, estando abaixo da taxa histórica de ocupação média registrada nos meios de hospedagem de João Pessoa de 61% (PARAÍBA, 2022).



De acordo com a Tabela 14, para os hotéis de grande porte a população média foi de 164 hóspedes.dia⁻¹, para uma ocupação média de 51,54%, enquanto que para os hotéis de médio porte a população média de foi de 85 hóspedes.dia⁻¹, para uma ocupação média de 34,32%.

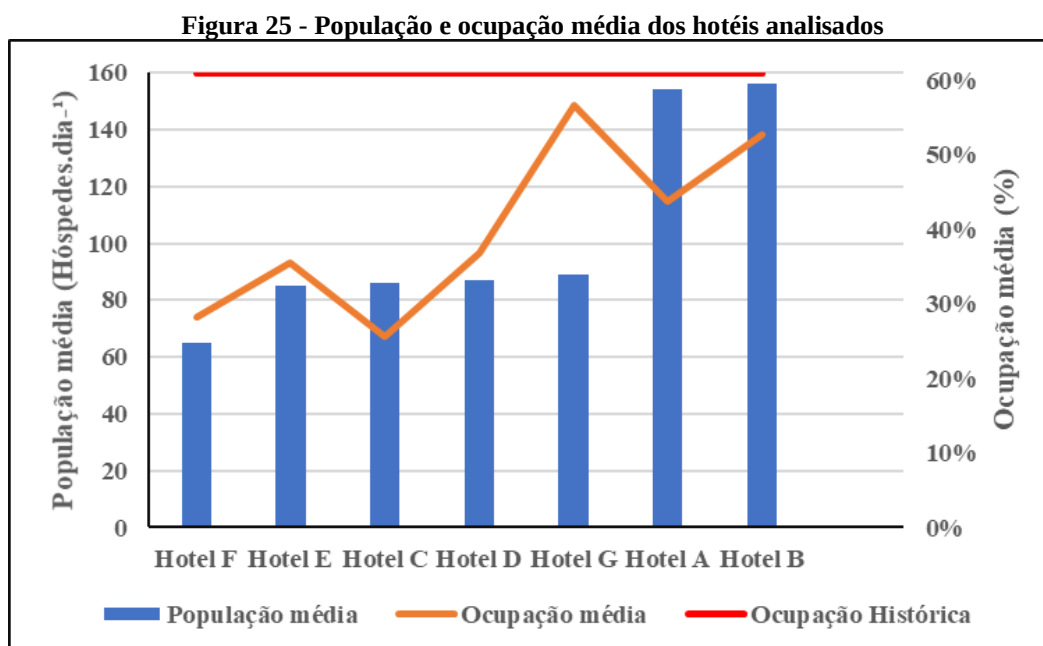
Tabela 14 – População e ocupação dos hotéis analisados

Classificação	População Máxima (Hosp.dia ⁻¹)	População Mínima (Hosp.dia ⁻¹)	População Média (Hosp.dia ⁻¹)	Ocupação Máxima (%)	Ocupação Mínima (%)	Ocupação Média (%)
Grande Porte	338	51	164	99,67%	15,71%	51,54
Médio Porte	323	10	85	95,85%	4,35%	34,32
Pequeno Porte	125	26	89	79,62%	16,56%	59,69

O hotel de pequeno porte registrou uma população média de 89 hóspedes.dia⁻¹, para uma ocupação média de 59,69%. Ainda de acordo com a Tabela 14, a ocupação mínima dos hotéis variou entre 4,35% e 16,56%, para hotéis de pequeno e médio porte, respectivamente. Esta baixa ocupação pode ser consequência da pandemia de COVID-

19, já que no momento da realização da pesquisa os hotéis ainda estavam retomando suas atividades.

Analisando individualmente os hotéis, o número médio diário de hóspedes variou de 65 clientes para o hotel F a 156 para o hotel B, enquanto a taxa de ocupação média variou de 25,62% a 56,69%, para os hotéis C e G, respectivamente. A Figura 25 ilustra a população média diária e a taxa de ocupação média dos hotéis analisados.



Desta forma, como ilustra a Figura 25, os hotéis de grande porte A e B apresentaram as maiores populações médias, 154 e 156 hóspedes.dia⁻¹, respectivamente, resultando em ocupações médias de 43,7% e 52,7%. O hotel G, apesar de ser considerado como de pequeno porte, apresentou a maior ocupação média (56,69%), correspondendo a uma população média de 89 hóspedes.dia⁻¹, estando a frente dos hotéis classificados como de médio porte.

Neste sentido, apesar do Hotel C possuir o segundo maior número de leitos disponíveis e ser classificado como médio porte, sua ocupação média foi a menor registrada nessa pesquisa (25,62%), correspondendo a uma população média de 86 hóspedes.dia⁻¹. O mesmo ocorreu com o hotel F, que foi capaz de ocupar apenas 28,31% dos seus 230 leitos disponíveis, o que corresponde a 65 hóspedes.dia⁻¹, sendo a menor população média registrada nesta pesquisa.

Portanto, percebe-se que a população média, referente ao número de hóspedes, é um parâmetro importante no que se refere a classificação dos hotéis quanto ao seu porte,

já que muitas vezes a ocupação média não reflete o número de quartos ou de leitos disponibilizados pelos meios de hospedagem.

5.1.1.3 Serviços ofertados

Os principais serviços ofertados pelos meios de hospedagem analisados foram os seguintes: café da manhã, almoço e jantar, que são relacionados a presença de um restaurante, bar, serviço de quarto, áreas verdes, lavanderia, piscina, academia, auditório. De acordo com o peso atribuído pelos chefes dos setores de governança dos hotéis, o café da manhã (8,57), o serviço de quarto (7,14), o bar (6,71), o almoço (6,14) e o jantar (5,14), foram, os serviços mais influentes na geração de resíduos sólidos em um meio de hospedagem, enquanto que a piscina (2,14), a lavanderia (2,0) e a academia (1,86) foram os serviços menos influentes. À frente destes estão os serviços de auditório (3,14) e as áreas verdes (3,0).

A Tabela 15 ilustra os pesos atribuídos aos serviços ofertados em função da contribuição daquele serviço para a geração de resíduos sólidos, segundo o setor de governança dos meios de hospedagem analisados. Assim, se um hotel dispor de todos os serviços aqui listados, o peso máximo destes serviços será de 46,43, sendo este peso reduzido a partir do momento em que o hotel não dispõe de algum serviço.

Tabela 15 - Pesos atribuídos aos serviços ofertados em função da geração de resíduos sólidos

Serviço	Hotel A	Hotel B	Hotel C	Hotel D	Hotel E	Hotel F	Hotel G	MÉDIA
Café da manhã	9	9	9	8	7	9	9	8,57
Almoço	2	7	4	5	8	8	9	6,14
Jantar	2	5	3	5	8	4	9	5,14
Bar/lanchonete	7	6	3	7	6	9	9	6,71
Serviço de quarto	9	4	8	9	7	8	5	7,14
Áreas verdes	1	3	2	2	4	6	3	3,00
Lavanderia	1	3	1	0	1	5	3	2,00
Piscina	1	3	2	1	4	1	3	2,14
Academia	0	3	2	1	1	5	1	1,86
Auditórios	3	3	6	3	4	5	2	3,71
Peso total	35	46	40	41	50	60	53	46,43

Posteriormente, foi aplicado o peso médio de cada serviço oferecido aos respectivos hotéis, de modo que o peso total da variável é a soma dos pesos médios aplicados (Tabela 16). Neste sentido, os hotéis A e B, classificados aqui como meios de hospedagem de grande porte, oferecem todos os serviços aos seus hóspedes, possuindo o peso máximo para os serviços ofertados (46,43) em relação à geração de resíduos sólidos, enquanto que o hotel C não oferece apenas o serviço de áreas verdes, apresentando um peso de 43,43.

Tabela 16 - Serviços ofertados pelos hotéis analisados

Serviços	Hotel A	Hotel B	Hotel C	Hotel D	Hotel E	Hotel F	Hotel G
Café da manhã	8,57	8,57	8,57	8,57	8,57	0,00	8,57
Almoço	6,14	6,14	6,14	0,00	6,14	0,00	0,00
Jantar	5,14	5,14	5,14	0,00	5,14	0,00	0,00
Bar	6,71	6,71	6,71	6,71	6,71	0,00	0,00
Serviço de quarto	7,14	7,14	7,14	7,14	7,14	0,00	0,00
Áreas verdes	3,00	3,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Lavanderia	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	0,00	0,00
Piscina	2,14	2,14	2,14	2,14	2,14	2,14	2,14
Academia	1,86	1,86	1,86	1,86	0,00	1,86	0,00
Auditórios	3,71	3,71	3,71	3,71	0,00	0,00	0,00
PESO TOTAL	46,43	46,43	43,43	32,14	37,86	4,00	10,71

Uma particularidade foi identificada no hotel E, sendo um meio de hospedagem que dispõe de um restaurante, mas segundo o seu gerente, os hóspedes preferem realizar as refeições em um restaurante localizado em frente ao hotel. Assim, ainda segundo o gerente do empreendimento, o movimento no restaurante do Hotel E foi considerado como pequeno. Além do restaurante, o hotel E oferece os serviços de bar, serviços de quarto, lavanderia e uma piscina, totalizando um peso de 37,86 para seus serviços.

Destacam-se ainda os hotéis D e G, como sendo os únicos que dispõem de restaurante, mas que oferecem apenas a refeição do café da manhã. Neste contexto, além do restaurante, o hotel D dispõe de serviços de quarto, um bar, lavanderia, piscina, auditórios, piscina e academia, com um peso total de 32,14. Já o hotel G, oferta uma piscina aos seus hóspedes, além do café da manhã, apresentando um peso de 10,71 para seus serviços ofertados.

Por fim, o hotel F apresentou o menor peso para seus serviços (4,0), dispondo apenas de uma piscina e uma academia para seus clientes. Neste sentido, com exceção do Hotel F, todos os meios de hospedagem oferecem o serviço de restaurante, variando com a oferta de café da manhã, almoço e jantar, e sempre abertos ao público em geral. No caso dos hotéis A, B e C, os restaurantes são terceirizados, fazendo uso apenas da estrutura física dos hotéis.

Assim, os hotéis de grande porte, que correspondem aos hotéis A e B, são àqueles que oferecem a maior quantidade de serviços aos seus hóspedes, seguidos pelos hotéis de médio porte, referentes aos hotéis C, D, E. Como não oferece o serviço de restaurante, o hotel de médio porte F apresentou o menor peso para os serviços ofertados, seguido pelo

hotel G, classificado como de pequeno porte, e que dispõe de restaurante, mas oferta apenas a refeição de café da manhã, e de uma piscina.

Diante do exposto, a Tabela 17 ilustra as variáveis independentes consideradas para a proposição dos modelos de regressão linear para a estimativa da geração de resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiro.

Tabela 17 - Variáveis independentes consideradas para proposição dos modelos

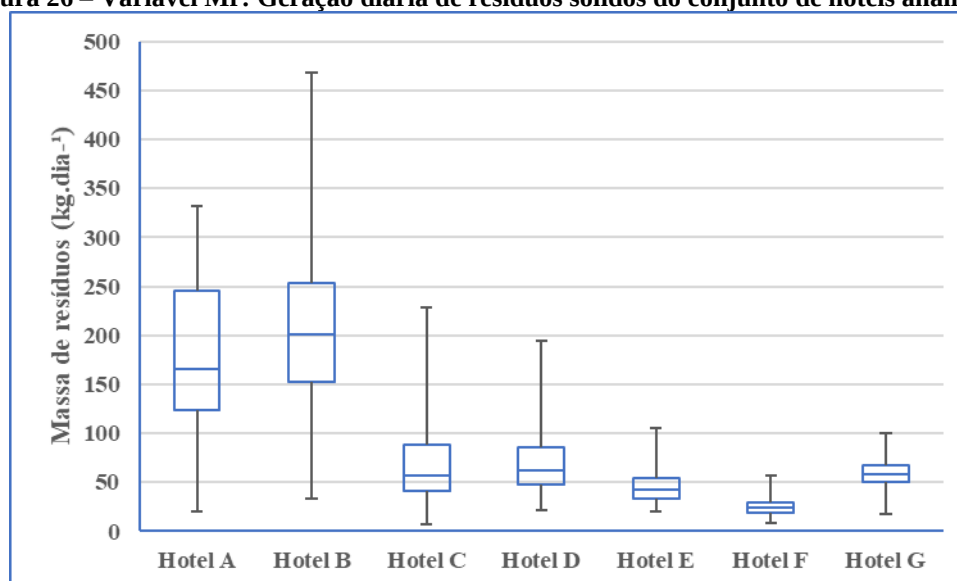
Hotéis	Número de quartos	Número de leitos	Área (m ²)	População média (hóspede.dia ⁻¹)	Ocupação média (%)	Peso dos serviços	Classificação
Hotel A	170	350	9 334	154	43.70	46.43	Grande porte
Hotel B	138	299	7 690	156	52.77	46.43	Grande porte
Hotel C	110	337	8 956	86	25.62	43.42	Médio porte
Hotel D	110	236	6 300	87	36.86	32.14	Médio porte
Hotel E	101	240	3 750	85	35.26	37.85	Médio porte
Hotel F	96	230	8 611	65	28.31	4.00	Médio porte
Hotel G	50	157	3 812	89	56.69	10.71	Pequeno porte

5.1.2 Variáveis dependentes

5.1.2.1 Quantificação – Massa de resíduos sólidos gerada (MR)

A geração diária de resíduos sólidos, variável dependente Mr, apresentou uma grande variação entre 7,5 kg.dia⁻¹ e 468,30 kg.dia⁻¹, para 732 amostras, como ilustra a Figura 26. Dentre as amostras analisadas, a geração de resíduos sólidos oriundas de hotéis de grande porte, hotéis A e B, variou entre 468,30 kg.dia⁻¹ e 20,5 kg.dia⁻¹, com uma geração média de 199,86 kg.dia⁻¹.

Figura 26 – Variável Mr: Geração diária de resíduos sólidos do conjunto de hotéis analisados



Para os hotéis de médio porte, hotéis C D E F, esta variação se deu entre 228,7 kg.dia⁻¹ e 7,5 kg.dia⁻¹, com uma geração média de 50,69 kg.dia⁻¹. O hotel G, classificado como de pequeno porte, apresentou uma média superior aos hotéis de médio porte, com uma geração média diária de 59,28 kg.dia⁻¹, variando entre 99,60 kg.dia⁻¹ e 17,65 kg.dia⁻¹.

Desta forma, em média, um hotel de grande porte pode produzir diariamente 199 kg de resíduos sólidos, uma geração média superior em 294% e 237% a produção média dos hotéis de médio e pequeno porte, respectivamente. Portanto, a diferença na geração de resíduos sólidos quanto ao porte dos meios de hospedagem podem ser indícios de que fatores como o número de hóspedes, características particulares dos hotéis, como número de leitos, quantidade de quartos e serviços ofertados, podem influenciar na geração de resíduos sólidos.

A Tabela 18 indica a variação da geração diária de resíduos quanto ao porte do meio de hospedagem.

Tabela 18 - Variação da geração diária da massa de resíduos sólidos

Classificação	Máximo (kg.dia⁻¹)	Mínimo (kg.dia⁻¹)	Média (kg.dia⁻¹)
Grande Porte	468,30	20,50	199,86
Médio Porte	228,70	7,50	50,69
Pequeno Porte	99,60	17,65	59,28

Durante esta pesquisa, o total de resíduos sólidos produzidos foi calculado em 97,71 toneladas, com geração média de 122,39 kg.dia⁻¹, considerando o conjunto de hotéis analisados. Estes resíduos são produzidos em diversos setores dos meios de hospedagem, como a cozinha, restaurante, quartos, banheiros, setores administrativos e nos auditórios, a partir de eventos realizados.

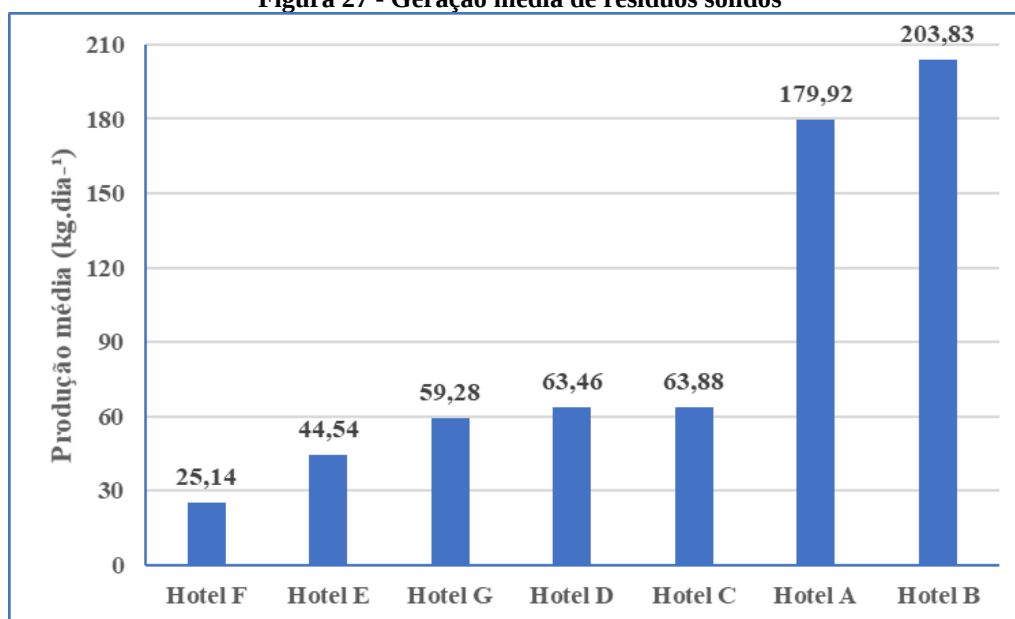
A geração média dos resíduos sólidos aqui calculada (122,39 kg.dia⁻¹) se aproxima da produção média calculada por Abdulredha et al. (2018), 112,34 kg.dia⁻¹, para um conjunto de 150 hotéis, classificados entre zero e quatro estrelas, de acordo com seu porte.

Ademais, a massa média de resíduos sólidos gerada diariamente pelo conjunto de sete hotéis é superior ao resultado identificado por Phu et al. (2019) que estimaram que a geração média de resíduos sólidos oriundos de 20 hotéis vietnamitas é de 66,35 kg.dia⁻¹, variando de acordo com o porte dos meios de hospedagem, sendo os hotéis de pequeno porte classificados anteriormente por Phu et al. (2018) como sendo aqueles que dispõem

de até 20 quartos, enquanto que os de médio porte têm entre 20 e 80 quartos e os de grande porte mais de 80 quartos. Por outro lado, a geração média aqui calculada é inferior aos resultados identificados por Quaresma et al. (2021) que calcularam em 230 kg.dia^{-1} a geração média de resíduos sólidos de um hotel brasileiro de grande porte e que dispõe de 138 quartos.

Analisando individualmente os hotéis avaliados, a geração média diária de resíduos sólidos variou entre $25,14 \text{ kg.dia}^{-1}$ e $203,83 \text{ kg.dia}^{-1}$, para os Hotéis F e B, respectivamente, como ilustra a Figura 27. A geração média de resíduos sólidos nos hotéis considerados como de grande porte, referentes aos hotéis A e B, variou entre $179,92 \text{ kg.dia}^{-1}$ e $203,83 \text{ kg.dia}^{-1}$. Além de serem considerados de grande porte, estes hotéis apresentaram as maiores populações média dentre os hotéis analisados, além de possuírem a maior quantidade de serviços ofertados e, conseqüentemente, o maior peso para a influência destes serviços na produção de resíduos sólidos.

Figura 27 - Geração média de resíduos sólidos



Os hotéis de médio porte (Hotéis C, D, E, F) produziram, em média, entre $25,14 \text{ kg.dia}^{-1}$ e $63,88 \text{ kg.dia}^{-1}$ de resíduos sólidos. A baixa geração de resíduos sólidos destes hotéis pode estar associada à ausência de serviço de restaurante no Hotel F, além da baixa ocupação relatada pelo gerente do restaurante do hotel E, já que este serviço é responsável por grande parte dos resíduos orgânicos oriundos do setor hoteleiro. Ademais, estes hotéis apresentaram as menores populações e ocupações médias dentre os hotéis analisados.

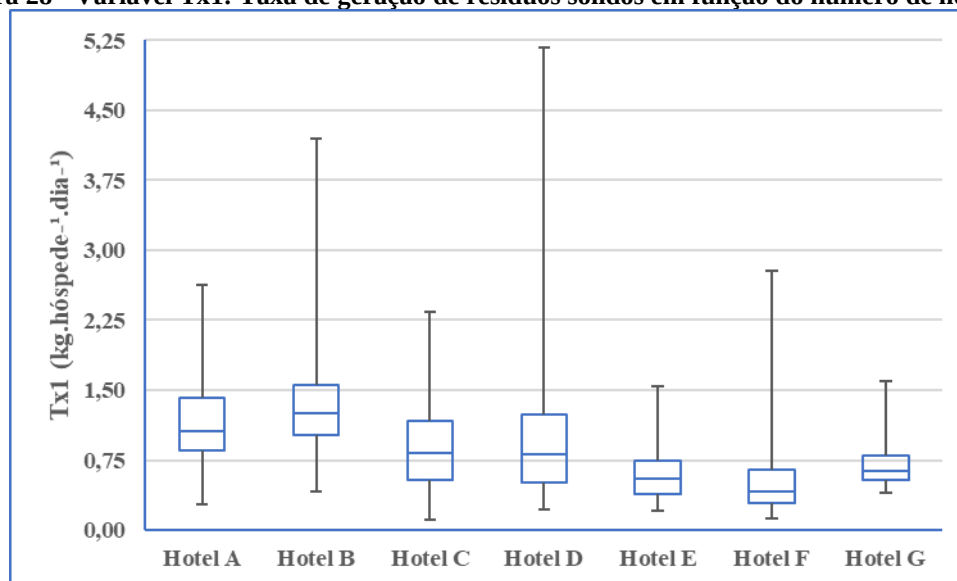
Por outro lado, o hotel G, classificado como sendo de pequeno porte, e que oferece apenas o serviço de café da manhã, apresentou uma média de resíduos sólidos gerados de 59,28 kg.dia⁻¹, superior à média dos resíduos produzidos pelos hotéis de médio porte citados acima. Além de possuir restaurante, este hotel apresentou a maior ocupação média dentre os hotéis analisados, além da terceira maior população média, o que pode justificar a maior geração de resíduos sólidos oriundos deste meio de hospedagem.

Portanto, em média, a geração diária dos meios de hospedagem aqui analisados variou de acordo com o porte do hotel, entre 25,14 kg.dia⁻¹ a 203,83 kg.dia⁻¹. Assim, os hotéis com maior produção de resíduos apresentaram maior número de hóspedes e ocupação média, além de maior oferta de serviços, principalmente restaurantes. Além disso, os hotéis de médio porte que apresentaram as menores produções de resíduos não possuem restaurante, ou apresentam baixa ocupação neste serviço, além de possuírem as menores populações e ocupações médias. Neste sentido, este resultado apresenta indícios de que o número de hóspedes, a taxa de ocupação e o peso dos serviços ofertados podem influenciar na geração de resíduos sólidos.

5.1.2.2 Taxa de geração de resíduos sólidos per capita (Tx1)

A variável Tx1 está relacionada com a geração per capita de resíduos sólidos, ou seja, como a produção de resíduos varia de acordo com o número de hóspedes de um meio de hospedagem. Para um conjunto de dados de 732 amostras, a taxa de geração per capita variou entre 0,11 kg.hóspede⁻¹.dia e 5,17 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ (Figura 28).

Figura 28 - Variável Tx1: Taxa de geração de resíduos sólidos em função do número de hóspedes



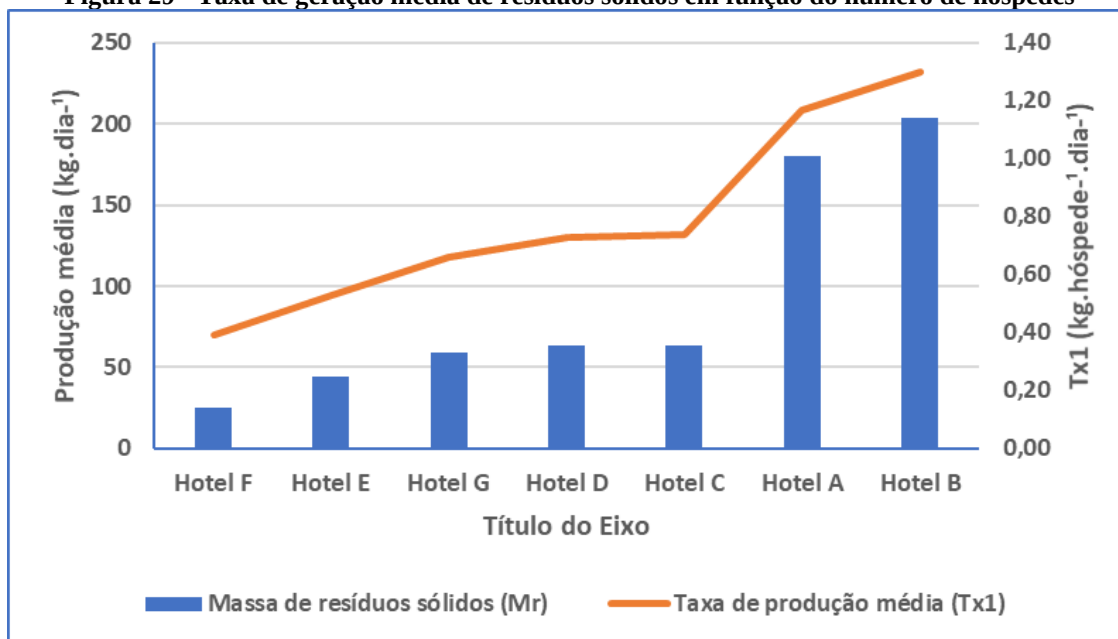
Para os hotéis de grande porte esta variação se deu entre 4,19 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ e 0,27 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹, para uma taxa de geração média de 1,28 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹. (Tabela 19). Os valores máximos e mínimos da variável Tx1 foram identificados dentre os hotéis de médio porte, como uma taxa de 5,17 kg.hóspede⁻¹.dia, variando até 0,11 kg.hóspede⁻¹.dia., para uma média de 0,76 kg.hóspede⁻¹.dia. Já para o hotel de pequeno porte, a taxa Tx1 variou entre 1,59 kg.hóspede⁻¹.dia e 0,40 kg.hóspede⁻¹.dia, para uma média de 0,66 kg.hóspede⁻¹.dia.

Os valores máximos da taxa de geração per capita de resíduos sólidos pode ser influenciada por episódios esporádicos realizados nos meios de hospedagem, como a realização de eventos nas dependências do hotel, feriados regionais ou eventos realizados na cidade. Diante deste contexto, apesar dos hotéis de médio porte registrarem a maior taxa de geração per capita, em média, a variável Tx1 destes hotéis é aproximadamente 40% inferior a Tx1 média dos hotéis de grande porte, que por sua vez é 84% superior a taxa do hotel de pequeno porte, o que corrobora Abdulredha et al. (2018), Son et al. (2018), Phu et al. (2018) e Bashir e Goswami (2016), que mostram que hotéis de grande porte possuem taxas de geração per capita superiores a hotéis de médio e pequeno porte.

Tabela 19 - Variação da taxa de geração per capita (Tx1) em função do porte do hotel			
Classificação	Máximo (kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹)	Mínimo (kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹)	Média (kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹)
Grande Porte	4,19	0,27	1,28
Médio Porte	5,17	0,11	0,76
Pequeno Porte	1,59	0,40	0,66

Analisando a taxa de geração per capita dentre os hotéis analisados, percebe-se que, em média, a Tx1 variou entre 0,39 e 1,30 kg.hóspede.dia⁻¹, como ilustra a Figura 29. Dessa forma, para hotéis de grande porte, a taxa variou entre 1,17 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ e 1,30 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ para os hotéis A e B, respectivamente, sendo próxima da taxa média calculada por Quaresma et al. (2021) para um hotel de grande porte localizado na cidade de João Pessoa - Brasil. (1,32 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹). Além disso, este resultado corrobora Abdulredha et al. (2018), que estimaram que um hotel de quatro estrelas pode produzir até 1,22 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹.

Figura 29 - Taxa de geração média de resíduos sólidos em função do número de hóspedes



Por outro lado, a taxa para hotéis de grande porte ficou distante dos resultados encontrados por Phu et al. (2018) e Son et al. (2018), que estimaram uma taxa média de 6,29 e 6,57 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹, respectivamente, para hotéis de grande porte localizados no Vietnã. A taxa aqui calculada também é menor do que a geração de 2,9 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ estimada por Bashir e Goswami (2016) para hotéis de grande porte.

No que diz respeito aos hotéis de médio porte, a taxa de geração média de resíduos sólidos variou entre 0,39 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ e 0,74 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹, para os hotéis F e C, respectivamente. A taxa de geração apresentada pelo Hotel F, a menor taxa média desta pesquisa, pode ser explicada pela baixa geração de resíduos orgânicos, já que o empreendimento não dispõe de restaurante.

As taxas médias dos hotéis de médio porte se aproximam dos resultados encontrados por Abdulredha et al. (2018), que calcularam uma taxa média de 0,83 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ para hotéis classificados como três estrelas. Contudo, o resultado aqui apresentado é distante das taxas calculadas por Phu et al. (2018) e Bashir e Goswami (2016) para hotéis de médio porte, 2,69 e 1,90 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹, respectivamente.

A geração per capita de resíduos sólidos para o hotel de pequeno porte G (0,66 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹) foi similar ao estimado por Son et al. (2018), 0,60 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ e por Abdulredha et al. (2018), 0,83 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹, ambas para hotéis classificados com uma estrela, mas distante da taxa estimada por Bashir e Goswami (2016), de 1,7 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹.

Alguns fatores podem ajudar a explicar os resultados divergentes entre os autores, como por exemplo o período de coleta de dados e os critérios adotados por cada autor para classificar o meio de hospedagem quanto ao porte. Phu et al. (2018) quantificaram a produção de resíduos sólidos ao longo de duas semanas de alta temporada turística, o que leva a uma tendência de alta taxa de ocupação, e consequentemente uma possível maior geração de resíduos sólidos. Por outro lado, Son et al. (2018) quantificaram a geração de resíduos sólidos durante 10 dias do mês de junho. Assim, estes autores podem não ter captado a sazonalidade da produção de resíduos sólidos em função dos períodos de alta e baixa temporada turística.

Abdulredha et al. (2018) e Son et al. (2018) estimaram a variação da taxa de geração dos resíduos sólidos em função do porte do meio de hospedagem, sendo eles classificados de uma a cinco estrelas. Contudo, não é possível afirmar quais são os critérios levados em consideração para caracterizar os meios de hospedagem de tal forma. Portanto, a comparação entre as taxas de produção de resíduos sólidos quanto ao porte do meio de hospedagem deve ser realizada quando há critérios similares de classificação, para que não haja resultados subdimensionados ou superdimensionados.

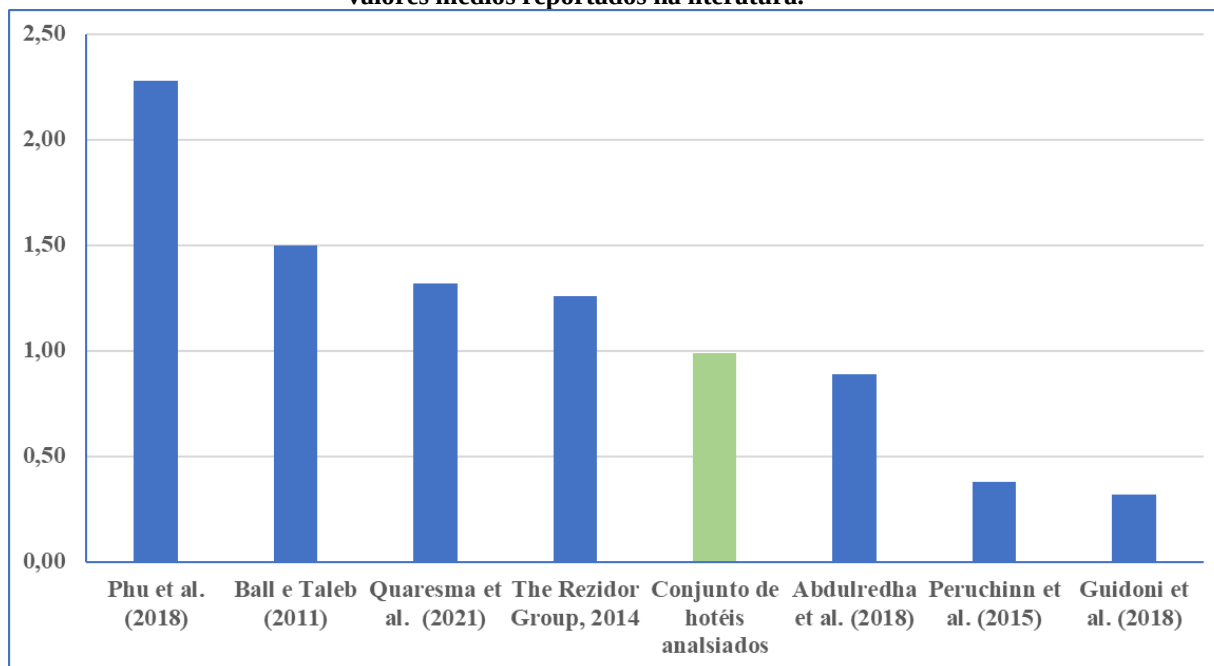
Outros fatores que podem influenciar nos resultados distintos entre os autores são as características dos hotéis analisados, como os serviços ofertados e a população atendida pelos estabelecimentos. Entre o conjunto de hotéis analisados, o hotel F, por exemplo, é o único meio de hospedagem o que não dispõe do serviço de restaurante, reduzindo, assim, a geração de resíduos orgânicos. O hotel E, cujo serviço de restaurante é afetado pela presença de um empreendimento vizinho, apresentou a segunda menor geração média de resíduos sólidos, $44,54 \text{ kg.dia}^{-1}$, bem como a segunda menor taxa de geração $0,52 \text{ kg.hóspede}^{-1}.\text{dia}^{-1}$. Além disso, estes hotéis apresentaram as menores populações médias dentre os estabelecimentos analisados.

Por outro lado, os hotéis A e B apresentaram as maiores gerações médias de resíduos sólidos, com $179,92 \text{ kg.dia}^{-1}$ e $203,83 \text{ kg.dia}^{-1}$, respectivamente, e também as maiores taxas de geração. Estes hotéis dispõem de um restaurante aberto ao público e ofertam café da manhã, almoço e jantar, serviços que contribuem para uma maior produção de resíduos orgânicos, grandes constituintes dos resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiro.

Assim, a taxa de geração média para o conjunto de hotéis foi calculada em $0,99 \text{ kg.hóspede}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, ou seja, cada hóspede pode produzir, em média, $0,99 \text{ kg.dia}^{-1}$ de resíduos sólidos, corroborando Abdulredha et al. (2018) que estimaram uma taxa média

de 0,89 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ para um conjunto de 150 hotéis localizados em Querbela - Iraque, enquanto Phu et al. (2018) relataram uma taxa média de 2,28 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ de resíduos sólidos para um conjunto de 20 hotéis localizados em Hoi An -Vietnã. A Figura 30 ilustra um comparativo entre a taxa de geração per capita do conjunto de hotéis analisados com valores médios reportados na literatura.

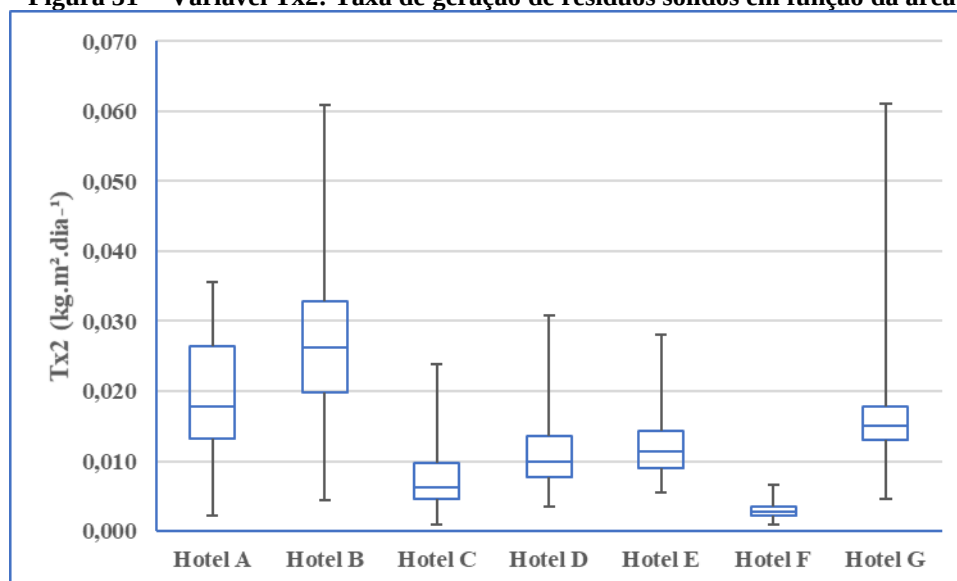
Figura 30 - Comparativo entre a taxa de geração per capita do conjunto de hotéis analisados com valores médios reportados na literatura.



5.1.2.3 Taxa de geração de resíduos sólidos por área (Tx2)

A variável Tx2 relaciona a geração diária de resíduos sólidos em função da área do meio de hospedagem. Neste sentido, esta taxa apresentou uma média para o conjunto de hotéis de 0,0170 kg.m⁻².dia⁻¹, variando entre 0,0008 kg.m⁻².dia⁻¹ e 0,0609 kg.m⁻².dia⁻¹ para um total de 732 amostras, como ilustra a Figura 31.

Assim, para os meios de hospedagem de grande porte, a Tx2 apresentou uma variação entre 0,0022 kg.m⁻².dia⁻¹ e 0,069 kg.m⁻².dia⁻¹, para uma taxa média de 0,0249 kg.m⁻².dia⁻¹, enquanto que para os hotéis de médio porte esta variação foi de 0,0008 kg.m⁻².dia⁻¹, a 0,0308 kg.m⁻².dia⁻¹, com uma geração média de 0,0086 kg.m⁻².dia⁻¹. Já para o hotel de pequeno porte, a geração média de resíduos sólidos em função da área do meio de hospedagem foi de 0,0159 kg.m⁻².dia⁻¹, como ilustra a Tabela 20.

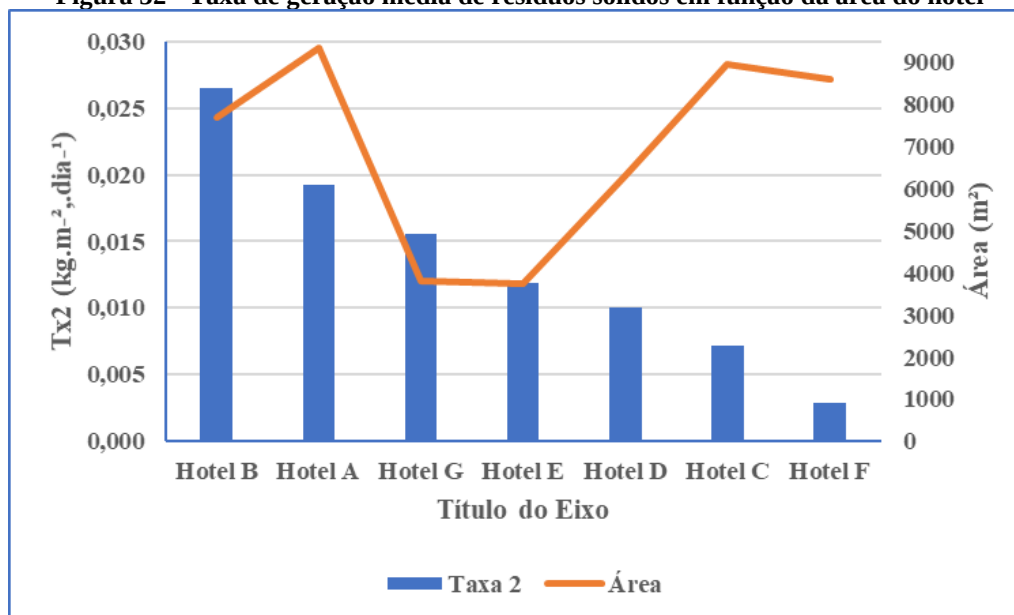
Figura 31 -- Variável Tx2: Taxa de geração de resíduos sólidos em função da área**Tabela 20 - Variação da taxa de geração em função da área dos hotéis (Tx2)**

Classificação	Máximo(kg.m ⁻² .dia ⁻¹)	Mínimo (kg.m ⁻² .dia ⁻¹)	Média (kg.m ⁻² .dia ⁻¹)
Grande Porte	0,0609	0,0022	0,0249
Médio Porte	0,0308	0,0008	0,0086
Pequeno Porte	0,0261	0,0046	0,0159

Neste sentido os hotéis de grande porte foram aqueles com as maiores taxas médias de resíduos em relação à área, com o hotel B apresentando uma Tx2 de 0,026 kg.m⁻².dia⁻¹, seguido pelo hotel A, com uma taxa de 0,019 kg.m⁻².dia⁻¹. Essa diferença se dá pelo fato do hotel B apresentar uma geração média de resíduos sólidos (203,83 kg.dia⁻¹) maior em comparação com o hotel A (179,92 kg.dia⁻¹), e uma área construída menor, 7690 m² para o hotel B e 9334 m² para o hotel A. Assim, consequentemente, a taxa de geração Tx2 do hotel B será maior que a do hotel A.

O mesmo raciocínio pode ser aplicado para os demais hotéis, com os meios de hospedagem que possuem menores áreas apresentando as maiores taxas de geração Tx2, como o hotel G, que detém uma área de 3812 m² e uma geração média de resíduos sólidos de 59,28 kg.dia⁻¹, resultando em uma Tx2 de 0,016 kg.m⁻².dia⁻¹, valor superior aos hotéis de médio porte, como mostra a Figura 32.

Figura 32 - Taxa de geração média de resíduos sólidos em função da área do hotel



Portanto, a partir destes resultados é possível observar que a geração de resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiro, seja ela expressa por meio da massa gerada diariamente (variável M_r), da taxa de geração per capita (variável Tx_1) ou da taxa de geração em função da área (variável Tx_2), pode ser influenciada pelas características dos meios de hospedagem, como o número de hóspedes, o porte do hotel, representado pelo número de quartos, os serviços ofertados pelos estabelecimentos, como a presença ou não de restaurante, e também pela área do hotel, tratadas aqui como variáveis independentes.

A Tabela 21 resume a geração média de resíduos sólidos do conjunto de hotéis analisados nesta pesquisa.

Tabela 21 - Geração média de resíduos sólidos dos hotéis analisados

Hotéis	Massa diária (kg.dia^{-1})	Taxa de geração per capita ($\text{kg.hóspede}^{-1}.\text{dia}^{-1}$)	Taxa de geração em função da área ($\text{kg.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$)
A	179.92	1.17	0.019
B	203.83	1.30	0.026
C	63.88	0.74	0.007
D	63.46	0.73	0.010
E	44.54	0.53	0.012
F	25.14	0.39	0.003
G	59.28	0.66	0.016
MÉDIA	122,39	0,99	0,017

Dessa forma, a construção de modelos estatísticos visa dar maior previsibilidade sobre quais destas variáveis independentes de fato são estatisticamente significativas sobre as variáveis dependentes, além de ser capaz de estimar a produção de resíduos

sólidos para outros meios de hospedagem, auxiliando no planejamento e na gestão efetiva dos resíduos sólidos gerados.

5.2 GERENCIAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS

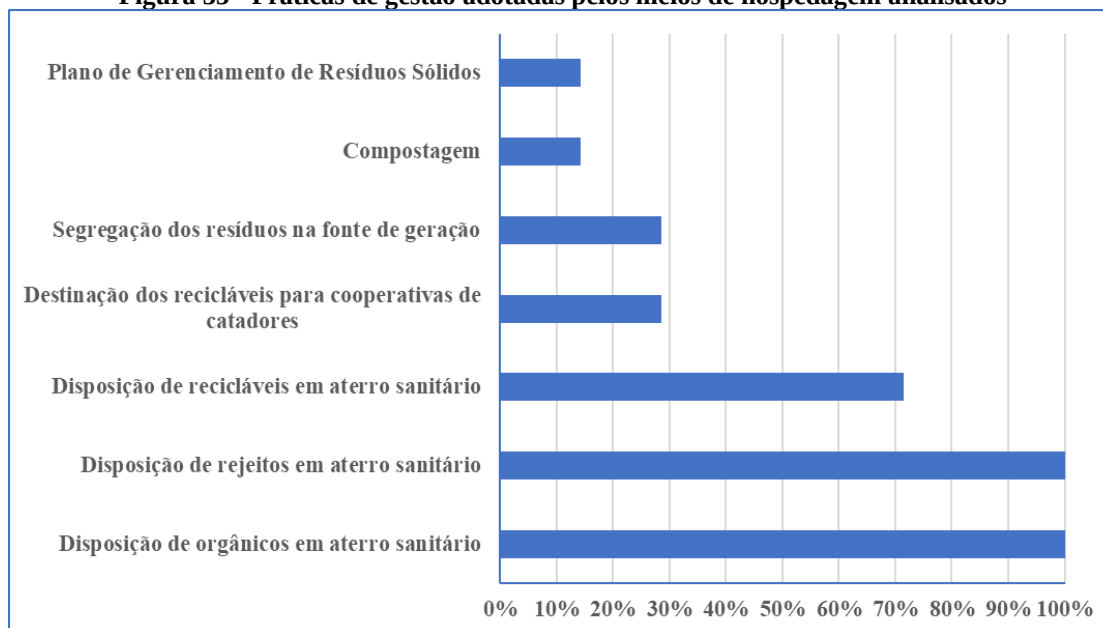
O Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS) é um importante instrumento da Política Nacional de Resíduos Sólidos brasileira, e tem como objetivo dar diretrizes para uma gestão efetiva dos resíduos produzidos por grandes produtores, estabelecendo ações, metas e medidas mitigadoras dos passivos ambientais relacionados aos resíduos (BRASIL, 2010a). Em João Pessoa, o Decreto Municipal 8886/2016 estabelece a Política Municipal de Resíduos Sólidos, e dispõe que os grandes geradores de resíduos sólidos são aqueles que produzirem mais de 200 litros de resíduos sólidos por dia (JOÃO PESSOA, 2016). Neste sentido, de acordo com a Lei Federal Nº 12305/2010, estes grandes produtores são obrigados a elaborar e implantar um PGRS (BRASIL, 2010a).

Contudo, após aplicação de questionário com os gerentes dos meios de hospedagem, ficou constatado que apenas o 14,3% dos hotéis analisados possuem PGRS, estando os demais estabelecimentos em não conformidade com a Política Nacional de Resíduos Sólidos e com a Política Municipal de Resíduos Sólidos de João Pessoa.

Em relação a segregação dos resíduos em sua fonte de geração, 28,6% dos hotéis analisados separam os resíduos em pelo menos duas categorias, recicláveis e resíduos úmidos. Após a segregação, os resíduos recicláveis são coletados por cooperativas de catadores da cidade de João Pessoa que dão a devida destinação ambientalmente adequada a estes materiais. A coleta dos demais resíduos é realizada pela Prefeitura Municipal de João Pessoa, mediante o pagamento de uma taxa de coleta que varia entre R\$ 1200,00 a R\$ 6000,00 por mês, a depender do volume de resíduos gerado por cada meio de hospedagem.

Dessa forma, estes hotéis destinam os resíduos secos para cooperativas de catadores, enquanto que os resíduos orgânicos e rejeitos são coletados e dispostos no aterro sanitário da cidade de João Pessoa. Por outro lado, 71,4% dos hotéis analisados enviam a totalidade de seus resíduos ao aterro sanitário, sejam eles resíduos orgânicos, recicláveis ou não recicláveis.

A Figura 33 resume as práticas de gestão de resíduos sólidos adotadas pelos hotéis analisados.

Figura 33 - Práticas de gestão adotadas pelos meios de hospedagem analisados

Dos hotéis que adotam alguma prática de gestão, como a segregação dos resíduos na fonte de geração, destinação ambientalmente adequada dos resíduos recicláveis, ou implantação de um Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos, 100% são meios de hospedagem aqui classificados como de grande porte. Além destas práticas, o hotel B ainda possui em suas dependências as tecnologias de compostagem e vermicompostagem, mas que estavam em manutenção no período desta pesquisa.

Para os hotéis de pequeno e médio porte não foram identificadas práticas de gestão de resíduos sólidos. Este resultado corrobora Son et al. (2018), que apontam que hotéis de três a cinco estrelas apresentam as maiores taxas de segregação de resíduos sólidos em relação à meios de hospedagem de classificação inferior. Ademais, Ghadban et al. (2017) explicam que dentre nove hotéis de grande porte analisados, 100% dispunham de programas de gerenciamento de resíduos sólidos, enquanto que apenas 33% dos hotéis de pequeno porte possuíam o mesmo tipo de programa. Dessa forma, percebe-se que meios de hospedagem de grande porte estão mais propensos a adotarem práticas que visam uma melhor gestão dos resíduos sólidos.

Como justificativa para a ausência da segregação dos resíduos sólidos, o gerente do hotel G, classificado como de pequeno porte, afirmou que tem o desejo de realizar a separação dos resíduos na fonte de geração, mas que a ausência de uma coleta seletiva por parte da prefeitura de João Pessoa tornava a segregação dos resíduos uma perda de tempo. Já o gerente do hotel E, classificado, como médio porte, explicou que a logística

para implantar a segregação dos resíduos era a razão para a ausência dessa prática. A Figura 34 ilustra a separação dos resíduos na fonte de geração aplicada em um dos hotéis de grande porte.

Figura 34 - Segregação dos resíduos sólidos adotada em um hotel de grande porte



Ainda de acordo com os gerentes dos hotéis analisados, os maiores problemas enfrentados pelos meios de hospedagem relacionados aos resíduos sólidos são o grande volume produzido, os custos relacionados a gestão, como mão de obra e a taxa paga à prefeitura pelo serviço de coleta, o espaço necessário para armazenamento interno e a proliferação de vetores.

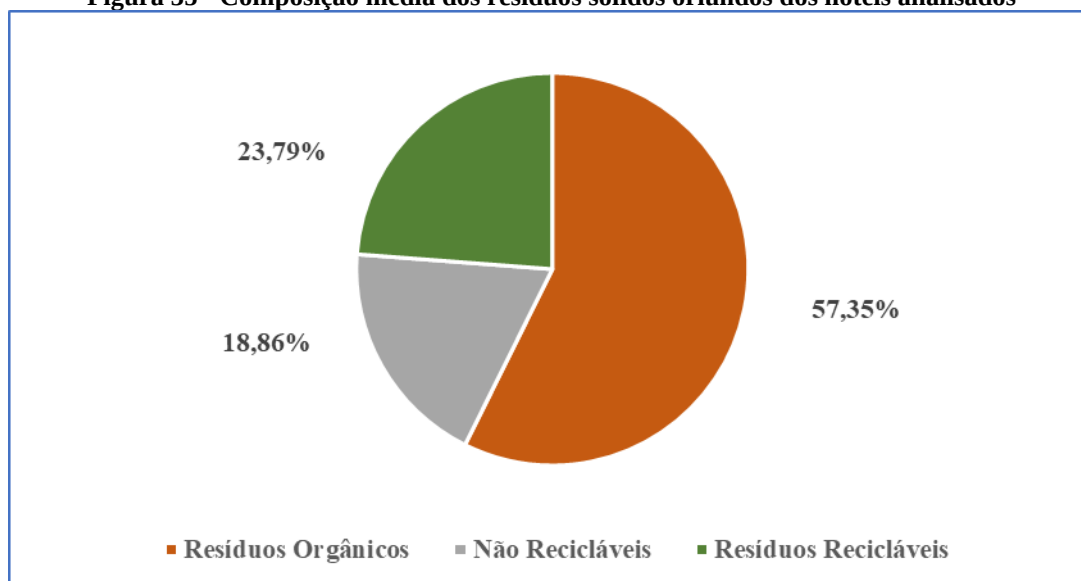
5.2.1 Análise gravimétrica

A fração orgânica fermentável compõe a maior parte dos resíduos sólidos, com uma composição média de 57,35% do total de resíduos gerados, enquanto os resíduos recicláveis correspondem a 23,79% e os não recicláveis somam 18,86% para o conjunto de hotéis analisado, como ilustra a Figura 35. Esse percentual de resíduos orgânicos é superior à composição dos RSU no Brasil, que é de 45,3% do total de resíduos sólidos coletados (BRASIL, 2022a). Assim, a composição média dos resíduos gerados pelos hotéis tem um potencial de recuperação material ou energética de 81,14%, representado pelos resíduos recicláveis e orgânicos, respectivamente.

Os resíduos orgânicos oriundos do conjunto de hotéis analisados são constituídos basicamente por restos de alimento, tendo como origem a cozinha e o restaurante dos hotéis, e procedentes dos processos de preparação das refeições e do consumo, a partir das sobras de alimentos, principalmente relacionadas ao café da manhã, corroborando Papargyropoulou et al. (2016), que explicam que a preparação das refeições é responsável

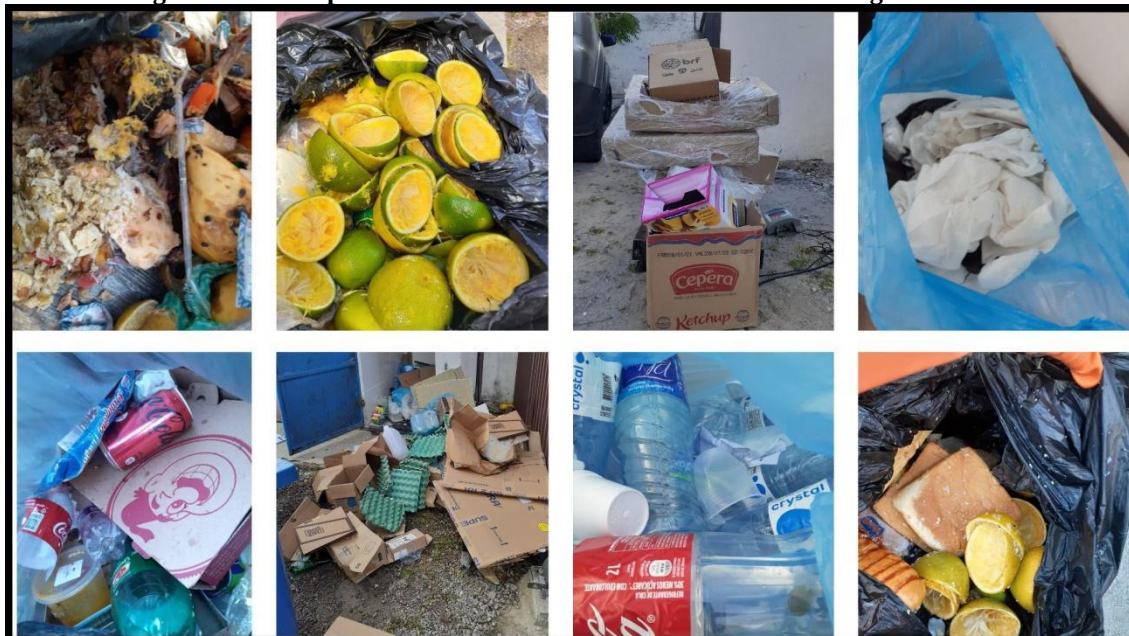
por 50% da produção de resíduos orgânicos de um hotel localizado em Kuala Lumpur (Malásia), sendo o restante oriundo das sobras do prato do cliente (25%) e das sobras do buffer (25%). Corroborando os autores anteriormente citados, Bhajan et al. (2022) mostram que 40% dos resíduos orgânicos oriundos do setor hoteleiro são produzidos nos pratos dos consumidores. Durante a análise gravimétrica realizada nesta pesquisa não foram identificados resíduos verdes.

Figura 35 - Composição média dos resíduos sólidos oriundos dos hotéis analisados



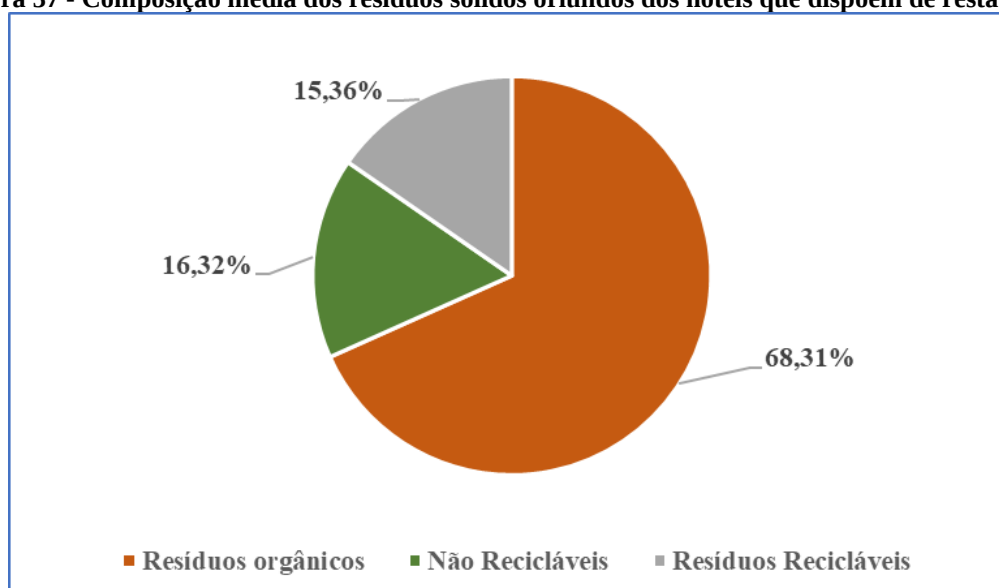
Os resíduos recicláveis identificados são constituídos basicamente de embalagens plásticas, podendo ter como origem os produtos de limpeza e garrafas PET, além de recipientes de vidro e de alumínio, como garrafas de cerveja e de refrigerante. Ademais, foram identificados resíduos de papéis, gerados nos quartos e nos setores administrativos dos meios de hospedagem, além de materiais em papelão. Os resíduos não recicláveis gerados nos meios de hospedagem analisados correspondem a papéis higiênicos e fraldas descartáveis. A Figura 36 ilustra os resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiro de João Pessoa.

Figura 36 - Exemplos de resíduos sólidos identificados na análise gravimétrica



Analizando apenas os hotéis que oferecem o serviço de restaurante (hotéis A, B, C, D, G) nota-se que a participação dos resíduos orgânicos na composição média dos resíduos sólidos aumenta em aproximadamente 19% em relação a composição média do conjunto de todos os hotéis, passando de 57,35% para 68,31. De modo contrário, a presença de resíduos recicláveis e não recicláveis na composição dos resíduos sólidos reduz em 35% e 13%, respectivamente, diminuindo de 23,79% para 15,36% para os resíduos recicláveis, e de 18,86% para 16,32% para os resíduos não recicláveis, como ilustra a Figura 37.

Figura 37 - Composição média dos resíduos sólidos oriundos dos hotéis que dispõem de restaurante

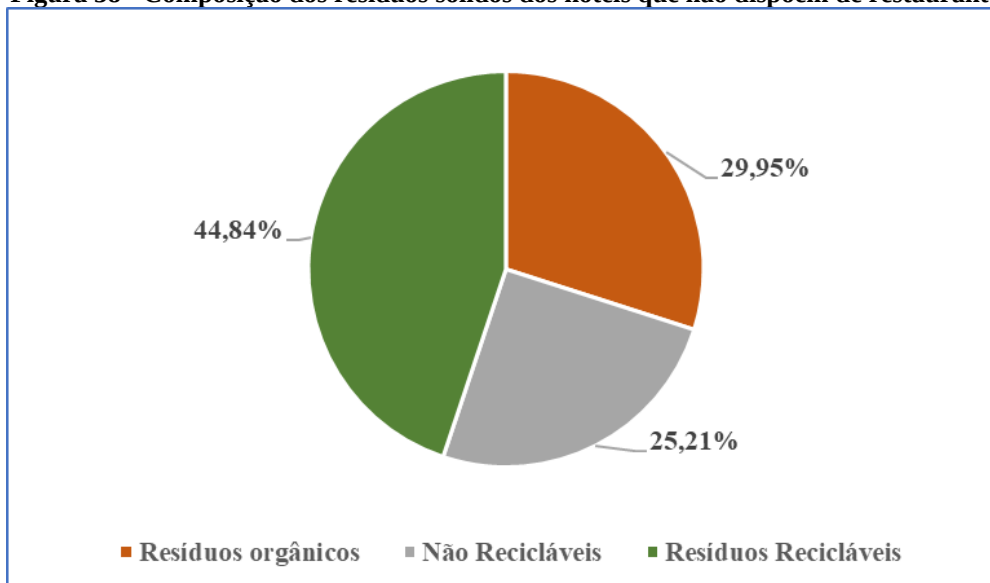


Assim, nesta pesquisa, os resíduos orgânicos, sobretudo os resíduos alimentares, constituem grande parte dos resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiro, com uma taxa de 57,35%. Este resultado corrobora Speier et al. (2019) e Phu et al. (2018), que indicam que 58,8% e 58,5% dos resíduos gerados em hotéis localizados em Mysore, na Índia e em Hoi An, no Vietnã, respectivamente, são formados por resíduos orgânicos. Este resultado ainda é similar ao calculado por Chaabane et al. (2018) e Dangi, et al. (2011), com taxas de composição de resíduos orgânicos de 58% e 57,8%, respectivamente.

A participação dos resíduos orgânicos na composição média do conjunto de hotéis analisados é superior as taxas relatadas por Hoang et al. (2017), que estimaram em 56,2% a presença de resíduos orgânicos para um conjunto de nove hotéis localizados no Vietnã, e ainda resta superior ao resultado calculado por Son et al. (2018), que mostram que os resíduos gerados em hotéis localizados em Hue (Vietnã), são compostos por 54,3% de resíduos orgânicos.

Por outro lado, autores como Quaresma et al. (2021) e Bashir e Goswami (2016) relatam taxas ainda maiores de resíduos orgânicos em resíduos sólidos oriundos de meios de hospedagem. Os primeiros autores calcularam que estes resíduos correspondem à 76,37% do total de resíduos sólidos produzido por um hotel brasileiro de grande porte, enquanto Bashir e Goswami (2016) estimaram que os resíduos sólidos provenientes de um conjunto de meios de hospedagem localizados na cidade de Pahalgam (Índia) são constituídos por 65% de resíduos orgânicos.

Já para os hotéis que não dispõem de restaurante (hotel F), ou que o restaurante não possui uma ocupação significativa (hotel E), a produção de resíduos orgânicos se limita aos serviços de quarto ou a possíveis consumos de hóspedes através de pedidos a outros restaurantes. Consequentemente, a geração de resíduos orgânicos para estes meios de hospedagem apresentou índices mais baixos em relação aos hotéis que oferecem o serviço de restaurante, com uma redução de 48%, passando de uma média de 57,35% para 29,95%. De modo contrário, a presença de resíduos recicláveis é elevada em 88%, saltando de 23,79% para 44,84%, possivelmente devido ao alta produção de resíduos oriundos de embalagens. O mesmo ocorre com os rejeitos, aumentando em 33% sua participação na composição dos resíduos sólidos, passando de 18,86% para 25,21%. A Figura 38 ilustra a composição gravimétrica dos resíduos sólidos oriundos dos hotéis E e F.

Figura 38 - Composição dos resíduos sólidos dos hotéis que não dispõem de restaurante

Os hotéis E e F também foram aqueles que apresentaram as menores gerações de resíduos sólidos, com uma média de 44,54 kg.dia⁻¹ e 25,14 kg.dia⁻¹, respectivamente, além das menores taxas de geração per capita, correspondendo à 0,53 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ e 0,38 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹, respectivamente. Desta forma, a composição gravimétrica apresenta um indicativo de que os serviços ofertados pelos meios de hospedagem podem interferir na geração de resíduos sólidos, já que os hotéis que não oferecem o serviço de restaurante estão propensos a produzirem uma menor quantidade de resíduos orgânicos, principal constituinte dos resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiro.

Assim, do total de 97,71 toneladas produzidas pelo conjunto de hotéis analisados, 56,04 toneladas correspondem a resíduos orgânicos que poderiam ser destinados a iniciativas de valorização material ou energética, como compostagem e a digestão anaeróbia, enquanto 23,24 toneladas são referentes a resíduos recicláveis, que podem ser reutilizados ou reciclados. Atualmente, esses resíduos são encaminhados para o aterro sanitário de João Pessoa juntamente com 18,43 toneladas de resíduos não recicláveis. Misturado a outros resíduos, a presença de matéria orgânica dificulta as operações de triagem, valorização e disposição final.

5.3 ANÁLISE DE DADOS E MODELAGEM ESTATÍSTICA

Nesta seção serão analisados os pressupostos para um modelo de regressão linear múltipla, como o tamanho da amostra, multicolinearidade, normalidade, homoscedasticidade e independência dos erros. Ademais, será apresentada uma análise

sobre o desempenho dos modelos propostos, além de uma aplicação destes modelos para o setor hoteleiro de João Pessoa.

5.3.1 Tamanho da amostra

A amostra aqui analisada diz respeito a 75% do conjunto total dos dados obtidos (732 amostras), correspondendo a 549 amostras. Neste sentido, aplicando a equação 11 o tamanho da amostra necessária para uma análise de regressão linear múltipla foi calculado da seguinte forma:

$$N \geq 50 + 8M$$

$$N \geq 50 + 8 * 6.$$

$$\text{Assim, } N \geq 98.$$

Assim, o conjunto de dados utilizado para a proposição dos modelos cumpre o pressuposto do tamanho da amostra para um modelo de regressão linear múltipla, estando em conformidade com o que estabelece Tabachnick e Fidell (2013).

5.3.2 Multicolinearidade

A análise de multicolinearidade entre as variáveis independentes demonstrou que o número de leitos possui uma correlação forte com o número de quartos, com o coeficiente de Pearson calculado em 0,92. Além disso, esta variável apresentou uma correlação elevada com os serviços ofertados, com o PCC de 0,80. Assim, o número de quartos e de leitos não devem ser considerados simultaneamente em um modelo de regressão linear múltipla, como recomendam Tabachnick e Fidell (2013). As demais variáveis independentes não possuem correlação entre si e podem seguir no modelo. Neste sentido, a Tabela 22 ilustra a análise de multicolinearidade entre as variáveis independentes, através do coeficiente de Pearson.

Tabela 22 - Coeficiente de Pearson referente a multicolinearidade entre as variáveis independentes

Variáveis	Pop	Sv	Nq	Nl	Nf	At	Occ
População	-	0,40	0,42	0,37	0,43	0,26	0,74
Serviços	0,40	-	0,79	0,80	0,76	0,30	0,09
Número de quartos	0,42	0,79	-	0,93	0,72	0,72	0,03
Número de leitos	0,37	0,80	0,93	-	0,74	0,77	-0,03
Número de funcionários	0,43	0,76	0,72	0,74	-	0,55	0,14
Área	0,26	0,30	0,72	0,77	0,55	-	-0,08
Taxa de ocupação	0,74	0,09	0,03	-0,03	0,14	-0,08	-

A análise de correlação entre as variáveis dependentes e independentes mostrou que a População é a variável com correlação mais significativa em relação variável dependente Mr (PCC = 0,81), seguido pelo número de funcionários, número de quartos, serviços ofertados e número de leitos, todas com o PCC variando positivamente entre 0,63 e 0,50. Contudo, as variáveis número de quartos e número de leitos foram desconsideradas deste modelo Mr por serem entendidas como uma resposta redundante à população.

Assim, estas variáveis possuem uma correlação significativa e direta com a produção de resíduos sólidos do setor hoteleiro, à medida que a geração de resíduos irá aumentar se uma destas variáveis sofrerem algum acréscimo, corroborando os resultados obtidos por Abdulredha et al. (2018) e Hoang et al. (2017), que mostram que a produção de resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiro pode ser influenciada pelo número de quartos, número de leitos, que correspondem ao número de hóspedes, e número de funcionários dos meios de hospedagem.

Por outro lado, nesta pesquisa a variável área total foi desconsiderada do modelo por possuir um PCC relativamente baixo (0,35), contrariando Abdulredha et al. (2018) que obteve como resultado a área total como umas das variáveis influentes na produção de resíduos no setor hoteleiro. Além da área total, a taxa de ocupação também apresentou PCC baixo (0,38), e consequentemente esta variável não foi considerada para o modelo. Desta forma, a população, o número de funcionários e o peso dos serviços ofertados pelos meios de hospedagem foram as variáveis independentes consideradas para a proposição do modelo Mr, como ilustra a Tabela 23.

Tabela 23 - Variáveis independentes consideradas para a proposição do modelo Mr

Modelo Mr	Pop	Nf	Sv
Coeficiente de Pearson	0,807	0,633	0,553

Em relação a variável dependente Tx1, a população não apresentou correlação significativa (PCC = -0,172) com esta variável, enquanto que o número de leitos, a área total e a taxa de ocupação apresentaram uma correlação fraca, com o PCC de 0,36, 0,25 e -0,21 respectivamente, sendo assim desconsideradas do modelo Tx1, como recomendam Tabachnick e Fidell, (2013). O número de funcionários foi a variável que apresentou o maior coeficiente de Pearson, com um valor de 0,44, seguido pelos serviços ofertados, e o número de quartos, com PCC de 0,43 e 0,40, respectivamente. Como a

população não apresentou correlação significativa com a variável Tx1, o número de quartos foi mantido como uma variável independente a ser considerada neste modelo.

Assim, o número de quartos, número de funcionários e o peso dos serviços ofertados foram as variáveis independentes consideradas para o modelo de regressão linear Tx1, como ilustra a Tabela 24. Este resultado corrobora resultados discutidos por Phu et al. (2018), Bashir e Goswami (2016) e Ball e Taleb (2011) que mostram que a taxa de geração per capita de resíduos oriundos do setor hoteleiro pode ser influenciada pelo número de quartos e os serviços ofertados, como a presença ou não de áreas verdes e restaurante.

Tabela 24 - Variáveis independentes consideradas para a proposição do modelo Tx1

Modelo Tx1	Sv	Nf	Nq
Coeficiente de Pearson	0,429	0,437	0,404

Em relação à variável Tx2 a população foi a variável independente com a maior correlação, com um coeficiente de Pearson igual a 0,78, seguida pela taxa de ocupação (PCC=0,54), número de funcionários (PCC= 0,53) e pelo peso dos serviços ofertados (PCC= 0,48). As variáveis área total, número de leitos e número de quartos apresentaram correlação baixa com a variável dependente Tx2, com Coeficientes de Pearson de 0,12, 0,31 e 0,38, respectivamente, e não foram consideradas para a proposição deste modelo, como recomendam Tabachnick e Fidell, (2013). Assim, para o modelo Tx2, a população, a taxa de ocupação, o número de funcionário e o peso dos serviços ofertados foram consideradas como variáveis independentes, como ilustra a Tabela 25.

Tabela 25 - Variáveis independentes consideradas para a proposição o dos modelos

Variáveis dependentes	População (Pop)	Funcionários (Nf)	Serviços (Sv)	Quartos (Nq)	Leitos (Nl)	Ocupação (Occ)	Variáveis independentes
MR	0.80	0.63	0.55	0.56	0.50	0,38	Pop, Ne, Sv
Tx1	-0.017	0.43	0.42	0.40	0.36	-0,21	Ne, Sv
Tx2	0.78	0.53	0.48	0.38	0.31	0,54	Pop, Ne, Sv, Occ

5.3.3 Normalidade dos erros e Homocedasticidade

As figuras a seguir ilustram a análise gráfica da normalidade dos erros para o Modelo Mr, Tx1 e Tx2, respectivamente. Deste modo, percebe-se nas Figuras 39a, 40a e 41a que parte dos dados não estão em contato com a reta da normalidade, apresentando uma não conformidade com o pressuposto da normalidade. Assim, os erros dos modelos não seguem uma distribuição normal, sendo necessária a realização de uma transformação, como sugerido por Tabachnick e Fidell (2013).

Neste sentido, optou-se pela transformação logarítmica na base 10 nas variáveis dependentes Mr, Tx1 e Tx2, sendo $Y' = \text{Ln}_{10}(Y)$. O resultado ilustrado nas Figuras 39b, 40b e 41c demonstram que a transformação logarítmica conseguiu corrigir a normalidade dos erros dos modelos. Dessa forma o pressuposto da normalidade foi atendido. Segundo Tabachnick e Fidell (2013), o pressuposto da homocedasticidade está relacionado com a normalidade dos dados, já que quando as variáveis seguem uma distribuição normal, a homoscedasticidade é atendida. Portanto, por meio da análise gráfica da normalidade dos erros foi possível constatar que os pressupostos da normalidade e da homocedasticidade foram atendidos (TABACHNICK; FIDELL, 2013),

Figura 39 - Gráfico da probabilidade normal de resíduos para o modelo Mr

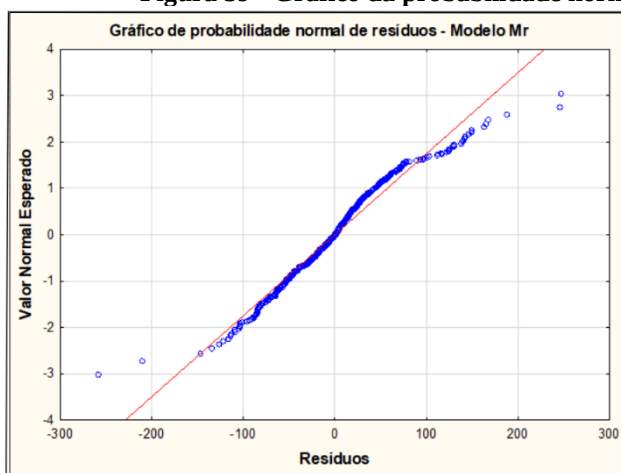


Figura 39a -Modelo Mr

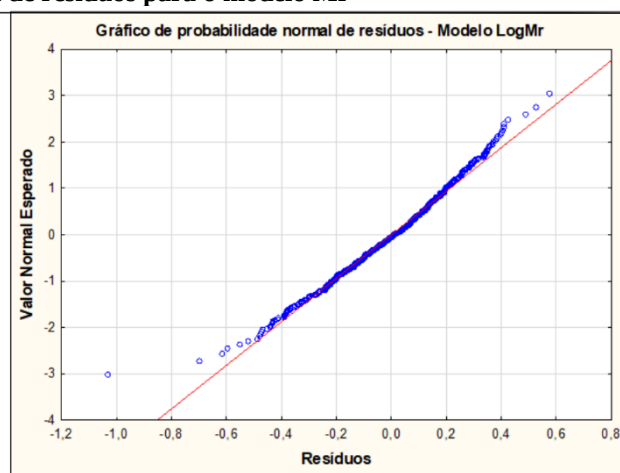


Figura 39b – Modelo Log10 Mr

Figura 40 - Gráfico da probabilidade normal de resíduos para o modelo Tx1

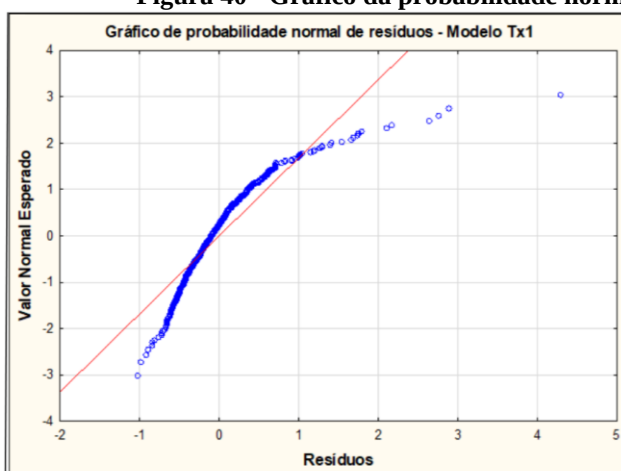


Figura 40a -Modelo Tx1

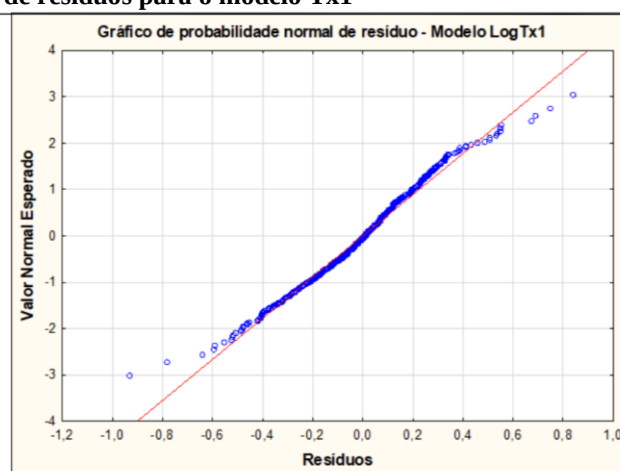


Figura 40b – Modelo Log10 Tx1

Figura 41 - Gráfico da probabilidade normal de resíduos Tx2

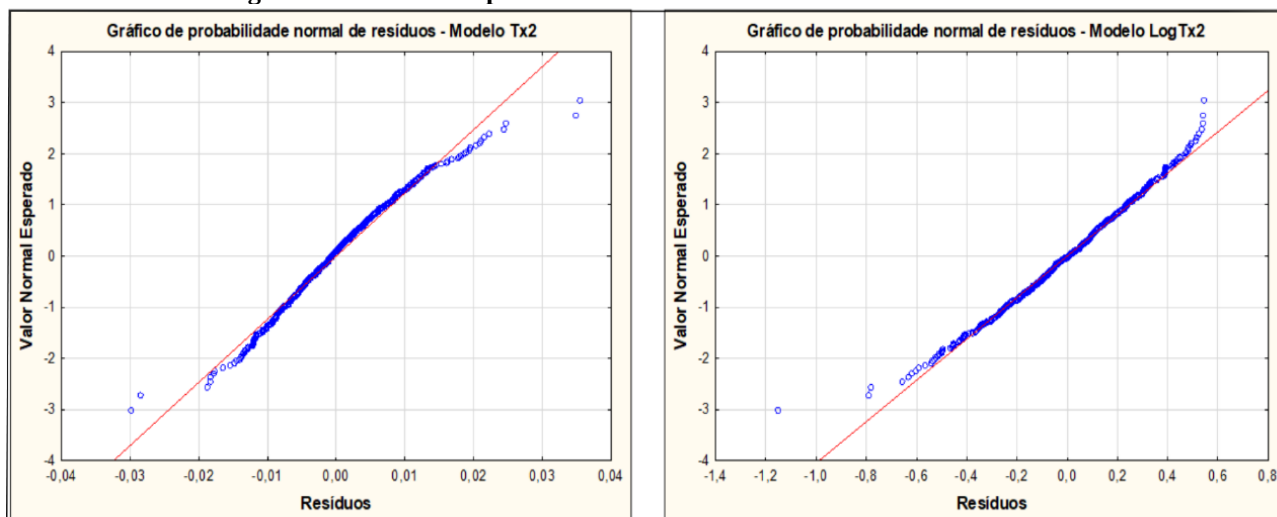


Figura 41a -Modelo Tx2

Figura 41b – Modelo Log10 Tx2

5.3.4 Independência dos erros

A Estatística de Durbin-Watson foi obtida por meio do Software Statistica 10®, e apresentou como resultado os valores de 1,993 e 1,987 e 1,955, para a independência dos erros dos Modelos Mr, Tx1 e Tx2 respectivamente. Como bem explicou Field (2009), resultados próximos a 2 significam que os resíduos dos modelos são independentes. Dessa forma, este pressuposto foi atendido.

5.3.5 Desempenho dos modelos

5.3.5.1 Modelo Mr – Estimativa da massa de resíduos sólidos gerada diariamente

O modelo aplicado para predição da variável dependente Mr relaciona a geração de resíduos sólidos diária com o número de hóspedes, o peso dos serviços ofertados pelos meios de hospedagem e o número de funcionários. Esse conjunto de variáveis foi capaz de explicar 71,1% da geração diária de resíduos sólidos no setor hoteleiro, apresentando como resultado um R^2 de 0,711, com o Teste F (3,545) igual a 446,17 e p-valor $< 0,05$.

Este resultado corrobora Abdulredha et al. (2018), que utilizou um MRL com $R^2=0,799$ para estimar os resíduos sólidos gerados pelo setor hoteleiro da cidade de Querbela (Iraque), utilizando como variáveis independentes o número de leitos, os gastos do meio de hospedagem e o número de funcionários. Ampliando a análise para a estimativa da produção de RSU, os resultados aqui obtidos foram semelhantes aos alcançados por Rosecký et al. (2021), tendo um R^2 de 0,74 par um modelo MRL para a estimativa dos RSU da República Tcheca, e por Smejkalová et al. (2020), que calcularam um R^2 de 0,66 para um modelo MRL para a estimativa da geração de RSU para os estados

da União Europeia. Para resíduos sólidos domiciliares, Athayde Júnior et al. (2014) obtiveram R^2 de 0,935 e 0,666 para modelos MRL considerando residências multifamiliar e unifamiliar, respectivamente.

Assim, a equação 17 apresenta o modelo Mr para a estimação da produção de resíduos sólidos gerada diariamente.

$$MR = 10^{[(1.1445 + (0.0021 * Pop) + (0.007755 * Sv) + (0.0063 * Nf)]} \quad (\text{Equação 17})$$

($R^2 = 0,711$, F-test (3,545) = 446,17, p-value < 0.05)

Onde:

MR: geração de resíduos sólidos (kg.dia⁻¹)

Pop: número de hóspedes

Sv: é o peso dos serviços oferecidos

Nf: número de funcionários

Desta forma, de acordo com a equação 17, a cada hóspede adicional, a massa de resíduos pode ser aumentar em a um aumento de 0,48%. Além disso, uma unidade a mais no peso dos serviços prestados aumentará 1,80%, enquanto a contratação de um funcionário poderá acarretar em um aumento de 1,46% na massa de resíduos sólidos gerada diariamente. Assim, dentre as variáveis independentes, o peso dos serviços ofertados é aquela com maior influência na massa de resíduos sólidos gerada diariamente no setor hoteleiro.

O modelo Mr corrobora Camilleri-Fenech et al. (2020) e Diaz-Farina et al. (2023), que demonstraram que os serviços oferecidos têm influência significativa nos resíduos sólidos produzidos pela hotelaria. Diaz-Farina et al. (2023), por exemplo, indicaram que o tipo de refeição oferecida pelos hotéis impacta diferentemente na geração de resíduos sólidos, de modo que um aumento de 1% na meia pensão leva a um aumento de 0,28% na geração de resíduos sólidos, enquanto o café da manhã sozinho é responsável por um aumento de 0,14 %. Ademais, Diaz-Farina et al. (2023) demonstram que uma maior taxa de ocupação de um hotel poderá aumentar a produção de resíduos em 0,60%.

a) Validação do modelo Mr

Do total de amostras, 25% (183) foram separadas aleatoriamente com o objetivo de avaliar o desempenho dos modelos. Para este conjunto de dados a massa de resíduos

sólidos observada variou entre 468,30 kg.dia⁻¹ e 10,5 kg.dia⁻¹, com uma produção média de 127,66 kg.dia⁻¹.

Aplicando o modelo Mr para o conjunto de amostras aleatórias, tem-se que a massa de resíduos sólidos predita variou entre 567,57 kg.dia⁻¹ e 24,05 kg.dia⁻¹, para uma produção média de 113,01 kg.dia⁻¹.

Aplicando a equação 12 para o conjunto de amostras aleatórias, tem-se que a soma das diferenças dos quadrados apresentou um resultado de 0,833 contra 0,711 para o conjunto de 75% de amostras, indicando que a variável dependente pode ser prevista por meio da combinação linear das variáveis independentes analisadas (TABACHNICK; FIDELL 2013).

$$R^2 = \frac{SS_{reg}}{SS_Y} \quad (\text{Equação 12})$$

$$R^2 = \frac{2,236}{2,429} = 0,833$$

Utilizando a equação 15 para calcular o R² ajustado do conjunto de amostras aleatórias e analisar a generalização do modelo, tem-se como resultado um R² ajustado de 0,827, contra um R² de 0,833, apresentando uma diferença de 0,65%. Dessa forma se este modelo fosse originado de uma população e não de uma amostra específica, ele explicaria apenas 0,65% a menos da variável predita. Portanto, a validação cruzada foi atendida e este modelo pode ser generalizado para uma população, como dispõe Field (2009).

$$R^2_{ajustado} = 1 - \left[\left(\frac{n-1}{n-k-1} \right) * \left(\frac{n-2}{n-l-2} \right) * \left(\frac{n+1}{n} \right) \right] * (1 - R^2) \quad (\text{Equação 15})$$

$$R^2_{ajustado} = 1 - \left[\left(\frac{183-1}{183-3-1} \right) * \left(\frac{183-2}{183-l-2} \right) * \left(\frac{183+1}{183} \right) \right] * (1 - 0,833^2);$$

$$R^2_{ajustado} = 0,827$$

5.3.5.2 Modelo Tx1 – Estimativa da taxa per capita de geração de resíduos sólidos

O modelo Tx1 explica a taxa per capita da geração de resíduos sólidos por meio do peso dos serviços ofertados, o número de funcionários e o número de quartos. Contudo, a variável Nq apresentou correlação não significativa estatisticamente em relação à variável dependente Tx1, com o p-valor >0,05.

Assim, o modelo aplicado para estimar a Tx1 foi construído de acordo com as variáveis número de funcionários e peso dos serviços oferecidos. Este modelo apresentou como resultado um R^2 relativamente baixo (0,307), com Teste F (2,546) =118,18 e p-valor $< 0,05$, sendo a hipótese nula rejeitada. Portanto, o número de funcionários e o peso dos serviços ofertados explicam em apenas 30% a taxa per capita de produção de resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiro. A equação 18 apresenta o modelo Tx1 para a estimação da taxa de produção per capita dos resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiro.

$$Tx1 = 10^{[(0.0059*Sv)+(0.0044*Nf) - 0.4611]} \quad (\text{Equação 18})$$

($R^2 = 0,307$, F-test (2.546) =118,18, p-value < 0.05)

Onde:

Tx1: taxa de geração per capita de resíduos sólidos (kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹),

Sv: é o peso dos serviços oferecidos

Nf: número de funcionários

Portanto, de acordo com a equação 18, o conjunto de serviços oferecidos é a variável com maior influência na taxa per capita de produção de resíduos sólidos, de modo que uma unidade adimensional a mais de peso leva a um aumento de 1,37% na taxa per capita de produção de resíduos sólidos, enquanto um funcionário adicional corresponde a um acréscimo de 1,02%.

Esses resultados corroboram Juvan et al. (2018) e Camilleri-Fenech et al. (2020), que relataram a influência dos serviços oferecidos sobre os resíduos orgânicos produzidos por um hotel de cinco estrelas localizado na cidade de Malta. Ademais, Phu et al. (2018) explicam por meio de um teste de Kruskal-Wallis que a presença de um restaurante e áreas verdes influencia significativamente a taxa de resíduos sólidos gerados pelo setor hoteleiro. A influência do número de funcionários sobre a taxa de produção per capita dos resíduos sólidos do setor hoteleiro também foi relatada por Abdulredha et al. (2018), apresentando um coeficiente de Pearson de 0,61 entre estas variáveis.

b) Validação do modelo Tx1

Da mesma forma realizada para o modelo Mr, 25% do total de amostras, correspondendo a 183 dados, foram separadas aleatoriamente visando a avaliação do desempenho dos modelos. Assim, a taxa de geração per capita de resíduos sólidos

observada variou entre 2,12 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ e 0,16 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹, com uma média de 0,97 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹. Os resultados do modelo Tx1 mostram que após a aplicação deste modelo no conjunto de amostras aleatórias, a taxa per capita da produção de resíduos sólidos predita variou entre 1,18 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹ e 0,47 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹, resultando em uma média de 0,85 kg.hóspede⁻¹.dia⁻¹.

Comparando os resultados observados e preditos, percebe-se que há diferenças principalmente em relação a taxas per capitas mais elevadas, apresentando, por exemplo, uma diferença de 44% entre a taxa máxima observada e taxa máxima predita. Para a taxa média observada e predita, essa diferença é de 12%. Assim, é possível que haja outras variáveis capazes de influenciar na taxa per capita de geração de resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiro.

Neste sentido, Phu et al., (2018) analisam que o valor da diária é um parâmetro com correlação estatisticamente significativa com a taxa de produção de resíduos sólidos provenientes de hotéis localizados em Hoi An (Vietnã). Hoang et al. (2017), ao contrário dos resultados desta pesquisa, afirmam que a taxa de geração de resíduos pode ser explicada em 91% pelo número de quartos de um hotel. Da mesma forma, Ball e Taleb (2011) mostram que há uma correlação estatisticamente significativa entre a taxa de geração per capita e a ocupação de hotéis, com um coeficiente de Pearson de 0,45.

Em relação a produção de RSU, Pisani Júnior et al. (2018) relacionam a população de municípios brasileiros e o consumo de energia com a taxa per capita de geração de RSU, obtendo um R² de 0,24 para um modelo de regressão linear. Para resíduos sólidos domiciliares, Alwedyan (2022) explica por meio de um modelo de regressão linear que variáveis socioeconômicas, como o nível de educação, idade e renda, explicam em 61% taxa de geração per capita de resíduos sólidos domiciliares. Assim, é possível que variáveis socioeconômicas possam influenciar na produção de resíduos sólidos no setor hoteleiro, como o consumo de energia e o perfil dos hóspedes.

A equação 12 foi utilizada para calcular a soma da diferença dos quadrados do conjunto de amostras aleatórias. Como resultado, tem-se um R² de 0,485, que em comparação com um R² do conjunto de dados com 75% das amostras (0,307), apresenta um resultado 58% superior. Ou seja, para o conjunto de dados de 25% de amostras aleatórias, o peso dos serviços ofertados e o número de funcionários podem explicar 48% da taxa per capita de produção de resíduos sólidos.

$$R^2 = \frac{SS_{reg}}{SS_Y} \quad \text{(Equação 12)}$$

$$R^2 = \frac{4,724}{9,747} = 0,484$$

Em relação a validação cruzada do modelo, a equação 15 foi aplicada para calcular o R^2 ajustado do conjunto de amostras aleatórias, comparando-o com o R^2 . Como resultado tem-se que o R^2 ajustado apresentou um valor de 0,470, que comparado ao valor do R^2 (0,484), apresenta uma diferença de 1,44%. Portanto, caso o modelo Tx1 fosse construído a partir de uma população e não de uma amostra específica, ele seria capaz de explicar 1,44% a menos da variável predita. Desta forma, a validação cruzada do modelo Tx1 foi atendida e este modelo pode ser generalizado para uma população (FIELD 2009).

$$R^2_{ajustado} = 1 - \left[\left(\frac{n-1}{n-k-1} \right) * \left(\frac{n-2}{n-l-2} \right) * \left(\frac{n+1}{n} \right) \right] * (1 - R^2) \quad \text{(Equação 15)}$$

$$R^2_{ajustado} = 1 - \left[\left(\frac{183-1}{183-2-1} \right) * \left(\frac{183-2}{183-l-2} \right) * \left(\frac{183+1}{183} \right) \right] * (1 - 0,484^2);$$

$$R^2_{ajustado} = 0,470$$

5.3.5.3 Modelo Tx2 – Estimativa da taxa de geração de resíduos sólidos por área dos meios de hospedagem

O modelo Tx2 foi construído para analisar a geração de resíduos sólidos no setor hoteleiro em função da área dos meios de hospedagem, buscando relacioná-la com o número de hóspedes, taxa de ocupação, o peso dos serviços ofertados e o número de funcionários, dando uma dimensão da geração de resíduos com o porte dos estabelecimentos. Contudo, a variável Nf não apresentou correlação estaticamente significativa no modelo de regressão linear, com o p-valor superior a 0,05, resultado na aceitação da hipótese nula. Portanto, para este modelo, as variáveis independentes são a população, a taxa de ocupação e o peso dos serviços ofertados.

Como resultado o modelo apresentou um R^2 com valor de 0,628, Teste F (3,545) igual a 307,86 e p-valor < 0,05, com a hipótese nula rejeitada. Dessa forma, a partir deste modelo a taxa de produção de resíduos sólidos em função da área dos meios de hospedagem é explicada em 63% através da população, da taxa de ocupação e do peso dos serviços ofertados, como ilustra a equação 19.

$$Tx2 = 10^{[(0.00059*Pop)+(0.01180*Sv)+(0.7385*Occ) - 2.6870]} \quad \text{Equação (19)}$$

($R^2 = 0,628$, Test F (3,545) = 307.86, p-value < 0.05)

Onde:

Tx2: taxa de geração de resíduos por área ($\text{kg.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$)

Pop: número de hóspedes

Sv: é o peso dos serviços oferecidos

Occ: taxa de ocupação

Assim, segundo a equação 19, a variável taxa de ocupação é a que tem maior influência na taxa de geração de resíduos em função da área, de modo que o aumento de um por cento poderá resultar em um acréscimo de aproximadamente 2,75% na Tx2. Do mesmo modo, um hóspede adicional e o aumento de uma unidade adimensional do peso dos serviços ofertados podem contribuir para a elevação de 0,14% e 1,71%, respectivamente da taxa de geração.

c) Validação do modelo Tx2

Aplicando a equação 5, tem-se que a soma da diferença dos quadrados do conjunto de amostras aleatórias apresentou um R^2 de 0,774, 23% superior ao R^2 do modelo original ($R^2 = 0,628$). Sendo assim, para o conjunto de amostras aleatórias, o conjunto de variáveis independentes, taxa de ocupação, número de hóspedes e o peso dos serviços ofertados pode explicar em 77% a taxa de produção de resíduos sólidos em função da área dos meios de hospedagem.

$$R^2 = \frac{SS_{reg}}{SS_Y} \quad \text{(Equação 12)}$$

$$R^2 = \frac{21,085}{27,213} = 0,774$$

Para o conjunto de dados aleatórios, a taxa observada da geração de resíduos sólidos em função da área dos hotéis variou entre $0,0659 \text{ kg.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ e $0,0012 \text{ kg.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, resultando em uma média de $0,0183 \text{ kg.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$. Já em relação aos valores preditos, tem-se uma variação entre $0,0592 \text{ kg.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ e $0,0025 \text{ kg.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, com uma média de $0,0167 \text{ kg.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.

A diferença entre a taxa máxima observada para predita foi de 10,12%, enquanto que a diferença entre as taxas médias foi de 8,31%. No que concerne a taxa mínima predita, houve um aumento de 105% desta taxa quando comparada com a taxa mínima observada.

A validação cruzada do modelo Tx2 foi analisada por meio da comparação entre o R^2 ajustado, calculado através da equação 15, e o R^2 do conjunto de amostras aleatórias. Como resultado, o R^2 ajustado foi calculado em 0,765, apresentando uma diferença de 0,89% em relação ao R^2 (0,774). Assim, o modelo Tx2, se modelado a partir de uma população e não de uma amostra específica, explicaria apenas 0,89% a menos da variável predita. Portanto, segundo Field (2009), este modelo pode ser generalizado para uma população.

$$R^2_{ajustado} = 1 - \left[\left(\frac{n-1}{n-k-1} \right) * \left(\frac{n-2}{n-l-2} \right) * \left(\frac{n+1}{n} \right) \right] * (1 - R^2) \quad (\text{Equação 15})$$

$$R^2_{ajustado} = 1 - \left[\left(\frac{183-1}{183-3-1} \right) * \left(\frac{183-2}{183-l-2} \right) * \left(\frac{183+1}{183} \right) \right] * (1 - 0,774^2);$$

$$R^2_{ajustado} = 0,765$$

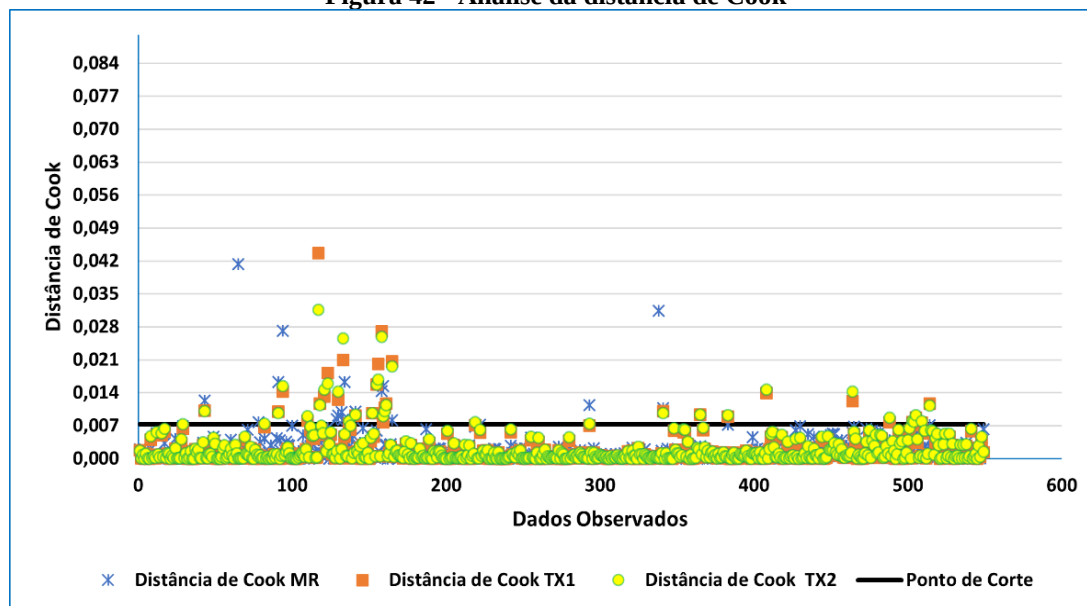
5.3.6 Análise de sensibilidade

5.3.6.1 Distância de Cook

A análise da Distância de Cook apresentou valores abaixo de 1 para todos os dados observados, conforme recomendado por Field (2009), com distância máxima igual a 0,092, 0,043 e 0,031 para os Modelos MR, Tx1 e Tx2, respectivamente. Assim, nenhum desses casos influencia negativamente os modelos analisados.

Porém, avaliando a Distância de Cook com a distância máxima sugerida por Fox (2002), equação 16, encontrou-se um ponto de corte igual a 0,00729. Assim, temos que 3,1%; 5,4% e 6% dos dados observados para os modelos MR, Tx1 e Tx2, respectivamente (Figura 42), estão acima da distância de Cook recomendada, podendo influenciar negativamente esses modelos. No entanto, ao retirar estas observações, os resultados dos modelos não tiveram variação significativa. Assim, é possível concluir que estes dados não têm influência negativa sobre os modelos analisados.

Figura 42 - Análise da distância de Cook



5.3.6.2 Análise de cenários para o modelo Mr

Como resultado, a análise de sensibilidade do modelo MR mostra que as mudanças nos parâmetros de entrada não tiveram variações significativas em relação à correlação entre a variável dependente e as variáveis independentes. As variações médias do PCC foram de -0,29% e -3,8% para a população e serviços oferecidos, respectivamente, não havendo variação na correlação entre número de funcionários e massa de resíduos. Da mesma forma, a variação média dos 21 cenários para o R^2 chegou a 2,9%, sendo que os cenários que consideraram o número de hóspedes dobrando de valor apresentaram a maior variação, -4,7%, como mostra a Tabela 26.

Tabela 26 - Variação dos coeficientes de Pearson e R² para os cenários propostos

Hipóteses	Correlação Mr-Sv	Correlação Mr-Pop	Correlação Mr-Nf	Variação R²
Hipótese 01	0,36%	-14,25%	0,00%	-4,17%
Hipótese 02	-1,63%	-14,25%	0,00%	-4,73%
Hipótese 03	-1,63%	-14,25%	0,00%	-4,73%
Hipótese 04	-1,63%	-14,25%	0,00%	-4,73%
Hipótese 05	-1,63%	-14,25%	0,00%	-4,73%
Hipótese 06	-1,63%	-14,25%	0,00%	-4,73%
Hipótese 07	-1,63%	-14,25%	0,00%	-4,73%
Hipótese 08	0,18%	0,00%	0,00%	-1,49%
Hipótese 09	0,18%	0,00%	0,00%	-1,49%
Hipótese 10	0,18%	0,00%	0,00%	-1,49%
Hipótese 11	0,36%	0,00%	0,00%	0,00%
Hipótese 12	0,18%	0,00%	0,00%	-1,49%
Hipótese 13	0,18%	0,00%	0,00%	-1,49%
Hipótese 14	0,18%	0,00%	0,00%	-1,49%
Hipótese 15	0,18%	0,00%	0,00%	-1,49%
Hipótese 16	0,18%	0,00%	0,00%	-1,49%
Hipótese 17	-1,63%	-14,25%	0,00%	-4,73%
Hipótese 18	-1,63%	-14,25%	0,00%	-4,73%
Hipótese 19	-1,63%	-14,25%	0,00%	-4,73%
Hipótese 20	0,18%	0,00%	0,00%	-1,49%
Hipótese 21	0,18%	0,00%	0,00%	-1,49%
MÉDIA	-0,29%	-3,80%	0,00%	-2,94%

Os coeficientes de regressão das variáveis população e peso dos serviços oferecidos variaram em média 43,4% e 33,2%, respectivamente. As maiores variações chegaram a 100% para a população e 44% para os serviços oferecidos. Esses valores referem-se aos cenários ponderando a redução do número de hóspedes pela metade, em conjunto com alterações nos serviços ofertados pelos meios de hospedagem, como o oferecimento de todas as refeições no restaurante, apenas do café da manhã ou a inexistência deste serviço.

No cenário original, um hóspede a mais poderá corresponder a um acréscimo de 0,0021 kg.dia⁻¹ na massa de resíduos sólidos, enquanto nesta análise de cenário, em média, um hóspede a mais poderá acarretar em 0,0031 kg.dia⁻¹ a mais de resíduos sólidos gerados pela hotelaria setor, correspondendo a um aumento de 43% em relação ao modelo original. Da mesma forma, para o cenário original, o peso adicional dos serviços ofertados atribui um aumento de 0,0077 kg.dia⁻¹, enquanto a análise de cenário indica uma um

aumento médio de 0,010 kg.dia⁻¹, correspondendo a uma diferença de 33% em relação ao cenário original.

O coeficiente de regressão da variável número de funcionários apresentou variação média de 42,9%, sendo que os cenários de redução pela metade do número de funcionários apresentaram aumento de até 120% em relação ao modelo original. Segundo o modelo original do MR, um funcionário a mais em um hotel poderia aumentar a produção de resíduos em 0,0063 kg.dia⁻¹, enquanto nos cenários aqui propostos esse aumento médio é de 0,0066 kg.dia⁻¹.

A Tabela 27 apresenta a variação dos coeficientes de regressão das variáveis independentes para a análise de cenários.

Tabela 27 - Variação dos coeficientes de regressão

Hipóteses	Variação B-Pop	Variação B-Sv	Variação B-Nf
Hipótese 01	5,63%	-15,95%	-13,13%
Hipótese 02	8,73%	29,22%	-11,57%
Hipótese 03	8,73%	29,22%	-55,79%
Hipótese 04	8,73%	29,22%	76,86%
Hipótese 05	8,73%	29,22%	-11,57%
Hipótese 06	8,73%	29,22%	-55,79%
Hipótese 07	8,73%	29,22%	76,86%
Hipótese 08	1,66%	44,96%	10,18%
Hipótese 09	1,66%	44,96%	-44,92%
Hipótese 10	103,32%	44,96%	10,18%
Hipótese 11	100,05%	0,00%	0,00%
Hipótese 12	103,32%	44,96%	-44,92%
Hipótese 13	103,32%	44,96%	3,87%
Hipótese 14	103,32%	44,96%	-44,92%
Hipótese 15	103,32%	44,96%	120,34%
Hipótese 16	1,66%	44,96%	10,18%
Hipótese 17	8,73%	29,22%	-55,79%
Hipótese 18	8,73%	29,22%	-11,57%
Hipótese 19	8,73%	29,22%	76,86%
Hipótese 20	103,32%	44,96%	-44,92%
Hipótese 21	103,32%	44,96%	120,34%
MÉDIA	43,45%	33,17%	5,28%

A análise de sensibilidade mostra que as variáveis independentes referentes ao número de hóspedes e ao peso dos serviços ofertados são as mais sensíveis do modelo Mr, quanto aos coeficientes de regressão, com variações médias de 43,4% e 33,17%,

respectivamente. Quanto aos coeficientes de correlação e ao R^2 , os cenários propostos não apresentaram variações significativas.

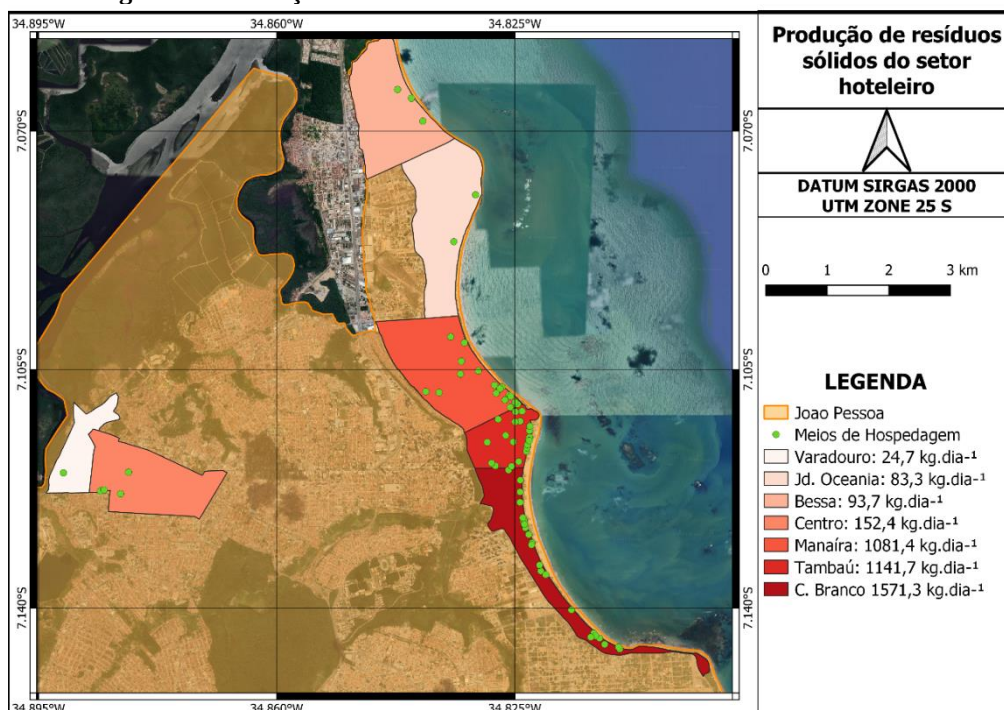
5.3.7 Estimativa da geração de resíduos sólidos do setor hoteleiro de João Pessoa

O setor hoteleiro de João Pessoa é composto por um conjunto de 72 meios de hospedagem, o que totaliza uma oferta de 4.222 quartos e aproximadamente 9 mil leitos (BRASIL, 2022c; PARAÍBA, 2022). Destes estabelecimentos, 50% são classificados como de pequeno porte (<50 quartos), 37,5% como de médio porte (50-110 quartos), e 12,5% como de grande porte (>110 quartos). Neste sentido, visando estimar a população destes meios de hospedagem, foi considerada a taxa média histórica de 61% da ocupação dos meios de hospedagem da cidade de João Pessoa sobre o número de leitos disponíveis (PARAÍBA, 2022). A estimativa da geração de resíduos sólidos do setor hoteleiro foi realizada a partir da aplicação dos modelos aqui propostos em 65 meios de hospedagem, somando-se à produção de resíduos calculada nos sete hotéis objetos desta pesquisa.

Assim, o modelo para Mr (Equação 17) indica que os resíduos sólidos produzidos pelo setor hoteleiro de João Pessoa podem ser estimados em 4.148,48 kg.dia⁻¹, com uma produção média de 57,38 kg por meio de hospedagem. Os resultados do modelo Mr apontam que a geração de resíduos sólidos varia entre 22,38 kg.dia⁻¹ e 205,91 kg.dia⁻¹. O primeiro estabelecimento é um hotel de pequeno porte, com uma população média de nove hóspedes.dia⁻¹, oferecendo café da manhã, bar, jardim, piscina e lavanderia, resultando em um peso dos serviços de 22,43. Já o segundo, é um hotel de grande porte, caracterizado por dispor de 185 quartos e uma população média estimada em 264 hóspedes.dia⁻¹ além de 62 funcionários, e o peso dos serviços ofertados equivale a 26,57, correspondendo aos serviços de café da manhã, bar, serviço de quarto, lavanderia e piscina.

O setor hoteleiro de João Pessoa é composto por sete bairros, sendo cinco deles no litoral da cidade, além dos bairros do centro e varadouro. Como mostra a Figura 43, os bairros do Cabo Branco, Tambaú e Manaíra concentram 86% dos meios de hospedagem de João Pessoa, e por consequência, são os maiores bairros produtores de resíduos sólidos oriundos de meios de hospedagem, e que somados, correspondem a 91,5% da geração total de resíduos sólidos do setor hoteleiro de João Pessoa.

Figura 43 – Geração de resíduos sólidos do setor hoteleiro de João Pessoa



Fonte: Elaborado pelo autor

Aplicando a taxa de produção de resíduos sólidos domiciliares de João Pessoa como sendo de $0,94 \text{ kg.habitante}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ (JOÃO PESSOA, 2014), e a população dos bairros pertencentes ao setor hoteleiro (JOÃO PESSOA, 2021), tem-se que a produção de resíduos sólidos dos meios de hospedagem localizados no bairro do Cabo Branco corresponde a 15,75% da produção total dos resíduos sólidos domiciliares deste bairro, enquanto que para os bairros de Tambaú e Manaíra estes índices são de 8,75% e 3,37%, respectivamente, como ilustra a Tabela 28

Tabela 28 - Participação dos resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiro na geração e resíduos sólidos domiciliares

Bairros	População	Resíduos domiciliares (kg.dia ⁻¹)	Resíduos - hotéis (kg.dia ⁻¹)	% bairros
Cabo Branco	10616	9979,04	1571,28	15,75%
Tambaú	13877	13044,38	1141,67	8,75%
Manaíra	34146	32097,24	1081,42	3,37%
Varadouro	3349	3148,06	24,74	0,79%
Centro	21070	19805,8	152,39	0,77%
Bessa	19671	18490,74	93,72	0,51%
Jardim Oceania	22390	21046,6	83,25	0,40%
TOTAL	100626,00	94588,44	4148,48	4,39%

Assim, ainda de acordo com a Tabela 28, considerando apenas os bairros pertencentes ao setor hoteleiro de João Pessoa, estima-se que os meios de hospedagem produzam o equivalente a 4,4% do total de resíduos sólidos domiciliares destes bairros.

Como no Brasil e em João Pessoa não há regulamentação específica para os grandes produtores, estes resíduos acabam sendo coletados em conjunto com os resíduos domiciliares e dispostos no aterro sanitário da cidade.

Aplicando a composição média resultante do estudo gravimétrico na produção de resíduos sólidos oriunda do Modelo Mr, pode-se estimar que do total de resíduos sólidos gerados $2.379,15 \text{ kg.dia}^{-1}$ são orgânicos, $986,92 \text{ kg.dia}^{-1}$ são recicláveis e $782,40 \text{ kg.dia}^{-1}$ não são recicláveis. Assim, de acordo com as previsões modelo Mr, anualmente, aproximadamente 870 toneladas de resíduos orgânicos, 360 toneladas de materiais recicláveis e 286 toneladas de resíduos não recicláveis são dispostos no aterro sanitário da cidade de João Pessoa oriundos do setor hoteleiro. Assim, para este cenário, cerca de 1.230 toneladas de resíduos sólidos poderiam ser desviadas do aterro a cada ano e deveriam ter uma destinação ambientalmente adequada, visando sua valorização material e/ou energética, deixando para o aterro 286 toneladas de resíduos não recicláveis, ou 19% do total gerado.

Da produção de resíduos orgânicos, o conjunto de meios de hospedagem de pequeno porte, 38 meios de hospedagem, produzem um total de $0,62 \text{ t.dia}^{-1}$ de orgânicos, com cada estabelecimento gerando anualmente uma média de 6,48 toneladas de resíduos orgânicos. Deste modo, a produção de resíduos orgânicos oriundas dos meios de hospedagem de pequeno porte corresponde a 26% da produção total diária de resíduos orgânicos. Já os meios de hospedagem de médio porte contribuem com 45% do total de resíduos orgânicos produzidos diariamente, com uma geração total para o conjunto de estabelecimentos estimada em $1,11 \text{ t.dia}^{-1}$, com cada meio de hospedagem produzindo em média de $14,85 \text{ t.ano}^{-1}$ de resíduos orgânicos. Ademais, os hotéis de grande porte produzem um total de $0,68 \text{ t.dia}^{-1}$ de resíduos orgânicos, com uma média anual de 29,01 toneladas para cada hotel, equivalente a 29% da produção diária total.

Dessa forma, os resíduos sólidos produzidos nos meios de hospedagem podem afetar o sistema municipal de gestão de resíduos sólidos urbanos, como mostram Diaz-Farina et al (2020) afirmando que um hóspede adicional representa um acréscimo de $0,33 \text{ kg.dia}^{-1}$ na geração de resíduos sólidos da cidade de Tenerife. Já Mateu-Sbert et al. (2013) reportam que o aumento de 1% na população turística corresponde a um acréscimo de 0,28% na produção de resíduos sólidos da Ilha de Minorca (Espanha). O aumento da produção de resíduos também pode influenciar na logística e nos custos associados à coleta e ao transporte destes materiais, como expõem Greco et al. (2018) ao afirmar que

o aumento de 1% no número de hóspedes em hotéis italianos acarreta em um aumento de 0,40% no custo da coleta seletiva de papel, metal, vidro e plástico.

No Brasil, não há regulamentação federal que defina os grandes produtores de resíduos sólidos ou orgânicos. Na União Europeia, desde janeiro de 2023, os estabelecimentos que produzem mais de cinco toneladas de resíduos orgânicos por ano foram caracterizados como grandes produtores e terão que estabelecer uma separação na origem dos resíduos orgânicos, para que sejam recuperados na origem, ou coleta separada para recuperação de material ou energia, ou seja, compostagem ou digestão anaeróbia. Além disso, grandes produtores devem priorizar a redução de seus resíduos orgânicos, respeitando a hierarquia de gestão de resíduos sólidos (UE, 2018).

Segundo o modelo da Mr, 93,15% dos estabelecimentos hoteleiros de João Pessoa produzem mais de cinco toneladas por ano de resíduos orgânicos, e consequentemente, poderiam ser considerados como grandes produtores de resíduos orgânicos, o que implicaria em uma obrigatoriedade na separação destes resíduos, além de sua devida destinação ambientalmente adequada (UE, 2018).

Resultados do modelo Tx1 (Equação 18) mostram que a taxa de resíduos sólidos per capita do conjunto de 65 hotéis variou entre $0,442 \text{ kg.hóspede}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ e $1,020 \text{ kg.hóspede}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, com uma taxa média de $0,640 \text{ kg.hóspede}^{-1}.\text{dia}^{-1}$. Para o conjunto de 72 meios de hospedagem a taxa per capita média de produção de resíduos foi de $0,653 \text{ kg.hóspede}^{-1}.\text{dia}^{-1}$. Dessa forma, estima-se que cada cliente do setor hoteleiro de João Pessoa pode produzir, em média, $0,653 \text{ kg.dia}^{-1}$ de resíduos sólidos.

O hotel com a menor taxa média é caracterizado por possuir 60 quartos e uma estimativa de 20 funcionários. Contudo, o peso dos serviços ofertados por este estabelecimento foi baixo (3,0), sendo o único serviço ofertado aos hóspedes uma área de jardim, resultando em uma baixa produção de resíduos orgânicos, e consequentemente a uma pequena geração de resíduos sólidos. Por outro lado, o hotel com a maior produção de resíduos possui o peso máximo (46,43) nos serviços ofertados aos seus hóspedes, com destaque para a presença de um restaurante, bar e jardim. Estes hotéis também registraram a menor e maior taxa de geração expressa em função das áreas (Tx2) dos estabelecimentos, $0,0054 \text{ kg.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ e $0,0222 \text{ kg.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, com uma produção média de $0,0140 \text{ kg.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ para o conjunto de 72 meios de hospedagem, segundo o modelo Tx2 (Equação 19). O apêndice B ilustra a aplicação dos modelos de regressão linear múltipla para a estimativa da produção de resíduos sólidos do setor hoteleiro de João Pessoa.

Assim, a aplicação de modelos estatísticos para estimativa de resíduos sólidos é uma ferramenta de planejamento tanto para hotéis existentes quanto para outros a serem construídos. Além disso, esses modelos também podem ser utilizados por instituições gestoras para traçar estratégias de redução do fluxo de resíduos a serem encaminhados para a unidade de disposição final, como reciclagem de resíduos secos, compostagem e digestão anaeróbia de resíduos orgânicos.

5.4 AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO CICLO DE VIDA

Resultados desta pesquisa demonstram que os resíduos orgânicos constituem grande parte dos resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiro, correspondendo a aproximadamente 57% do total de resíduos produzidos. Neste sentido, para a construção do cenário base (SC0) foi considerado que 100% dos resíduos orgânicos gerados são dispostos no aterro sanitário, ou seja, 2,37 t.dia⁻¹. Para os demais cenários, foi considerado que 2,37 t.dia⁻¹ de resíduos orgânicos são separados dos demais resíduos nos meios de hospedagem e destinadas a sistemas centralizados alternativos, como a compostagem centralizada (SC1), digestão anaeróbia (SC2) ou sistemas descentralizados (SC3 e SC4).

No que concerne aos cenários que consideram o tratamento descentralizado como complemento à compostagem centralizada (SC3) ou digestão anaeróbia (SC4), a taxa de descentralização foi adotada com base na produção de resíduos orgânicos dos meios de hospedagem. Desta forma, 30% de descentralização corresponde aos meios de hospedagem que produzem menos que 10 t.ano⁻¹, enquanto que uma taxa de 50% diz respeito aos meios de hospedagem que produzem até 15 t.ano⁻¹, e 70% se refere aos meios de hospedagem que geram até 25 t.ano⁻¹.

Como ilustra a Tabela 29, 59% do setor hoteleiro de João Pessoa, que correspondem a 43 meios de hospedagem, produzem menos de 10 t.ano⁻¹ de resíduos orgânicos. Para este conjunto de estabelecimentos, a produção total de resíduos orgânicos é de 0,71 t.dia⁻¹, correspondendo a 30% da geração total de resíduos orgânicos do setor hoteleiro de João Pessoa. Assim, os cenários SC3A e SC3B consideram que 43 meios de hospedagem tratam seus resíduos orgânicos por compostagem descentralizada, e os demais destinam seus resíduos para compostagem industrial (SC3) ou digestão anaeróbia (SC4).

Tabela 29 - Geração de resíduos orgânicos considerada para a descentralização do tratamento

Descentralização	Classificação	Meios de Hospedagem	Resíduos orgânicos (t.dia⁻¹)
30%	< 10 toneladas.ano ⁻¹	43	0,71
50%	<15 toneladas.ano ⁻¹	56	1,13
70%	<25 toneladas.ano ⁻¹	66	1,71

Considerando o aumento da participação dos meios de hospedagem no tratamento descentralizado, tem-se que os cenários SC3B e SC4B consideram que 13 meios de hospedagem seriam adicionados aos já considerados no cenário anterior, totalizando 56 estabelecimentos, que produzem uma massa inferior a 15 t.ano⁻¹ de resíduos orgânicos. Deste modo, a geração total deste conjunto de meios de hospedagem é de 1,13 t.dia⁻¹ de

resíduos orgânicos, representando 47% da produção total. Portanto, 1,13 t.dia⁻¹ de resíduos orgânicos são tratadas por compostagem descentralizada, enquanto que o restante é destinado a compostagem (SC3) ou digestão anaeróbia (SC4).

De modo similar, novos meios de hospedagem são considerados para os cenários SC3C e SC4C, correspondendo àqueles que produzem menos de 25 t.ano⁻¹ de resíduos orgânicos. Como ilustra a Tabela 29, este grupo corresponde a 66 meios de hospedagem, ou 91% do setor hoteleiro, que juntos produzem diariamente 1,71 toneladas de resíduos orgânicos, representando 71% da geração total. Assim, os cenários SC3C e SC4C consideram que estes resíduos seriam tratados por compostagem descentralizada e o restante tratado por compostagem centralizada (SC1) ou digestão anaeróbia (SC2).

Assim, nesta seção serão apresentados os resultados referentes à avaliação do impacto do ciclo de vida dos cenários que consideram o tratamento centralizado e descentralizado de resíduos orgânicos oriundos do setor hoteleiro de João Pessoa. Estes impactos foram divididos em três categorias, sendo elas: Impactos produzidos, impactos evitados e impactos agregados, avaliados de acordo com o método CML.

5.4.1 Impactos produzidos

Os impactos produzidos (Apêndice C) foram analisados em termos das emissões de gases de efeito estufa, da infraestrutura do centro de tratamento, do consumo de energia e água, e do transporte, seja ele relacionado a coleta dos resíduos sólidos ou ligado à valorização dos resíduos orgânicos. Para o cenário base, ainda foi considerado os impactos relacionados ao tratamento do lixiviado produzido no aterro sanitário.

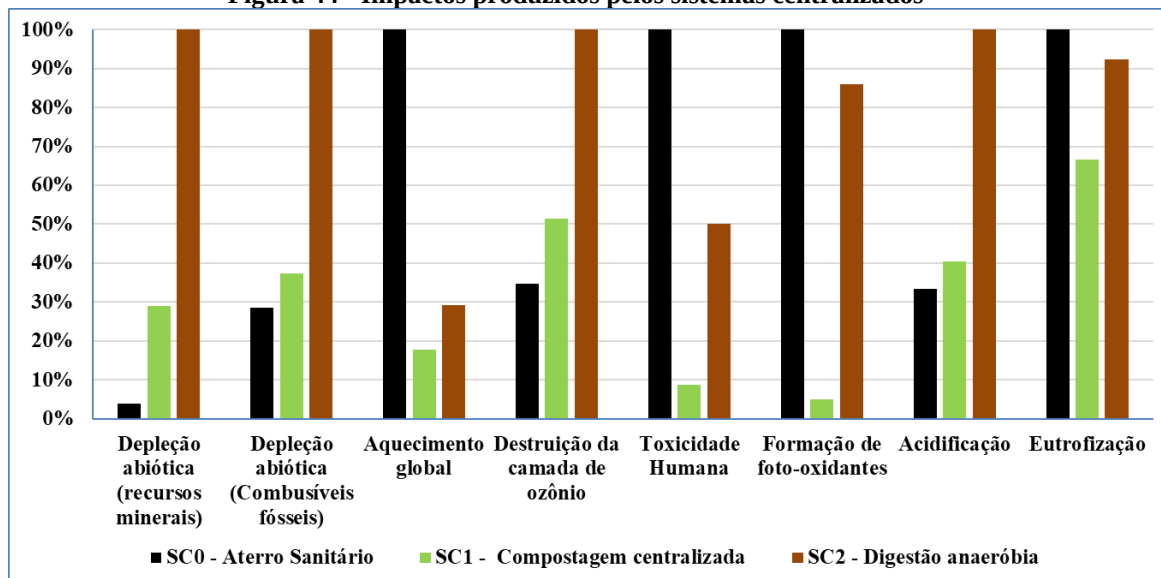
Esta seção foi dividida em dois tópicos, abordando os impactos produzidos por sistemas de tratamento centralizado de resíduos orgânicos, visando comparar o aterro sanitário, a compostagem centralizada e a digestão anaeróbia. Por fim, será avaliada a descentralização do tratamento dos resíduos orgânicos, analisando a compostagem descentralizada como complemento à compostagem centralizada e digestão anaeróbia.

5.4.1.1 Tratamento centralizado

Analisando a Figura 44 é possível identificar que, em termos de impactos produzidos, ou seja, sem levar em consideração os benefícios oriundos de cada tecnologia, os impactos do aterro sanitário são predominantes em 50% das categorias analisadas, sendo elas o aquecimento global, a toxicidade humana, a formação de foto-oxidantes e a eutrofização, enquanto que a digestão anaeróbia apresenta os maiores

impactos ambientais nas demais categorias, como a utilização de recursos minerais, o consumo de combustíveis fósseis, a destruição da camada de ozônio e a acidificação.

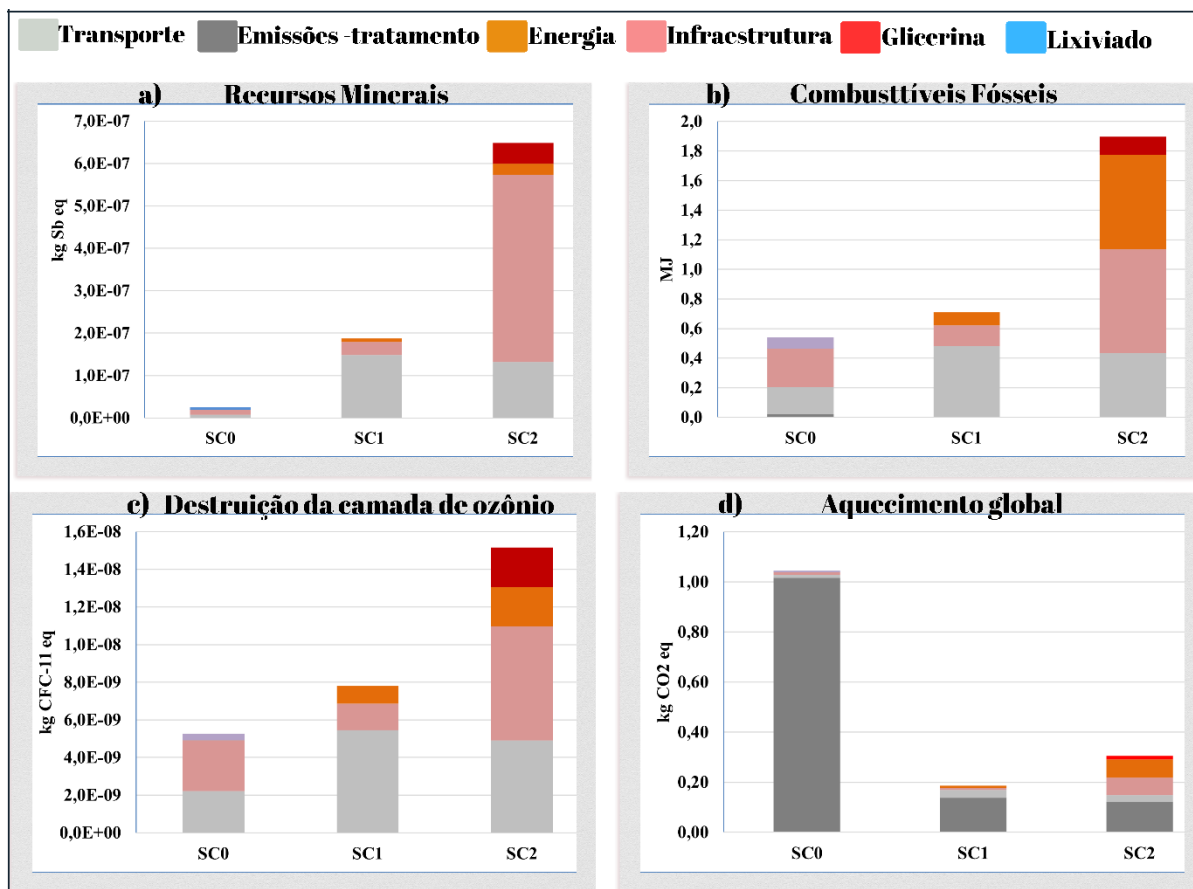
Figura 44 - Impactos produzidos pelos sistemas centralizados



Este resultado corrobora Guillaume et al. (2023), Richard et al. (2021) e Mersoni; Reichert (2017) que comprovam que o aterro sanitário é mais impactante em relação a cenários que consideram o desvio dos resíduos orgânicos para a compostagem ou digestão anaeróbia em relação a eutrofização, o aquecimento global, toxicidade humana e a formação de foto-oxidantes. Neste sentido, Weidner et al. (2020) calculam que os impactos do aterro sanitário referentes ao aquecimento global são superiores em até 3,5 vezes quando comparados a compostagem centralizada e digestão anaeróbia.

Comparando apenas as tecnologias específicas para o tratamento de resíduos orgânicos, percebe-se que em termos de impactos produzidos, a digestão anaeróbia é mais impactante que a compostagem centralizada em 100% das categorias analisadas. Análises realizadas pela ADEME. (2021) mostram que os impactos relativos ao aquecimento global, a acidificação e a eutrofização de águas marinhas oriundos da digestão anaeróbia são superiores aos da compostagem. Ademais, Richard et al. (2021) estimam que a digestão anaeróbia é mais impactante em termos de eutrofização e formação de foto-oxidantes, enquanto que Lima et al. (2018) apontam que a digestão anaeróbia apresenta mais impactos quando se comparada a compostagem centralizada em termos de eutrofização, acidificação e toxicidade humana. A Figura 45 exibe os impactos produzidos divididos de acordo com a contribuição de cada processo.

Figura 45 - Contribuição dos processos para os impactos produzidos pelos sistemas centralizados



O impacto da digestão anaeróbia no que se refere ao consumo de recursos minerais diz respeito principalmente a infraestrutura (68,2%) ao transporte (20,4%), e ao consumo de glicerina (7,5%), enquanto que para a compostagem centralizada estes impactos são concentrados no transporte (79,1%), como ilustra a Figura 45a. Este resultado corrobora ADEME 2021) que explica que os impactos relacionados a infraestrutura, transporte e consumo de energia são os principais contribuintes para os impactos decorrentes do consumo de recursos minerais em termos de compostagem e digestão anaeróbia. Ademais, Angouria-Tsorochidou et al. (2022) mostram que a infraestrutura de uma usina de digestão anaeróbia é responsável por até 80% dos impactos relacionados ao consumo de recursos minerais.

No que concerne ao consumo de combustíveis fósseis (Figura 45b), a digestão anaeróbia (SC2) apresentou os maiores impactos em relação à compostagem centralizada (SC1) e aterro sanitário (SC0), sendo oriundo sobretudo da utilização da energia térmica, e expresso a partir da utilização do carvão (80%) e petróleo (17%) acarretando em um impacto de 5,71E-1 MJ. Além disso, o transporte específico dos resíduos orgânicos

provoca um impacto equivalente a $4,34E-1$ MJ, 57% superior ao impacto decorrente da coleta regular dos resíduos até o aterro sanitário.

De modo similar, o impacto decorrente do transporte dos resíduos orgânicos para compostagem centralizada equivale a $4,81E-1$ MJ, 61% maior em comparação com o aterro sanitário. Portanto, percebe-se que, em termos de utilização de combustíveis fósseis, a coleta específica de resíduos orgânicos apresentou impactos superiores em comparação com a coleta regular dos resíduos hoteleiros ao aterro sanitário.

De acordo com a Figura 45c, os impactos da coleta específica de resíduos orgânicos (32,4%) somados a infraestrutura da digestão anaeróbia (39,9%), além do consumo de energia (13,7%) e glicerina (13,9%) fazem da digestão anaeróbia, cenário SC2, o mais impactante em relação a categoria destruição da camada de ozônio, com um impacto total equivalente a $1,52E-8$ kg CFF-11. Em relação à compostagem o transporte dos resíduos representa 84% dos impactos produzidos, com um impacto total de $4,91E-9$ kg CFC11, 48% superior aos impactos decorrentes da coleta regular de resíduos orgânicos para o aterro sanitário.

Este resultado corrobora Ibáñez-Foréz et al. (2018) e Ibáñez-Foréz et al. (2021) que mostram que, em relação aos tratamentos de resíduos orgânicos, a coleta regular de resíduos sólidos é uma das principais causas dos impactos referentes a destruição da camada de ozônio. Ademais, a ADEME (2021) atribui ao consumo de energia e ao transporte, os impactos oriundos da digestão anaeróbia e relacionados a destruição da camada de ozônio.

Neste sentido, em relação à destruição da camada de ozônio, a coleta específica dos resíduos orgânicos do setor hoteleiro, em comparação com os impactos relacionados a coleta regular dos resíduos hoteleiros se mostrou mais impactante, já que para a digestão anaeróbia e compostagem este impacto foi equivalente a $4,91E-9$ kg CFC11, e $5,45E-9$ kg CFC11, respectivamente, enquanto que para o aterro o impacto é equivalente a $2,21E-9$ kg CFC11.

Segundo a Figura 45d os impactos referentes ao aquecimento global provenientes do aterro sanitário, da digestão anaeróbia e da compostagem centralizada são equivalentes a $1,04$ kg CO₂, $0,31$ kg CO₂ e $0,19$ kg CO₂, respectivamente. Os impactos oriundos do aterro sanitário são provocados pela emissão de metano biogênico, que segundo Doka (2009), está relacionada à presença de biomassa nos aterros sanitários. Esse resultado vai ao encontro dos apontamentos feitos por Leme et al. (2014) e Richard et al. (2021) que

mostram que em aterros sanitários, as emissões de metano são responsáveis por mais de 90% dos impactos relacionados com o aquecimento global.

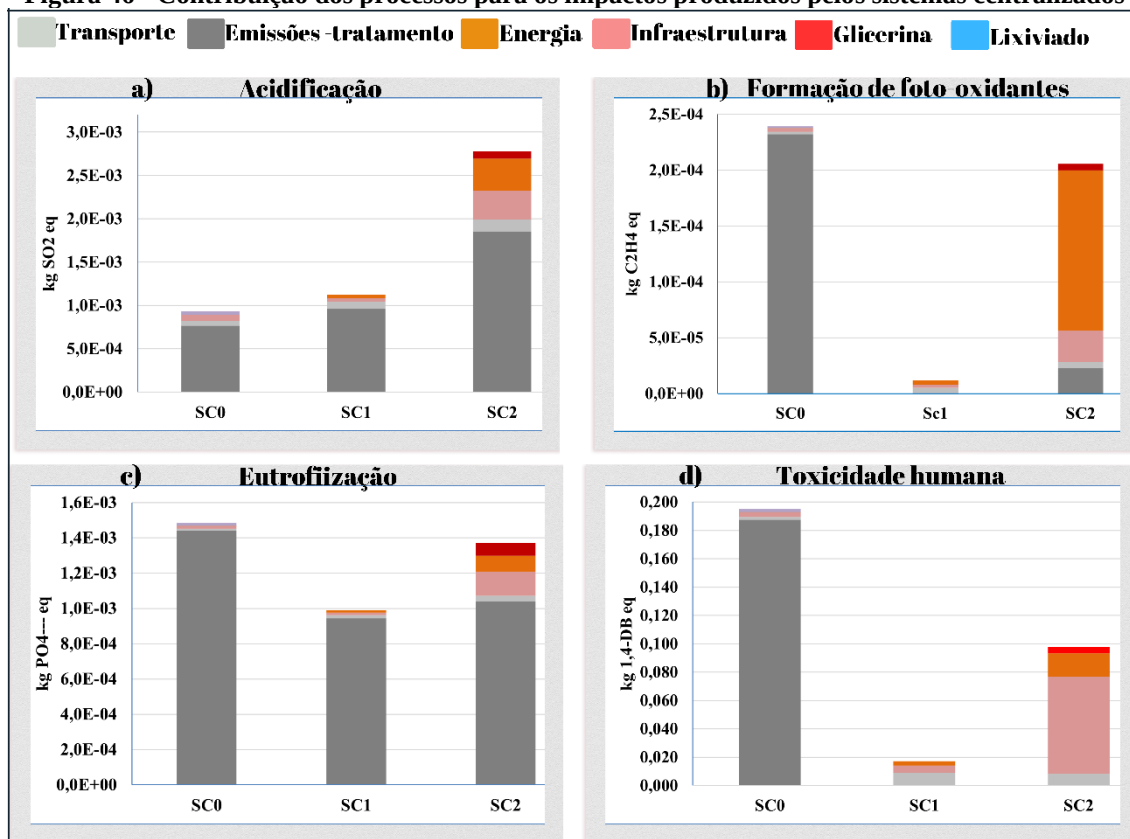
Assim, a destinação dos resíduos orgânicos para compostagem é capaz de reduzir em até 82% os impactos referentes ao aquecimento global, resultantes principalmente da diminuição da emissão do metano biogênico, que para a compostagem equivale a 5,5E-4 kg CO₂ (0,4% da emissão total), enquanto o aterro sanitário emite o equivalente a 9,81 kg CO₂ (81% da emissão total). Este resultado corrobora Weidner et al. (2020) que indicam que o desvio dos resíduos orgânicos para compostagem pode reduzir em até 72% os impactos produzidos pelos aterros sanitários.

Os impactos referentes ao aquecimento global e resultantes da digestão anaeróbia são inferiores em até 71% em relação aos impactos do aterro sanitário. Os impactos específicos do tratamento de resíduos correspondem a 40% do impacto total e são oriundos das emissões de metano biogênico (70%) e óxido nitroso (30%), corroborando Angouria-Tsorochidou et al. (2022), Ardolino et al. (2020) e Zeller et al. (2020), que explicam que os impactos provenientes da digestão anaeróbia e relacionados ao aquecimento global são oriundos principalmente das emissões de metano e de óxido nitroso.

Como pode ser observado na Figura 46a, os impactos da digestão anaeróbia em termos de acidificação estão relacionados sobretudo a emissão de GEE (66,6%), além do consumo de energia (13,1%) e da infraestrutura (12,1%), e são expressos a partir da emissão de amônia, sendo superiores aos impactos oriundos da compostagem e do aterro sanitário, que têm como principal fonte de impacto as emissões de gases de efeito estufa. Este resultado corrobora Khandelwal et al. (2019) que mostram que os impactos da digestão anaeróbia e relativos à acidificação são superiores quando comparados com a compostagem e a disposição dos resíduos orgânicos em aterro sanitário.

De acordo com a Figura 46b o aterro sanitário apresenta os maiores impactos relativos à formação de foto-oxidantes, com uma emissão equivalente a 2,39E-4 kg C₂H₄, sendo provenientes principalmente da emissão de metano biogênico (96%), corroborando Richard et al. (2021) que apontam que estas emissões são responsáveis por aproximadamente 80% dos impactos do aterro sanitário e relacionados a formação de foto-oxidantes. Ademais Gutierrez et al. (2019) e Lima et al. (2018), explicam que as emissões de GEE são as principais contribuintes para a formação de foto-oxidantes em aterros sanitários.

Figura 46 - Contribuição dos processos para os impactos produzidos pelos sistemas centralizados



Em relação a compostagem, a fonte destes impactos é o transporte dos resíduos (43%), o consumo de energia (32%) e a infraestrutura da usina (23%), com um impacto equivalente a $1,19\text{E-}5$ kg C₂H₄, decorrentes da emissão de dióxido de enxofre (39%), carbono fóssil (24%) e carbono biogênico (16%). Assim, o tratamento de resíduos orgânicos por compostagem pode reduzir em até 95% os impactos da formação de foto-oxidantes em comparação com o aterro sanitário. Os impactos provenientes da digestão anaeróbia e relacionados à formação de foto-oxidantes são oriundos principalmente ao consumo de energia, resultado em uma emissão de monóxido de carbono fóssil e dióxido de enxofre equivalentes a $1,19\text{E-}4$ kg C₂H₄ e $1,21$ kg C₂H₄, respectivamente. Como consequência, os impactos da digestão anaeróbia são superiores 17 vezes aos da compostagem centralizada, e ainda assim, acarretam em uma diminuição de 14% em relação ao aterro sanitário.

A emissão de gases de efeito estufa decorrente do tratamento centralizado é o principal contribuinte na produção dos impactos relativos à eutrofização (Figura 46c). Neste sentido, o aterro sanitário apresentou um impacto equivalente a $1,48\text{E-}3$ kg Po₄, enquanto que para a compostagem e digestão anaeróbia este impacto foi equivalente a

9,89E-4 kg Po₄ e 1,37E-3 kg Po₄, respectivamente. Assim, o desvio dos resíduos orgânicos para compostagem centralizada ou digestão anaeróbia podem reduzir entre 8% e 33% os impactos causados pela disposição destes resíduos em aterro sanitário.

Em relação aos GEE emitidos a partir da disposição de resíduos orgânicos em aterro sanitário, as emissões de amônia, correspondem a 90% do impacto total. Os resultados desta pesquisa indicam que a eutrofização é causada pela emissão de lixiviado nos corpos hídricos, sendo caracterizada por uma elevada demanda química de oxigênio, correspondendo a 59,6% do impacto total, e às emissões de amônia (16,1%) e nitrato (9,9%). Estes resultados corroboram Leme et al. (2014), Lima et al. (2018) e Gutierrez et al. (2019) e Boer et al. (2021) que indicam que os impactos relacionados a eutrofização são decorrentes principalmente do lixiviado produzido nos aterros sanitários

A emissão de nitrato para os corpos hídricos corresponde a 65% dos impactos decorrentes dos GEE oriundo da compostagem, enquanto que a emissão de amônia e óxido nitroso para a atmosfera remete a 35% destes impactos. Do mesmo modo, o tratamento de resíduos orgânicos por digestão anaeróbia resulta na emissão de nitrato para os corpos hídricos (58%), além de óxido nitroso e amônia para atmosfera (42%), corroborando Boer et al. (2021), que apontam que a emissão de óxido nitroso é o principal contribuinte para os impactos relacionados a eutrofização.

Os impactos relativos à toxicidade humana (Figura 46d) e oriundos do aterro sanitário se referem principalmente às emissões de Bário (49,7%), Níquel (18,9%), e outras substâncias, como o Chumbo e o Mercúrio, decorrentes do tratamento dos resíduos orgânicos. Resultados que corroboram Leme et al. (2014) que afirmam que a emissão de Bário nos corpos hídricos são os principais contribuintes para os impactos relacionados a toxicidade humana. Ademais, Richard et al. (2021) mostram que além do Bário, o Chumbo, e o Magnésio são outras substâncias que acarretam em maiores impactos nesta categoria.

Em contra partida, a Figura 46d, mostra que a infraestrutura da digestão anaeróbia possui uma grande influência nos impactos produzidos nesta categoria, sendo responsável por 70% do impacto total, oriundos principalmente da emissão de metais pesados, enquanto que a infraestrutura da compostagem centralizada contribui para 30% dos impactos produzidos nesta categoria. Este resultado corrobora Meyer et al. (2020), que demonstram que os impactos referentes a toxicidade humana decorrem principalmente da emissão de metais pesados oriundos da infraestrutura dos centros de tratamento.

Desta forma, fica evidente que a disposição dos resíduos orgânicos hoteleiros no aterro sanitário, sem qualquer valorização energética ou material, exprime impactos significativos para o meio ambiente, no que se refere principalmente ao aquecimento global, formação de foto-oxidantes, toxicidade humana e eutrofização. Ademais, em termos de impactos produzidos, a destinação dos resíduos orgânicos para compostagem centralizada ou digestão anaeróbia apresenta reduções de impactos em relação ao aterro sanitário na formação de foto-oxidantes, toxicidade humana, aquecimento global, e eutrofização. Neste sentido, a compostagem centralizada apresenta as maiores reduções, com destaque para a formação de foto-oxidantes (-95%), toxicidade humana (91%), e o aquecimento global (-82%), enquanto que para a digestão anaeróbia os impactos destas categorias apresentam reduções de 14%, 50% e 71%, respectivamente.

Este resultado corrobora Richard et al. (2021) que afirmam que desviar o fluxo de resíduos orgânicos para compostagem centralizada ou digestão anaeróbia pode acarretar em reduções significativas nos impactos decorrentes do aquecimento global, formação de foto-oxidantes e eutrofização. Ainda neste sentido, Boer et al. (2021) indicam que a coleta específica de resíduos orgânicos somada ao seu tratamento por digestão anaeróbia, são capazes de reduzir impactos ambientais referentes ao aquecimento global, acidificação, eutrofização e destruição da camada de ozônio, quando comparados com a coleta destes resíduos em conjunto com rejeitos e sua disposição em aterro sanitário

Além disso, a compostagem se destaca pela redução dos impactos em relação a digestão anaeróbia, como na utilização de combustíveis fósseis (-62%), formação de foto oxidantes (-94%) e na toxicidade humana (-82%). O elevado impacto da infraestrutura da usina de digestão anaeróbia aliado ao grande consumo de energia térmica, além da utilização d glicerina são os principais responsáveis pela diferença existente nos impactos produzidos pela digestão anaeróbia em comparação com a compostagem centralizada.

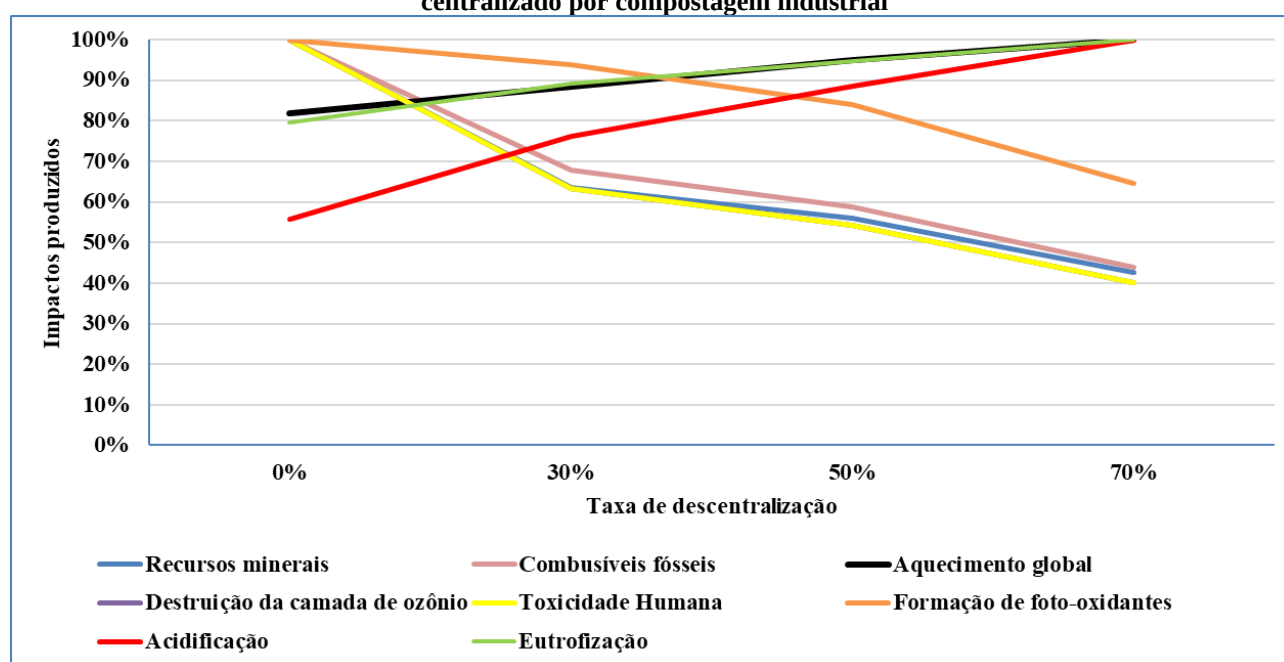
Portanto, comparando apenas os impactos produzidos, pode-se concluir que o aterro sanitário é a tecnologia mais impactante, enquanto a compostagem centralizada é a que produz menos impactos. Deste modo, em termos de impacto produzido, a compostagem centralizada é a tecnologia centralizada mais indicado para a destinação dos resíduos orgânicos oriundos do setor hoteleiro de João Pessoa.

5.4.1.2 Compostagem descentralizada como complemento ao tratamento centralizado

Esta seção abordará os impactos produzidos pelos cenários que consideram a compostagem descentralizada como um complemento aos tratamentos centralizados,

relativos aos cenários SC3 e SC4, além de comparar estes impactos com os produzidos pelos tratamentos centralizados. Neste sentido, a Figura 47 apresenta a relação entre os impactos produzidos e a taxa de descentralização da compostagem centralizada, comparando o cenário SC1 com os cenários SC3A, 3B e 3C.

Figura 47 - Relação entre os impactos produzidos e a taxa de descentralização do tratamento centralizado por compostagem industrial



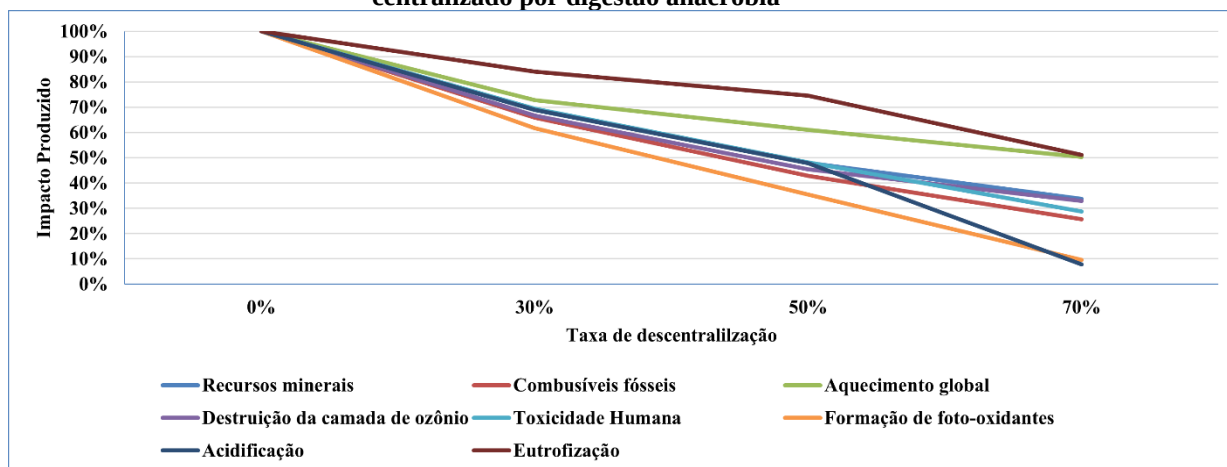
Analisando a Figura 47 é possível identificar que em comparação com a gestão centralizada (cenários SC1), os cenários que consideram a gestão descentralizada como complemento à compostagem centralizada (cenários SC3A, SC3B e SC3C) reduziram os impactos em 62,5% das categorias, como a utilização de recursos minerais e combustíveis fósseis, destruição da camada de ozônio, toxicidade humana e formação de foto-oxidantes.

A exceção se deu em relação ao aquecimento global, acidificação e eutrofização. Estas categorias apresentaram um aumento nas emissões de GEE quando comparada o tratamento descentralizado com a compostagem centralizado. Este resultado é justificado por ter sido considerado que as emissões de gases de efeito estufa provenientes da compostagem centralizada são reduzidos a partir da utilização de um filtro (ADEME, 2021), enquanto que os GEE da compostagem descentralizada são emitidos diretamente para a atmosfera (MARTINEZ-BLANCO et al., 2010).

Assim, como ilustra a Figura 47, ao passo que a taxa de descentralização aumenta, os impactos provenientes do tratamento de resíduos orgânicos são reduzidos no que se refere ao consumo de recursos minerais e combustíveis fósseis, destruição da camada de ozônio, toxicidade humana e formação de foto-oxidantes. Por outro lado, os impactos relacionados ao aquecimento global, acidificação e eutrofização irão aumentar com a taxa de descentralização.

Os cenários que consideram a compostagem descentralizada como complemento ao tratamento de resíduos orgânicos por digestão anaeróbia (cenários 4A, 4B e 4C), apresentaram resultados melhores em relação aos cenários SC3A-C, sendo capaz de reduzir os impactos produzidos em 100% das categorias analisadas, quando comparados com o tratamento centralizado SC2. Dessa forma, como ilustra a Figura 48, à medida em que a taxa de descentralização aumenta, os impactos produzidos pelo tratamento dos resíduos orgânicos diminuem. A diminuição dos impactos provenientes da infraestrutura, do transporte para a coleta dos resíduos orgânicos e das emissões de GEE são os principais contribuintes para a redução dos impactos oriundos dos cenários SC4A-C.

Figura 48 - Relação entre os impactos produzidos e a taxa de descentralização do tratamento centralizado por digestão anaeróbia

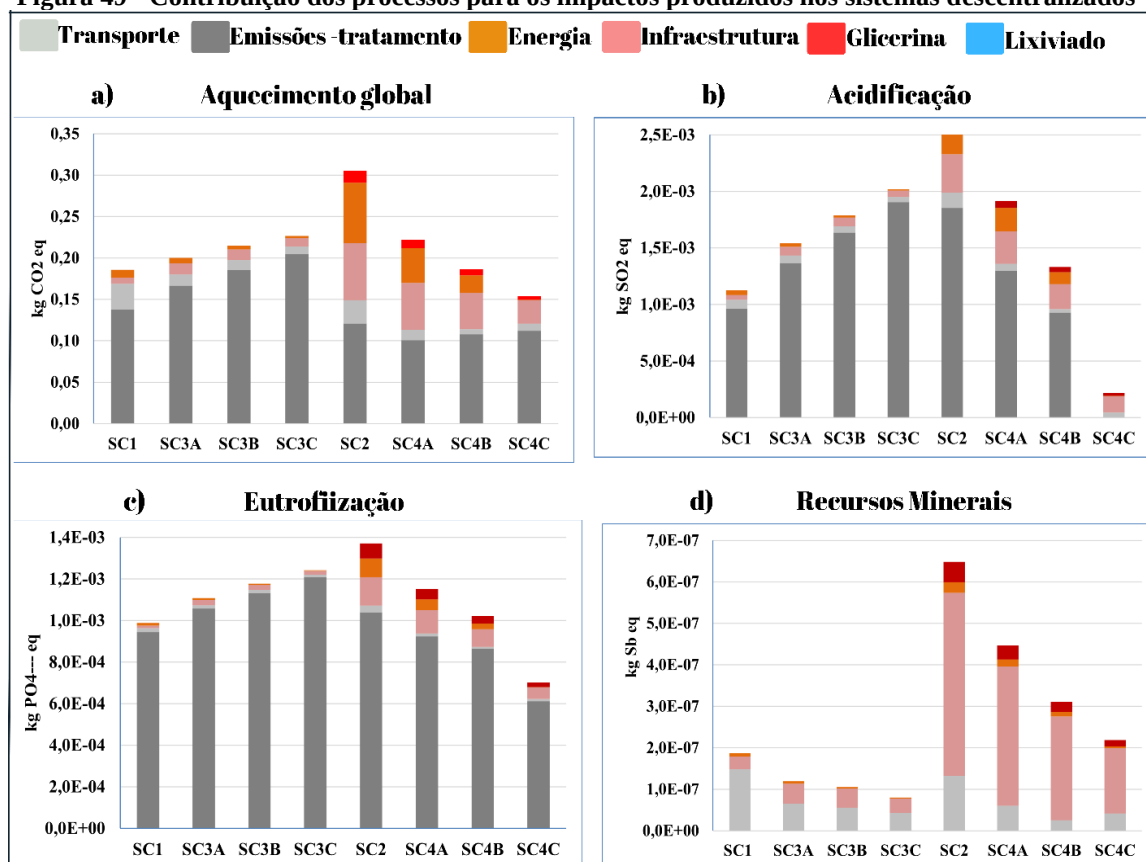


A Figura 49 e Figura 50 ilustram os impactos produzidos de acordo com a contribuição de cada processo. Como pode ser observado nas figuras supracitadas, dentre os cenários de gestão descentralizada, o cenário SC3C, que combina o tratamento de 70% dos resíduos orgânicos por compostagem descentralizada com 30% a ser tratado por compostagem centralizada, apresenta os menores impactos produzidos em 62,5% das categorias de impacto analisadas, sendo elas o consumo de combustíveis fósseis e

recursos minerais, a destruição da camada de ozônio, a toxicidade humana, e a formação de foto-oxidantes.

Contudo, para as categorias aquecimento global, acidificação e eutrofização, o cenário SC3C foi, dentre os cenários descentralizados, o mais impactante, tendo as emissões de GEE como responsáveis por até 90% dos impactos relacionados ao aquecimento global, além de 94% dos impactos ligados a acidificação e até 97% dos impactos referentes a eutrofização, como ilustram as Figura 49a, Figura 49b e Figura 49c, respectivamente.

Figura 49 - Contribuição dos processos para os impactos produzidos nos sistemas descentralizados



Este resultado corrobora Martinez-Blanco et al. (2010) que mostram que para as categorias aquecimento global, acidificação e eutrofização, a compostagem descentralizada apresenta maiores impactos em comparação com a compostagem centralizada, além de concordar com Weidner et al. (2020) que afirmam que as emissões de GEE da compostagem descentralizada são superiores quando comparadas com a compostagem centralizada. Por fim, Zeller et al. (2020) demonstram que as emissões diretas da compostagem descentralizada correspondem a até 87% dos impactos

relacionados ao aquecimento global, enquanto que para os sistemas centralizados essa contribuição é reduzida para até 25%, devido a presença de biofiltros.

Como consequência, comparados os cenários SC3C e SC1, à medida em que a taxa de descentralização do tratamento avança, há um aumento de até 22% nos impactos referentes ao aquecimento global, decorrentes da crescente na emissão de óxido nitroso. Além disso, os impactos relacionados a acidificação crescem 79%, e são resultantes da ampliação de até 98% na emissão de amônia. O aumento nas emissões de amônia e óxido nitroso também é percebido no acréscimo de até 25% nos impactos relacionados a eutrofização.

Por outro lado, os cenários que consideram a compostagem descentralizada e a digestão anaeróbia apresentaram redução nos impactos do aquecimento global, acidificação e eutrofização. (Figura 49a, Figura 49b e Figura 49c, respectivamente). Esta diminuição corresponde à redução de até 67% na emissão do metano biogênico, referente ao aquecimento global, além da redução de até 99% na emissão de amônia, o que acarreta em um decréscimo nos impactos referentes a acidificação, além das reduções de nitrato e amônia, resultando na diminuição dos impactos ligados a eutrofização.

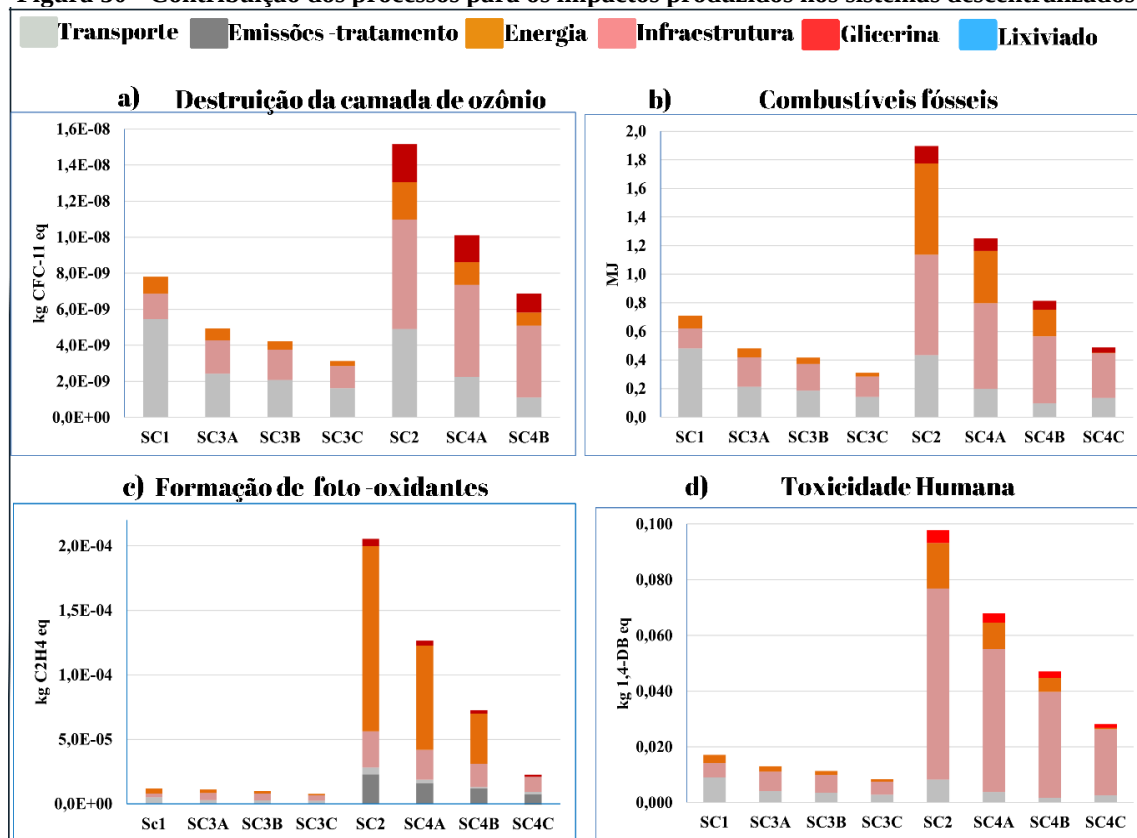
Em relação ao consumo dos recursos minerais, o tratamento de resíduos orgânicos por compostagem centralizada e descentralizada foi capaz de reduzir os impactos em até 57%, resultante da diminuição dos impactos provenientes da infraestrutura e da coleta dos resíduos orgânicos, já que com o aumento da taxa de descentralização há uma consequente diminuição na quantidade de resíduos transportada para compostagem industrial. Da mesma forma, a compostagem descentralizada aliada ao tratamento por digestão anaeróbia reduz o consumo de recursos minerais em até 66%, resultante principalmente da diminuição dos impactos da infraestrutura centralizada (Figura 49d).

Ainda em relação a descentralização do tratamento por digestão anaeróbia, a diminuição dos impactos provenientes da infraestrutura somada com a redução do transporte, além da diminuição do consumo de energia acarretaram em uma diminuição de até 67% nos impactos decorrentes da destruição da camada de ozônio oriundos do cenário SC2. Resultado semelhante foi identificado na descentralização da compostagem centralizada, com a redução do transporte dos resíduos, aliada a diminuição do consumo de energia, reduzindo os impactos em até 59% em comparação com o tratamento centralizado (SC1), como ilustra a Figura 50a.

No que diz respeito ao consumo de combustíveis fósseis, a descentralização do tratamento por compostagem centralizada pode reduzir em até 69%, os impactos, quando

comparados os cenários SC1 e SC3 (Figura 50b), consequência do tratamento dos resíduos orgânicos por compostagem descentralizada na dependência dos próprios hotéis, o que reduz a necessidade de transporte.

Figura 50 - Contribuição dos processos para os impactos produzidos nos sistemas descentralizados



Além da redução do transporte, a gestão descentralizada também contribui para a diminuição do consumo de energia térmica na usina de digestão anaeróbia, acarretando na redução do consumo de combustíveis fósseis, como ilustra a Figura 50b. Neste sentido, à medida em que a taxa de descentralização aumenta, há redução na utilização de gás natural, petróleo e carvão, podendo chegar até a uma diminuição de 100% no caso do cenário SC4C, de modo que a energia térmica consumida seria oriunda apenas da valorização energética do resíduo orgânico. Este resultado corrobora Zeller et al. (2020) que mostram que os sistemas de tratamento descentralizado apresentam baixo ou zero insumos de combustíveis fósseis.

Em relação à formação de foto-oxidantes (Figura 50c), a descentralização do tratamento por digestão anaeróbia permite a redução de até 100% na emissão de dióxido de enxofre e monóxido de carbono, em comparação com o cenário centralizado SC2. Do mesmo modo, a descentralização da compostagem industrial pode reduzir em até 69% a

emissão de dióxido de enxofre e em 62% a emissão de monóxido de carbono fóssil, em relação ao tratamento por compostagem centralizada, resultando em uma diminuição no impacto total de até 35%, quando comparado os cenários SC3C e SC1, como ilustra a Figura 50c.

No que se refere aos impactos da toxicidade humana, a redução do transporte dos resíduos orgânicos, aliada a diminuição do consumo de energia, foi responsável por diminuir os impactos em até 51% quando comparado o tratamento centralizado por compostagem industrial e sua descentralização. Ademais, a descentralização da digestão anaeróbia pode reduzir em até 71% os impactos produzidos pelo tratamento centralizado por digestão anaeróbia, como ilustra a Figura 50d.

Neste sentido, a descentralização da compostagem centralizada foi capaz de reduzir os impactos produzidos em 62,5% das categorias, com exceção do aquecimento global, acidificação e eutrofização, enquanto que a descentralização da digestão anaeróbia reduziu os impactos produzidos em 100% das categorias. Desta forma, a gestão descentralizada se apresenta como uma importante ferramenta para a redução dos impactos provenientes do tratamento de resíduos orgânicos, sendo capaz de reduzir o transporte dos resíduos, o consumo de energia, a infraestrutura e as emissões de gases do efeito estufa.

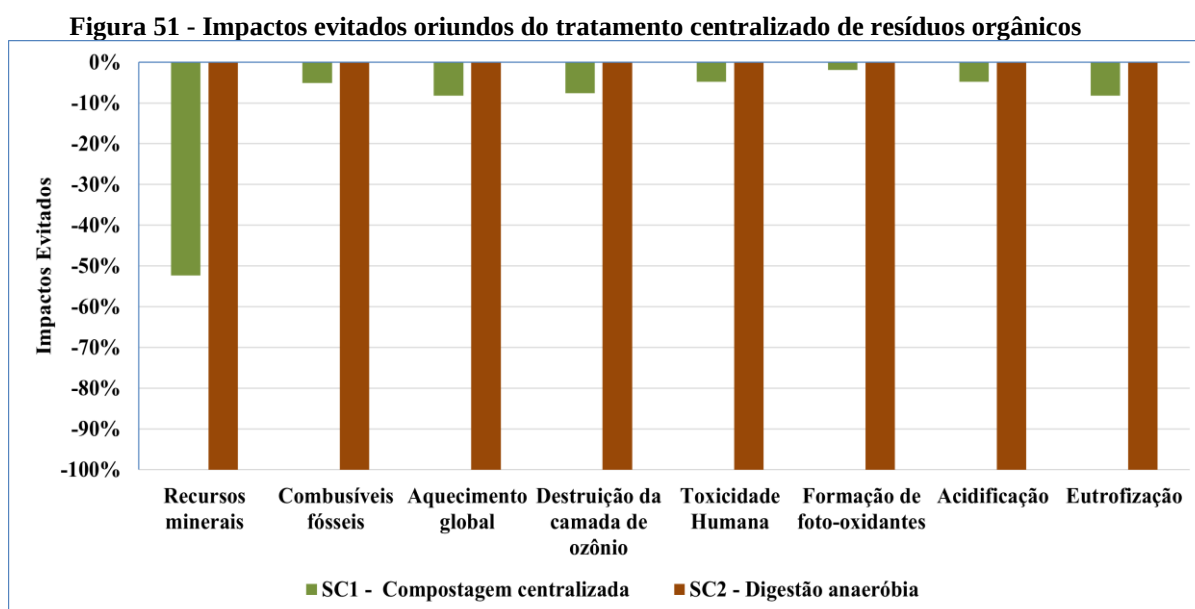
5.4.2 Impactos evitados

Os impactos evitados (Apêndice D) correspondem aos benefícios obtidos a partir do tratamento e valorização energética e material dos resíduos orgânicos. Dessa forma, os impactos evitados são analisados através da produção evitada de energia elétrica e térmica, referente aos cenários que consideram a digestão anaeróbia e por meio da produção evitada de fertilizantes, a partir da utilização do composto orgânico oriundo da compostagem e do digerido proveniente da digestão anaeróbia. Ademais, também foram considerados o transporte evitado dos resíduos orgânicos até os sistemas centralizados proporcionado pela descentralização do tratamento, além do desvio do fluxo de resíduos orgânicos dispostos no aterro sanitário. Para o cenário que corresponde à disposição dos resíduos orgânicos no aterro sanitário não foi considerado nenhum impacto evitado.

5.4.2.1.1 Tratamento centralizado: Compostagem industrial e Digestão Anaeróbia

Analisando a Figura 51 é possível observar que o tratamento de resíduos orgânicos por digestão anaeróbia apresenta mais impactos evitados, ou seja, mais benefícios, em comparação com a compostagem centralizada em 100% das categorias analisadas.

Os benefícios diretos decorrentes do tratamento de resíduos orgânicos por compostagem centralizada estão relacionados com a utilização do composto orgânico em substituição aos fertilizantes convencionais, e a redução da rota do transporte até o aterro sanitário. No que diz respeito ao tratamento dos resíduos orgânicos por digestão anaeróbia, os benefícios diretos estão relacionados a valorização energética e material dos resíduos, seja por meio da produção evitada de energia térmica e elétrica, ou através da aplicação do digestato em substituição aos fertilizantes.



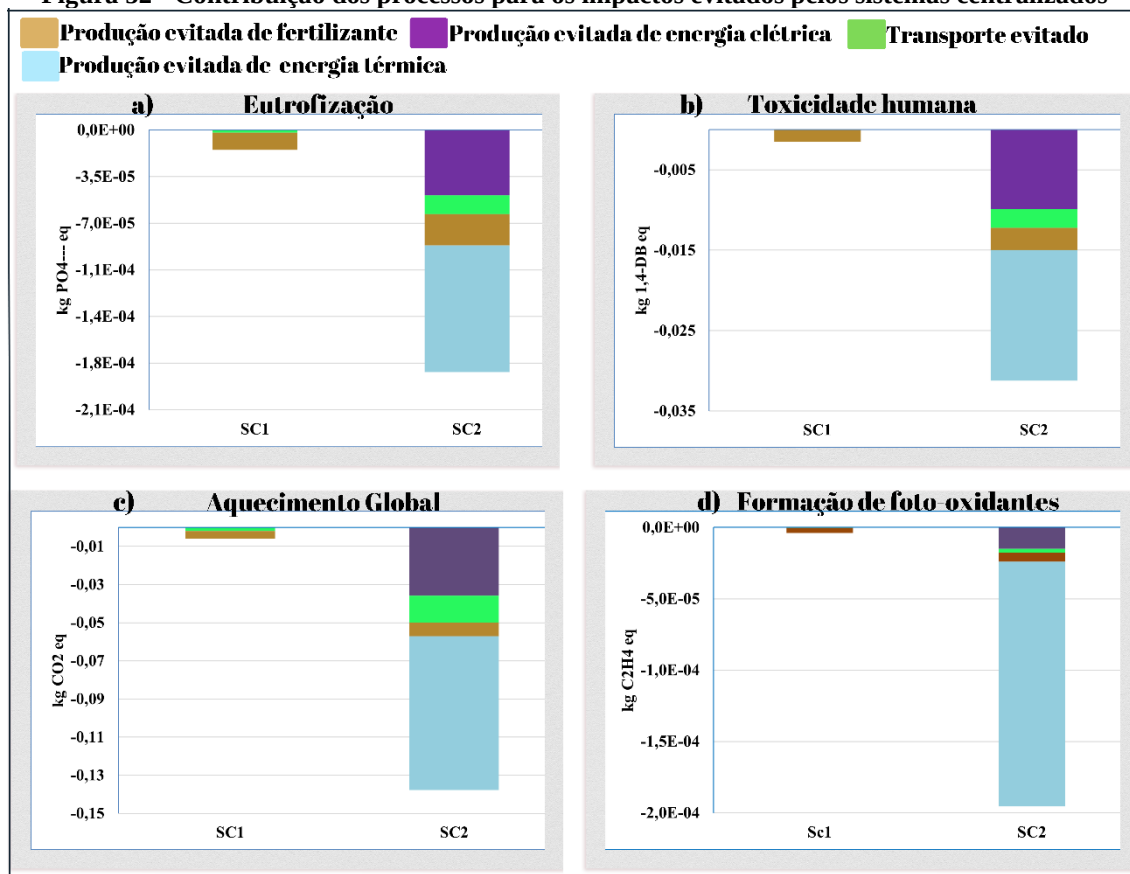
Como pode ser observado na Figura 52, os impactos evitados pelo tratamento dos resíduos orgânicos por digestão anaeróbia são superiores aos benefícios decorrentes do tratamento por compostagem centralizada para a eutrofização, toxicidade humana, aquecimento global e formação de foto-oxidantes.

Este resultado é justificado pelo fato de que os benefícios diretos da compostagem centralizada estarem relacionados principalmente com a valorização material dos resíduos orgânicos, a partir da utilização do composto produzidos em substituição aos fertilizantes químicos. Por outro lado, além da valorização material, o tratamento dos resíduos orgânicos por digestão anaeróbia possibilita a valorização energética destes

materiais, através da valorização do biogás produzido, que pode ser utilizado para reduzir o consumo de energia térmica e elétrica.

Neste sentido, a valorização energética dos resíduos orgânicos, é o principal contribuinte para a os impactos evitados oriundos da digestão anaeróbia e relacionados à eutrofização, à toxicidade humana, ao aquecimento global e à formação de foto-oxidantes. Assim, para a eutrofização (Figura 52a), a valorização energética corresponde à 79% dos benefícios totais decorrentes do tratamento de resíduos orgânicos por digestão anaeróbia, somados ainda aos benefícios oriundos da valorização material (12%) e da redução do transporte (7%). Em relação à toxicidade humana (Figura 52b), a contribuição da valorização energética é ainda superior ao da eutrofização, chegando a 84%.

Figura 52 - Contribuição dos processos para os impactos evitados pelos sistemas centralizados



A valorização energética do resíduo orgânico por digestão anaeróbia possibilita a redução na produção de energia térmica, o que acarreta em impactos evitados referentes ao aquecimento global equivalentes a $-8,06 \times 10^{-2}$ kg CO₂ (Figura 52c), oriundo sobretudo da redução na emissão de dióxido de carbono fóssil. Da mesma forma, há um benefício referente a não produção de energia elétrica, equivalente a $-3,59 \times 10^{-2}$ kg CO₂, provenientes

da não emissão de dióxido de carbono fóssil biogênico, metano biogênico e óxido nitroso. Este resultado corrobora Ardolino et al. (2020) e Jensen et al. (2016) que demonstram que a redução da emissão de dióxido de carbono fóssil e óxido nitroso é o maior benefício oriundo da digestão anaeróbia e referente ao aquecimento global.

Resultado similar ocorre para a formação de foto-oxidantes (Figura 52d), com a valorização energética contribuindo para a produção evitada de energia térmica, resultando em uma redução nas emissões de monóxido de carbono fóssil equivalente a $-1,45\text{E-}4$ kg C_2H_4 , além da emissão evitada de dióxido de enxofre equivalente a $-1,48\text{E-}5$ kg C_2H_4 , reduzindo assim, os impactos referentes à formação de foto-oxidantes. Além disso, por meio da produção evitada de energia elétrica é possível impedir as emissões de dióxido de enxofre, monóxido de carbono e metano biogênico, resultando em um impacto evitado equivalente a $-1,38\text{E-}5$ kg C_2H_4 .

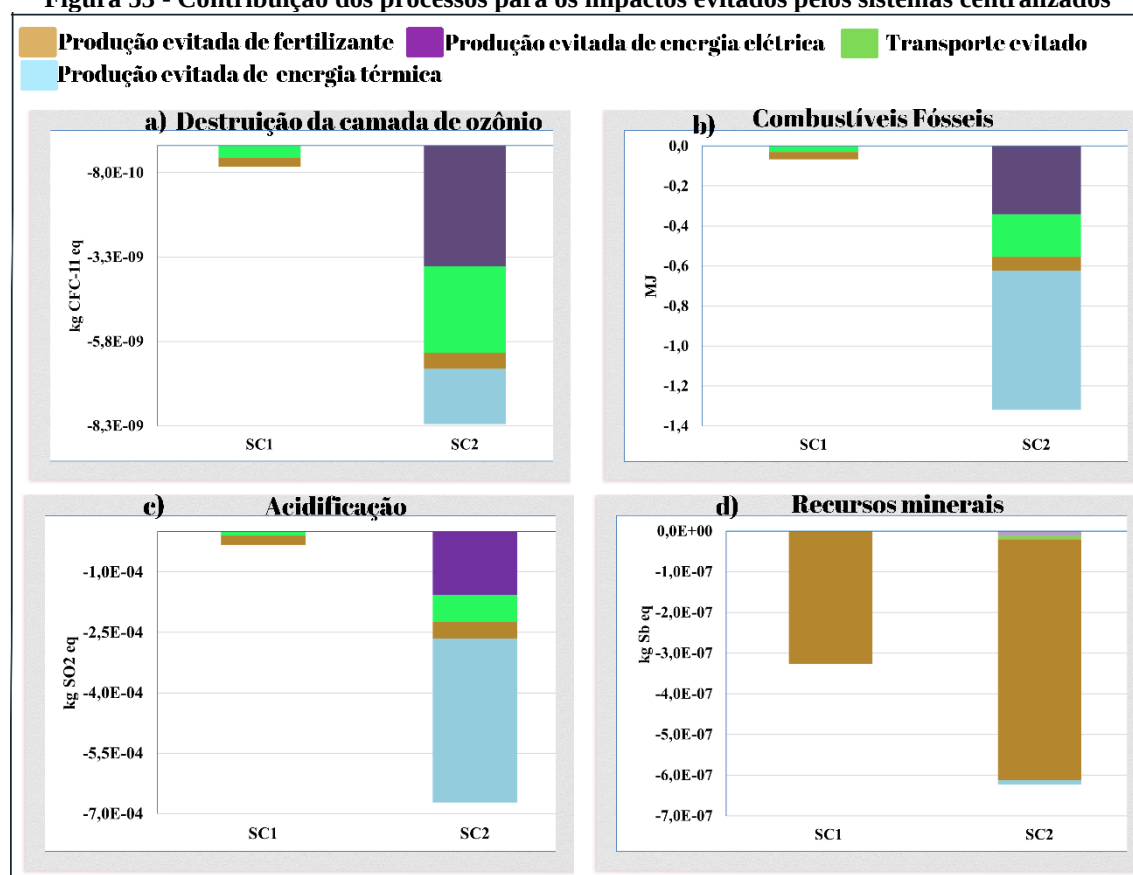
O desvio do fluxo de resíduos orgânicos do aterro sanitário para compostagem centralizada representa aproximadamente 50% dos impactos evitados referentes a destruição da camada de ozônio e consumo de combustíveis fósseis, como ilustram as Figura 53a, Figura 53b, e são oriundos da redução da rota de transporte dos resíduos orgânicos ao aterro. Por outro lado, no que concerne à digestão anaeróbia, os benefícios referentes à destruição da camada de ozônio e ao consumo de combustíveis fósseis são oriundos da valorização energética e do transporte evitado até o aterro sanitário (Figura 53a, Figura 53b).

Assim, para a destruição da camada de ozônio, o impacto evitado total da compostagem centralizada é equivalente a $-6,28\text{E-}10$ kg CFC11, sendo 57% referentes à redução do transporte, enquanto 43% dizem respeito à aplicação do composto como adubo orgânico em substituição aos fertilizantes químicos. Já para a digestão anaeróbia, a redução do consumo de energia elétrica corresponde a 43% dos impactos evitados, de um impacto evitado total equivalente a $-8,25\text{E-}9$ kg CFC11, mais de 10 vezes superior aos benefícios da compostagem centralizada. Soma-se ainda os benefícios oriundos do transporte evitado, com um impacto evitado equivalente a $-2,56$ kg CFC11, provenientes da não emissão de Metano, Bromo Trifluoro-Halon, e que correspondem a 30% dos benefícios totais.

Em relação ao consumo de combustíveis fósseis, os impactos evitados da compostagem centralizada equivalem a $-0,067$ MJ, sendo 26% a partir da não utilização de fertilizantes e 21% do transporte evitado até o aterro sanitário. Neste sentido, a aplicação do composto orgânico resulta em um impacto evitado equivalente a $-3,75\text{E-}2$

MJ, provenientes da não utilização de carvão (48%), petróleo (33%) e gás natural (19%). No que diz respeito aos impactos evitados da digestão anaeróbia, o impacto evitado total é equivalente a -1,32 MJ, superior em 20 vezes aos benefícios da compostagem centralizada. Estes benefícios são oriundos principalmente da valorização energética, que corresponde a 75% dos benefícios totais, sendo oriundos da redução no consumo do carvão petróleo e gás natural. Este resultado corrobora Ardolino et al. (2020) que afirmam que a redução na utilização de gás natural e carvão são consequências da valorização energética dos resíduos orgânicos.

Figura 53 - Contribuição dos processos para os impactos evitados pelos sistemas centralizados



No que concerne à acidificação (Figura 53c), a valorização material dos resíduos orgânicos por compostagem centralizada corresponde à 70% dos benefícios totais deste cenário, sendo oriundos da redução das emissões de dióxido de enxofre, amônia e óxidos de nitrogênio. Já a redução do transporte é responsável por 30% dos benefícios totais, resultantes da redução das emissões de óxidos de nitrogênio e dióxido de enxofre. Assim, os impactos evitados da compostagem centralizada referentes à acidificação são equivalentes a -3,24E-5 kg SO₂.

Já para a digestão anaeróbia, a produção evitada de energia térmica proporciona a redução na emissão do dióxido de enxofre equivalente a $-3,71\text{E}-4$ kg SO₂, somados ainda às emissões evitadas de amônia e óxidos de nitrogênio provenientes da produção evitada de energia elétrica (Figura 53c), reduzindo assim os impactos produzidos referentes à acidificação em $-6,72\text{E}-4$ kg SO₂, benefício superior em 20 vezes quando comparado com a compostagem centralizada. Este resultado corrobora Boer et al. (2021) que afirmam que as emissões evitadas dióxido de enxofre e óxidos de nitrogênio são os maiores benefícios relacionados a acidificação e oriundos da valorização energética dos resíduos orgânicos por digestão anaeróbia.

Em relação ao consumo de recursos minerais (Figura 53d) 99% dos impactos evitados pela compostagem centralizada são benefícios diretos da valorização material do resíduo orgânico. Destes, 69% são referentes a produção evitada de fertilizante nitrogenado, além da produção evitada de fertilizantes em potássio e fósforo. Dessa forma, a não produção de fertilizantes resulta em um impacto evitado equivalente a $-3,25\text{E}-7$ kg Sb, decorrentes principalmente da não emissão de cádmio, chumbo, prata e zinco. Este resultado corrobora Guillaume et al. (2023) e Lima et al. (2018) que enfatizam que os impactos evitados referentes ao consumo de recursos minerais são provenientes da produção evitada de fertilizantes, por meio da não emissão de metais pesados.

A produção do digestato na digestão anaeróbia e sua aplicação como fertilizante corresponde a 95% dos benefícios referentes ao consumo de recursos minerais (Figura 53d). Destes, 81% se referem a não produção de fertilizante nitrogenado, enquanto que 14% são de potássio. Dessa forma, o impacto evitado total é equivalente a $-6,23\text{E}-7$ kg Sb, superior em 90% os benefícios provenientes da compostagem. Este resultado corrobora ADEME (2021) que em termos de recursos minerais, a digestão anaeróbia apresenta mais benefícios em relação à compostagem industrial, sendo 91% provenientes do não consumo de fertilizantes.

Portanto, o tratamento de resíduos orgânicos por digestão anaeróbia produz mais benefícios quando comparado à compostagem centralizada, proporcionando a redução dos impactos produzidos. Isto se deve principalmente aos benefícios diretos deste tratamento, sendo eles a valorização energética dos resíduos orgânicos, por meio da produção evitada de energia térmica e elétrica, além da valorização material, através da produção evitada de fertilizantes.

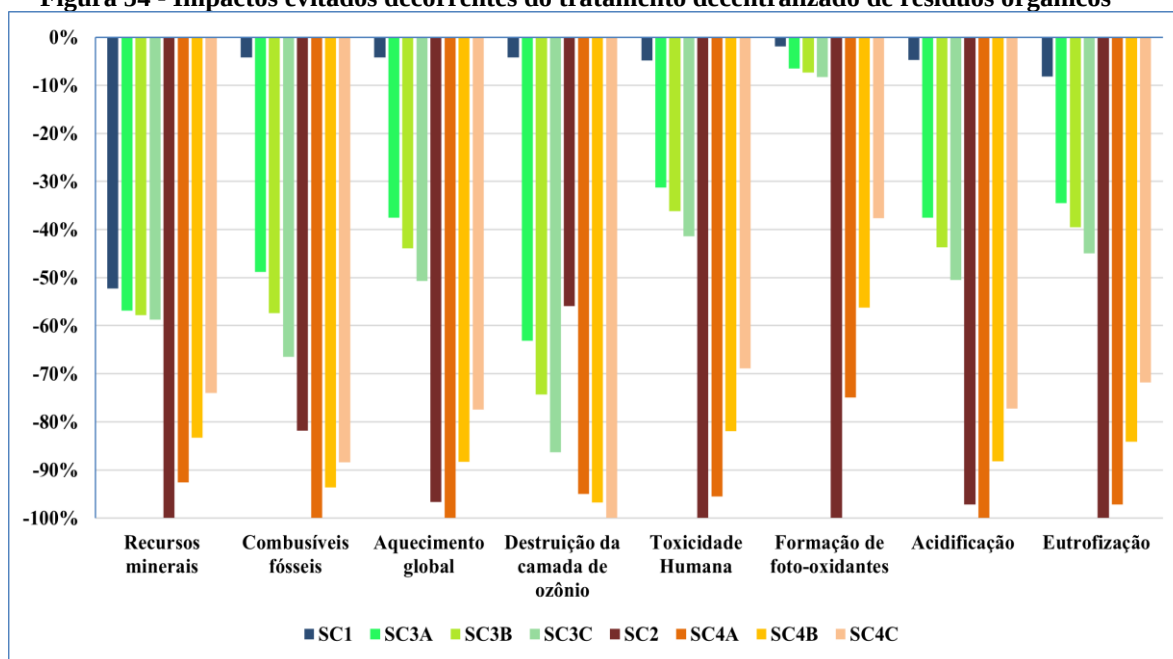
Este resultado corrobora Ademe (2021) e Guillaume et al. (2023) que apontam que a digestão anaeróbia apresenta impactos evitados superiores em comparação com a

compostagem centralizada em diversas categorias, como a destruição da camada de ozônio, o aquecimento global, a acidificação, a eutrofização e a formação de foto-oxidantes e o consumo de combustíveis fósseis. Neste sentido, Weidner et al. (2020) afirmam que os benefícios referentes ao aquecimento global e provenientes da digestão anaeróbia são superiores em até sete vezes em relação a compostagem, corroborando Nordahl et al. (2020) que expõem que, em termos de aquecimento global, os benefícios provenientes da digestão anaeróbia são superiores aos oriundos da compostagem centralizada.

5.4.2.2 Compostagem descentralizada como complemento ao tratamento centralizado

Dentre os cenários que consideram a descentralização do tratamento de resíduos orgânicos, o SC4A foi aquele que obteve os maiores benefícios para 87,5% das categorias analisadas, sendo elas referentes ao consumo de recursos minerais, consumo de combustíveis fósseis, aquecimento global, toxicidade humana, formação de foto-oxidantes, acidificação e eutrofização, como observado na Figura 54.

Figura 54 - Impactos evitados decorrentes do tratamento descentralizado de resíduos orgânicos

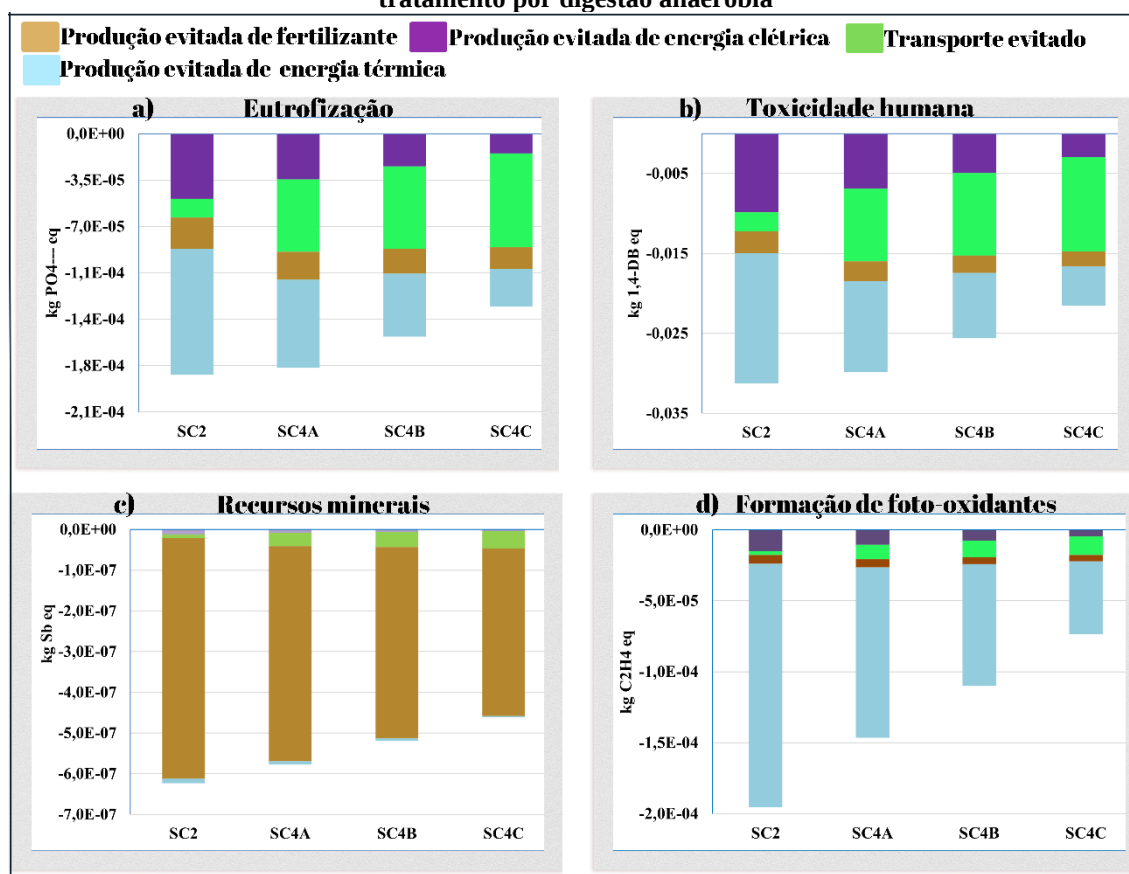


Assim, o cenário SC4A considera que 30% dos resíduos orgânicos produzidos no setor hoteleiro de João Pessoa serão tratados nas dependências dos meios de hospedagem por meio da compostagem descentralizada, enquanto que 70% serão destinados para digestão anaeróbia. Deste modo, o conjunto digestão anaeróbia + compostagem

descentralizada apresentou impactos evitados mais significativos quando comparado com o tratamento por compostagem centralizada e compostagem descentralizada.

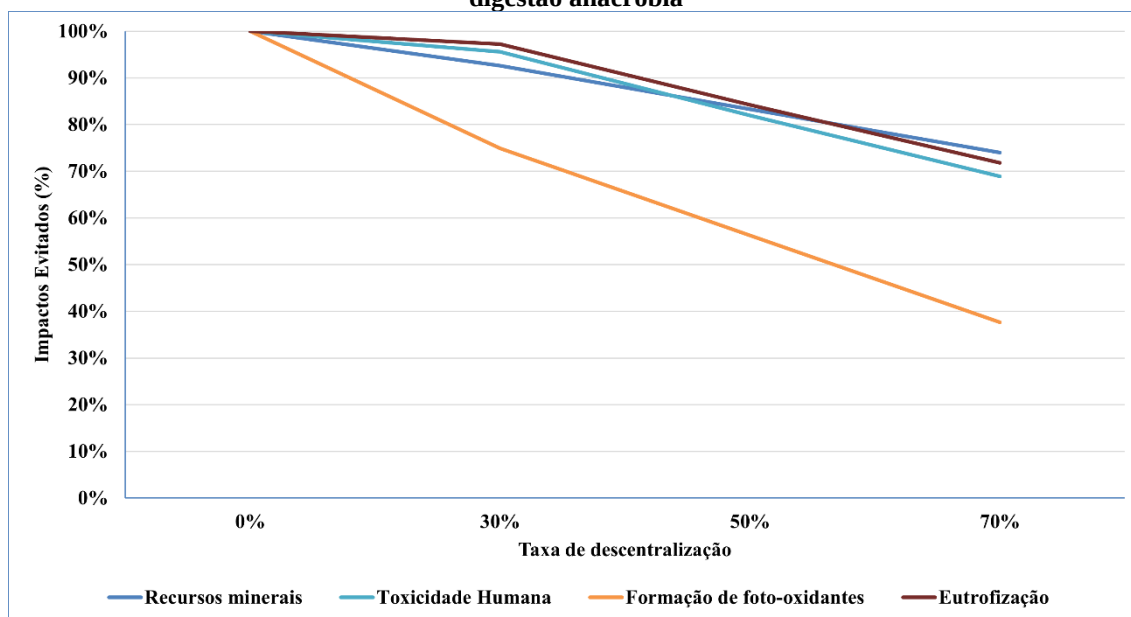
Os cenários que consideram a compostagem descentralizada como complemento ao tratamento por digestão anaeróbia (4A, 4B e 4C), apresentam uma redução nos impactos evitados relacionados às categorias cujos maiores benefícios estão relacionados à valorização energética ou material dos resíduos orgânicos, e que não sofrem influência significativa dos benefícios decorrentes da redução do transporte, como a eutrofização (Figura 55a), toxicidade humana (Figura 55b), consumo de recursos minerais (Figura 55c) e formação de foto-oxidantes (Figura 55d).

Figura 55 - Contribuição dos processos para os impactos evitados pela descentralização do tratamento por digestão anaeróbia



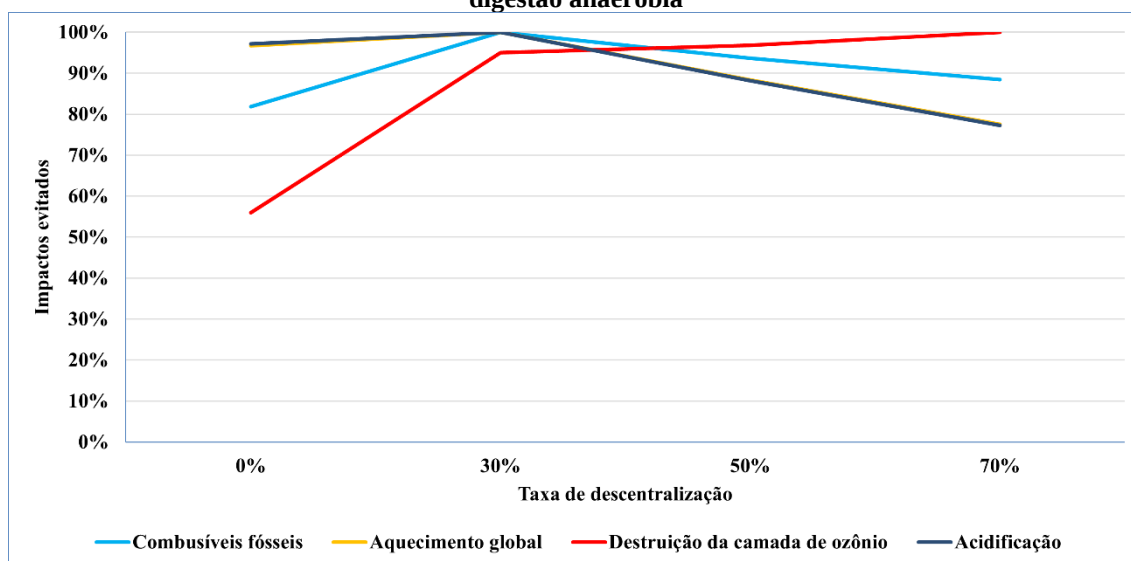
Assim, à medida em que a taxa de descentralização aumenta há uma diminuição na valorização energética, já que a parcela de resíduos orgânicos destinada à digestão anaeróbia é reduzida, e uma consequente redução nos benefícios totais, como ilustra a Figura 56.

Figura 56 - Relação entre os impactos evitados e a taxa de descentralização do tratamento por digestão anaeróbia



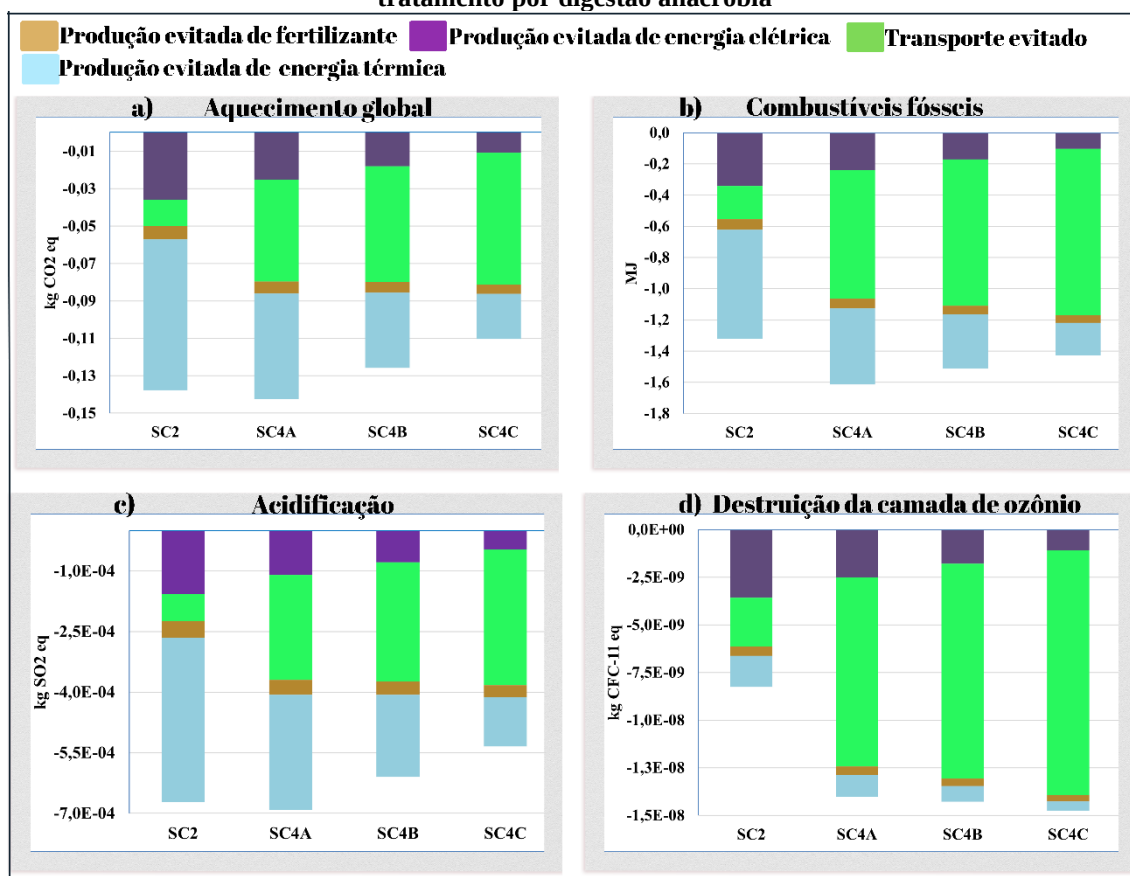
Do mesmo modo, como é possível observar na Figura 57, no que diz respeito ao aquecimento global, o consumo de combustíveis fósseis e a acidificação, à medida em que a taxa de descentralização ultrapassa 30% (Cenário 4A), os impactos evitados são reduzidos. Isto ocorre devido a diminuição na destinação dos resíduos orgânicos à digestão anaeróbia e a consequente redução na valorização energética dos resíduos orgânicos, resultando em uma diminuição na quantidade de energia elétrica e térmica produzidas a partir da valorização do biogás, como ilustram as Figuras 58a, 58b e 58c.

Figura 57 - Relação entre os impactos evitados e a taxa de descentralização do tratamento por digestão anaeróbia



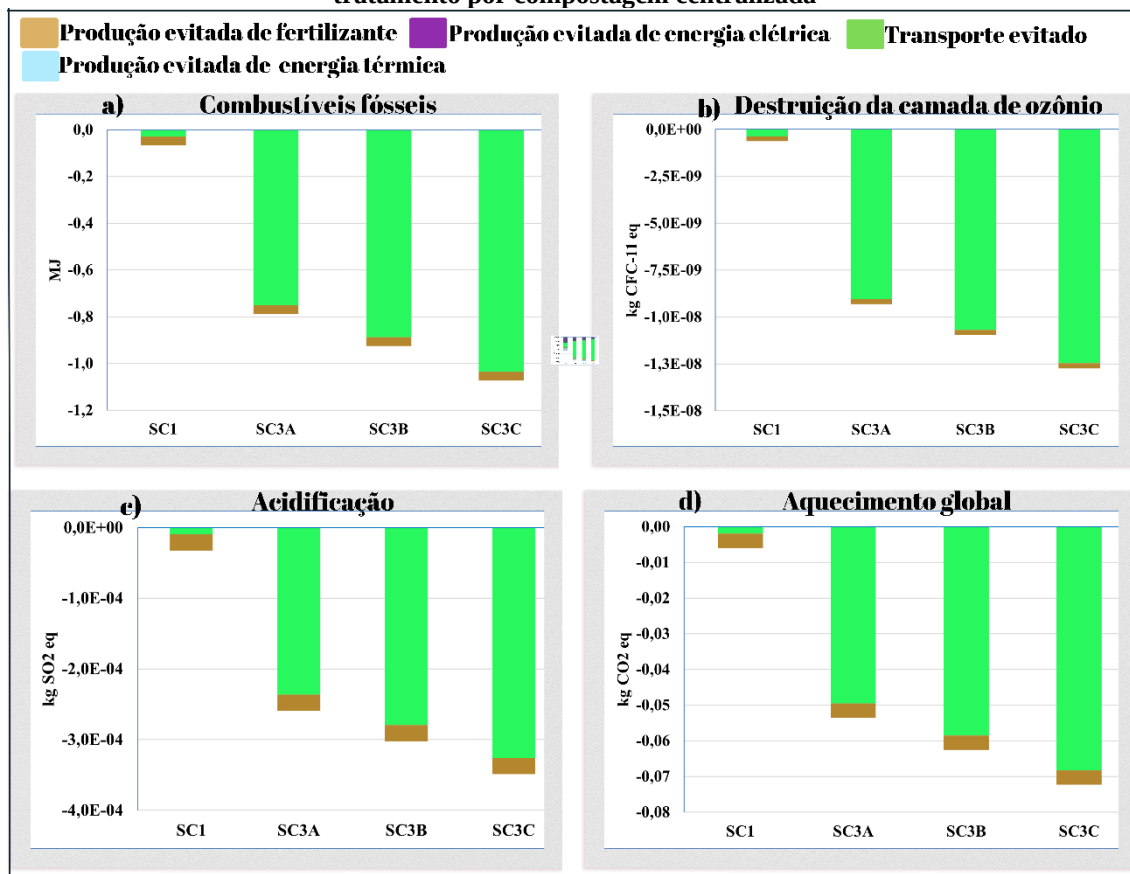
Fato contrário ocorre ao que se refere a destruição da camada de ozônio (Figura 58d), já que os impactos evitados são oriundos principalmente da redução do transporte dos resíduos orgânicos. Desta forma, quanto maior for a taxa de descentralização, mais resíduos serão tratados por compostagem descentralizada nos hotéis, reduzindo a necessidade de transporte dos resíduos orgânicos. Como consequência, tem-se que quanto maior a taxa de descentralização, maior o impacto evitado total.

Figura 58 - Contribuição dos processos para os impactos evitados pela descentralização do tratamento por digestão anaeróbia



Para os cenários que consideram o conjunto compostagem descentralizada + compostagem centralizada (Cenários 3A, 3B e 3C), a redução do transporte tem grande influência nos impactos evitados, podendo variar entre 98% e 93% para categorias como o consumo de combustíveis fósseis, destruição da camada de ozônio, acidificação e aquecimento global, quando analisado o cenário SC3C (Figura 59a, Figura 59b, Figura 59c e Figura 59d, respectivamente). Estes benefícios são decorrentes da redução do consumo de petróleo como combustível fóssil, e da diminuição da emissão de gases como o dióxido de enxofre, óxidos de nitrogênio e dióxido de carbono.

Figura 59 - Contribuição dos processos para os impactos evitados pela descentralização do tratamento por compostagem centralizada



A redução do transporte ainda é o principal contribuinte para os impactos evitados relacionados à toxicidade humana, à formação de foto-oxidantes e à eutrofização. Contudo, para estas categorias, a valorização material dos resíduos orgânicos também contribui efetivamente para a construção dos impactos evitados, como ilustram as Figura 60a, Figura 60b e Figura 60c. Quando analisado o cenário SC3C, esta contribuição é de 12% para a toxicidade humana, 21% na formação de foto-oxidantes e 16% para os benefícios relacionados com a eutrofização.

No que se refere ao consumo de recursos minerais, a utilização do composto orgânico em substituição aos fertilizantes é o contribuinte majoritário para os impactos evitados, podendo ser responsável por até 89% dos benefícios totais, a depender da taxa de descentralização, como ilustra a Figura 60d. Estes benefícios são decorrentes da redução na emissão de metais pesados, como o Cromo, Zinco, Prata, Chumbo e Cádmio, sendo resultantes do não consumo de fertilizantes nitrogenados (60,5%), fertilizante em potássio (15%) e em fosfato (12%), além da redução do transporte (11%).

Figura 60 - Contribuição dos processos para os impactos evitados pela descentralização do tratamento por compostagem centralizada

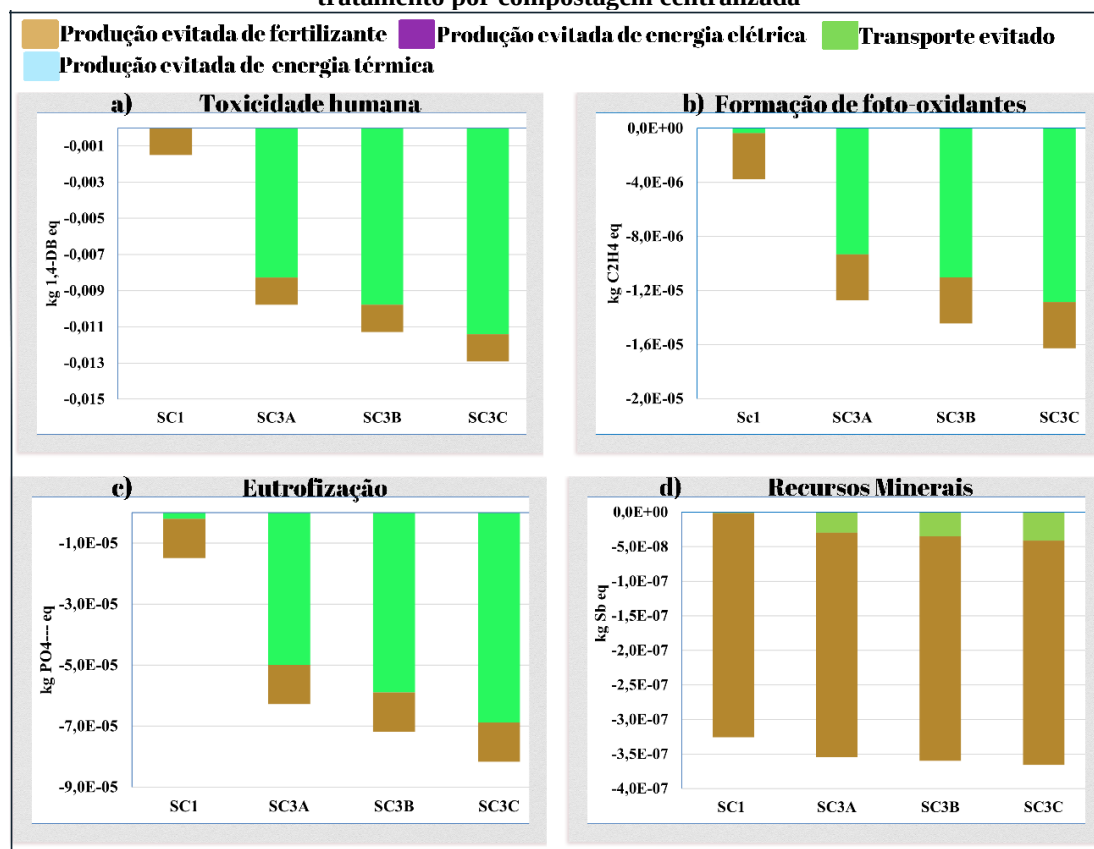
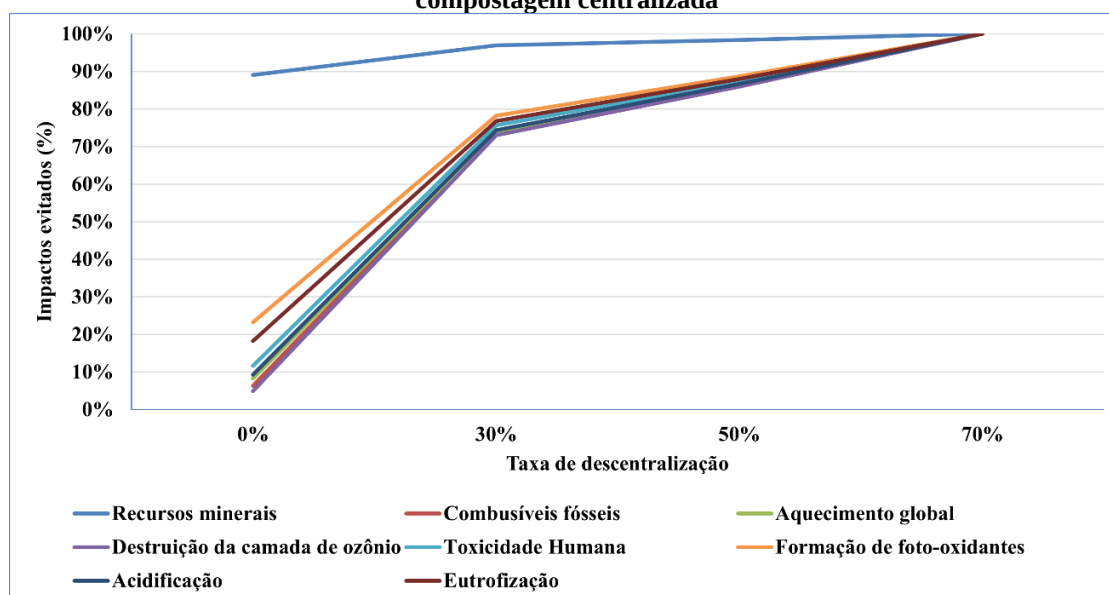


Figura 61 - Relação entre os impactos evitados e a taxa de descentralização do tratamento por compostagem centralizada



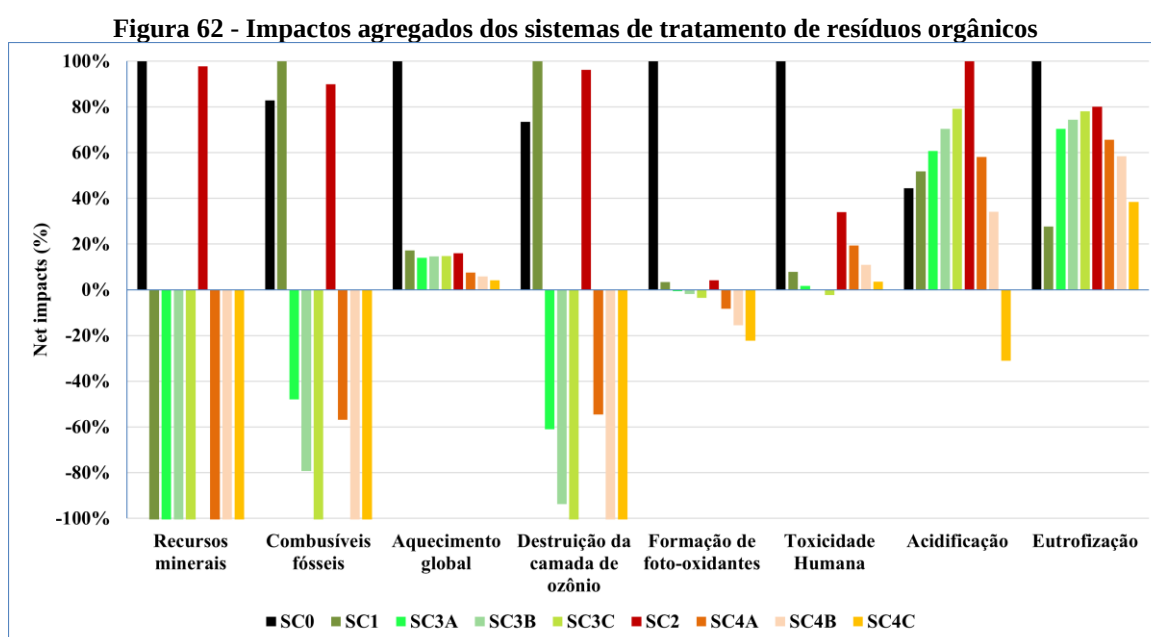
Quando comparados aos impactos evitados provenientes da compostagem centralizada (Cenário SC1), a descentralização do tratamento (Cenários SC3A, 3B e 3C)

apresentou maiores benefícios em todas as categorias analisadas, de modo que há uma relação direta entre os impactos evitados e a taxa de descentralização, ou seja, à medida em que a taxa de descentralização aumenta, os impactos evitados também crescem, como ilustra a Figura 61.

Analisando os cenários de tratamento descentralizado, foi possível identificar que, em termos de impactos evitados, o cenário SC4A, onde 70% dos resíduos orgânicos são tratados por digestão anaeróbia e 30% por compostagem descentralizada, apresentou os maiores benefícios, sendo provenientes principalmente da valorização energética e material dos resíduos orgânicos, além da redução no transporte, impactos diretos resultantes da descentralização do tratamento.

5.4.3 Impactos agregados

Os impactos agregados se referem ao somatório entre os impactos produzidos e os impactos evitados. Analisando a Figura 62, é possível identificar que entre os cenários de tratamento centralizado (SC0, SC1 e SC2), a disposição dos resíduos orgânicos hotelheiros no aterro sanitário (SC0) é o cenário mais impactante para 62,5% das categorias analisadas, sendo elas referentes ao consumo de recursos minerais, aquecimento global, formação de foto-oxidantes, toxicidade humana e eutrofização. Por outro lado, a destinação de 100% dos resíduos orgânicos para compostagem centralizada (SC1) teve maior impacto em 25% das categorias: combustíveis fósseis e destruição da camada de ozônio, enquanto a digestão anaeróbia (SC2) teve maior efeito na acidificação.



Assim, segregar os resíduos orgânicos gerados em meios de hospedagem e praticar sua destinação ambientalmente adequada, seja para compostagem centralizada (SC1) ou digestão anaeróbia, pode reduzir os impactos líquidos em 62,5% das categorias, como consumo de recursos minerais, aquecimento global, formação de foto-oxidantes, toxicidade humana e eutrofização, quando comparado ao descarte dos resíduos orgânicos em aterro sanitário, juntamente com os demais RSU (SC0).

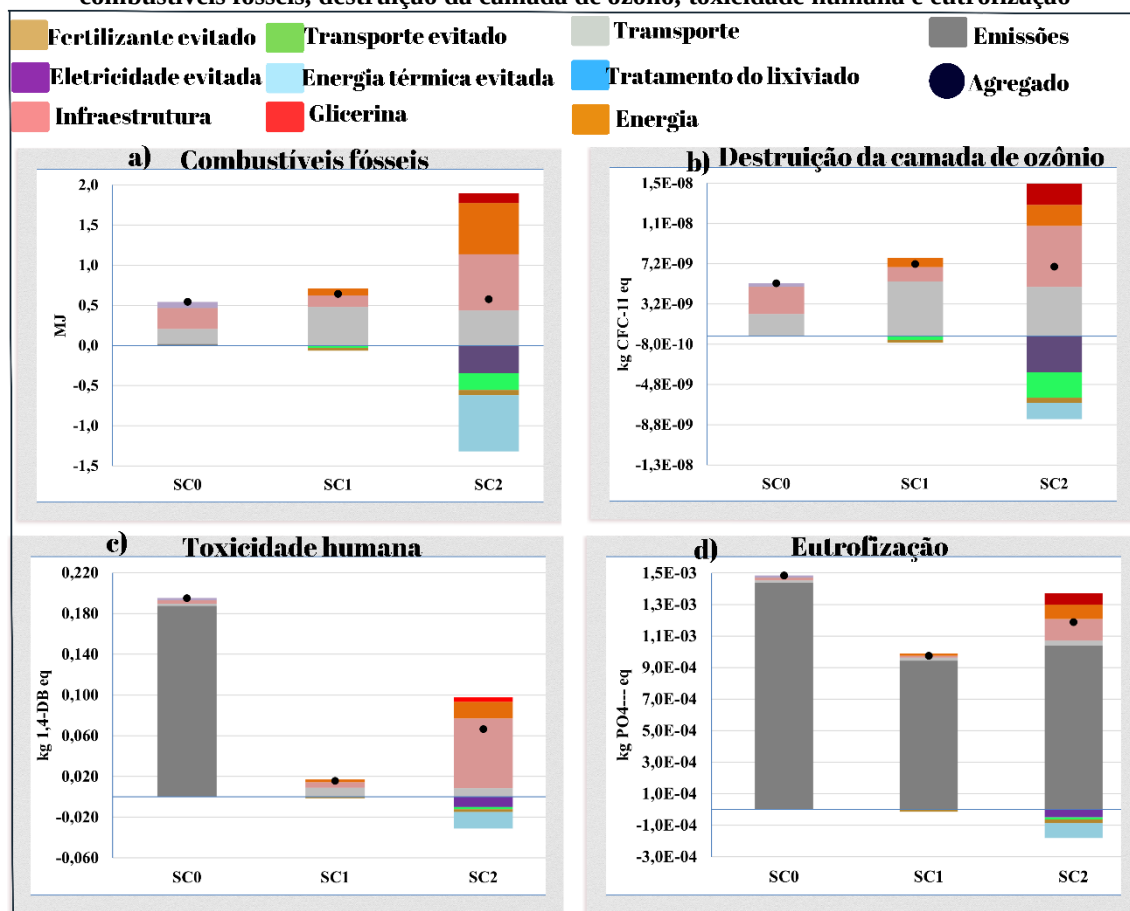
Comparando a digestão anaeróbica com a compostagem centralizada, o primeiro tipo de tratamento tem impactos líquidos maiores em 62,5% das categorias, como consumo de recursos minerais, toxicidade humana, acidificação e eutrofização, enquanto a compostagem centralizada tem os impactos mais elevados em 37,5% das categorias, tais como consumo de combustíveis fósseis, destruição da camada de ozônio e aquecimento global.

Ainda de acordo com a Figura 62, no que diz respeito à descentralização do tratamento, os cenários que consideram a destinação dos resíduos orgânicos para compostagem centralizada e compostagem descentralizada (SC3A, 3B e 3C) reduziram os impactos agregados em comparação com o cenário de tratamento centralizado (SC1) em 75% das categorias analisadas, sendo elas o consumo de combustíveis fósseis, utilização de recursos minerais, destruição da camada de ozônio, toxicidade humana e formação de foto-oxidantes e o aquecimento global, como ilustra a Figura 62. A descentralização do tratamento dos resíduos orgânicos por digestão anaeróbia (SC4A, 4B e 4C) foi capaz de reduzir os impactos agregados para 100% das categorias analisadas, quando comparados aos impactos agregados do tratamento centralizado por digestão anaeróbia (SC2).

A Figura 63 ilustra a contribuição dos processos para a produção dos impactos líquidos oriundos dos sistemas centralizados, como o aterro sanitário, compostagem centralizada e digestão anaeróbia.

Como ilustra a Figura 63a, a destinação dos resíduos orgânicos para compostagem centralizada (SC1) teve o maior impacto líquido relacionado ao consumo de combustíveis fósseis. Este resultado pode ser atribuído à escolha de direcionar uma coleta específica dos resíduos orgânicos gerados no setor hoteleiro para a compostagem centralizada ou digestão anaeróbica, com a instalação de compostagem situada a uma maior distância. Neste contexto, o impacto resultante do transporte dos resíduos orgânicos para o tratamento e valorização por compostagem centralizada é equivalente a $4,81E-1$ MJ, 63% superior face ao transporte regular de RSU para aterro.

Figura 63 - Contribuição para os impactos evitados oriundos dos sistemas centralizado - combustíveis fósseis, destruição da camada de ozono, toxicidade humana e eutrofização



A destinação dos resíduos orgânicos para digestão anaeróbia (SC2) apresentou os impactos produzidos mais significativos relacionados ao consumo de combustíveis fósseis (Figura 63a), especialmente pelo consumo energia térmica, expresso através do carvão. Porém, a destinação dos resíduos orgânicos para digestão anaeróbia proporciona a sua recuperação energética através da redução produção de energia térmica e elétrica, diminuindo o uso de carvão, petróleo e gás natural, corroborando Ardolino et al. (2020) e Colón et al. (2015) que afirmam que a valorização energética dos resíduos orgânicos reduz a utilização de gás natural e carvão para produção de energia. Desta forma, os benefícios da valorização energética reduzem os impactos líquidos da digestão anaeróbia.

Resultado semelhante foi identificado para a destruição da camada de ozônio, sendo a destinação dos resíduos orgânicos para compostagem centralizada o cenário de maior impacto (Figura 63b). Similar ao consumo de combustíveis fósseis, este resultado justifica-se pela opção de adoção de uma coleta específica de resíduos orgânicos gerados

no setor hoteleiro, mais longa para a compostagem centralizadas em comparação com a digestão anaeróbia, e consequentemente mais impactante.

Outro aspecto influente foi a redução na produção de energia. A valorização energética dos resíduos orgânicos através da digestão anaeróbia permite reduzir o consumo de eletricidade, resultando na diminuição das emissões de metano, trifluorohalon de bromo e trifluoreto de tricloreto de etano, equivalente a -3,57 kg CFC11. Há também os benefícios da redução do transporte de resíduos até o aterro, com impacto evitado equivalente a -2,56 kg CFF11 devido à não emissão de Metano, Bromo Trifluorohalon.

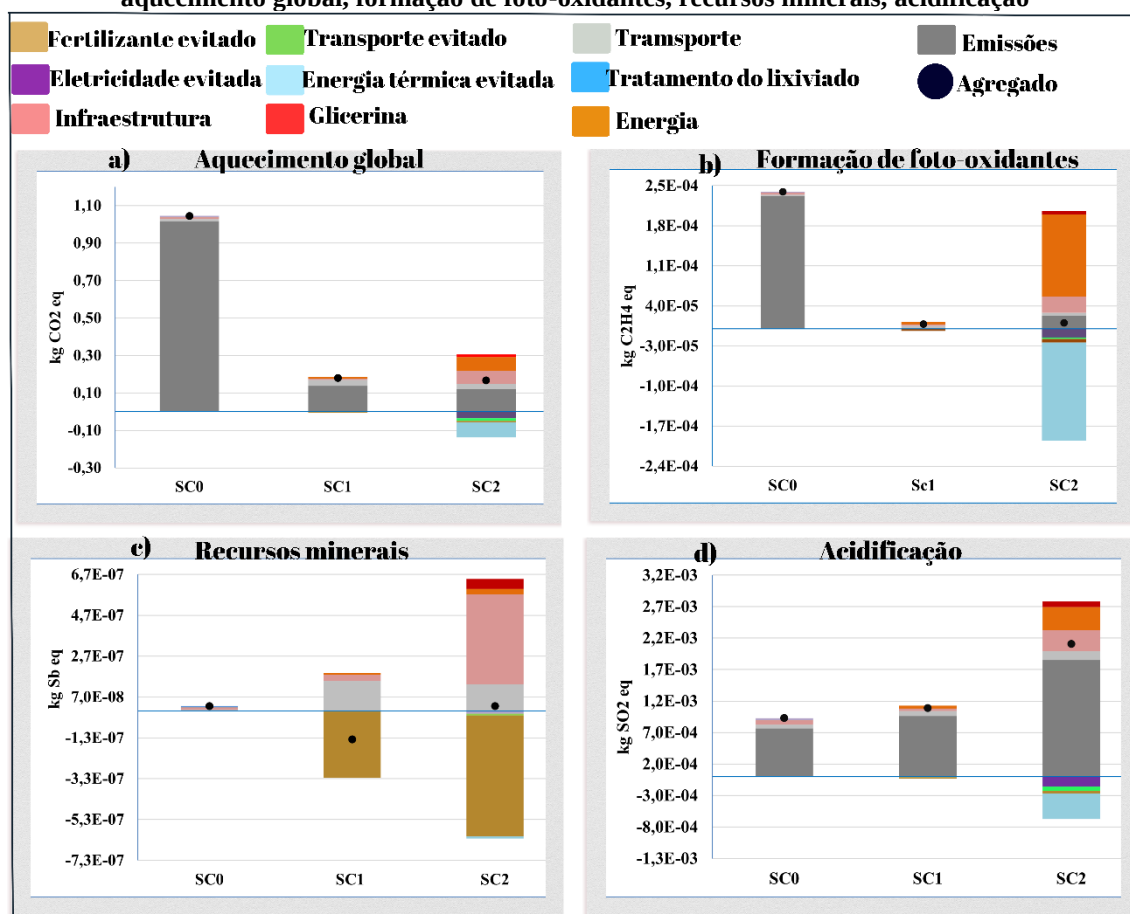
No que diz respeito à toxicidade humana (Figura 63c) e à eutrofização (Figura 63d), as emissões de GEE provenientes da disposição dos resíduos orgânicos em aterro sanitário destacam-se quando comparadas com a compostagem centralizada e digestão anaeróbia, principalmente devido às emissões de bário e níquel, relacionadas com a toxicidade humana, e à elevada concentração na demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e emissões para corpos d'água de amônia e nitrato, relacionadas à eutrofização. Esses resultados corroboram Richard et al. (2021) e Boer et al. (2021), que afirmam que além do bário, o chumbo, o magnésio são outras substâncias que causam maiores impactos relacionados à toxicidade humana e que os impactos relacionados à eutrofização se devem principalmente aos lixiviados produzidos em aterros sanitários.

Portanto, para a eutrofização, a disposição dos resíduos orgânicos em aterros sanitários (SC0) tem um impacto líquido 52% e 25% maior do que a compostagem e a digestão anaeróbica, respectivamente, enquanto para a toxicidade humana o impacto do aterro é 1000% maior do que a compostagem e 190% do que a digestão anaeróbica.

A Figura 64 continua analisando a contribuição dos processos para a produção dos impactos líquidos procedentes dos sistemas centralizados.

No que diz respeito ao aquecimento global (Figura 64a) e à formação de foto-oxidantes (Figura 64b), as emissões de gases de efeito estufa provenientes da disposição dos resíduos orgânicos em aterros são responsáveis por grande parte dos impactos líquidos, tornando o cenário SC0 o mais impactante nestas categorias. Em referência ao aquecimento global, as emissões de GEE provenientes do tratamento dos resíduos orgânicos em compostagem centralizada ou digestão anaeróbia são aproximadamente 90% inferiores às dos aterros.

Figura 64 - Contribuição para os impactos evitados oriundos dos sistemas centralizado – aquecimento global, formação de foto-oxidantes, recursos minerais, acidificação



A valorização energética dos resíduos orgânicos, proporcionada pelo seu tratamento por digestão anaeróbia, permite reduzir a produção de energia térmica e consequentemente diminuir a emissão de dióxido de carbono fóssil, reduzindo assim os impactos relacionados com o aquecimento global. Da mesma forma, a recuperação energética reduz os impactos relacionados com a formação de foto-oxidantes, através da diminuição das emissões de monóxido de carbono fóssil, dióxido de enxofre e metano biogénico.

Este resultado corrobora Ardolino et al. (2020) e Jensen et al. (2016), que mostram que a redução das emissões fósseis de dióxido de carbono e óxido nítrico é o maior benefício da digestão anaeróbica em termos de aquecimento global. Os resultados também concordam com Guillaume et al. (2023), que afirmam que para a formação de foto-oxidantes, a recuperação energética é o principal contribuinte para os impactos evitados da digestão anaeróbia.

O aterro sanitário tem os maiores impactos líquidos relacionados com o consumo de recursos minerais (Figura 64c), provenientes das emissões significativas de metais

pesados, como chumbo e cádmio, provenientes da infraestrutura e da coleta regular de resíduos sólidos urbanos.

A destinação ambientalmente adequada dos resíduos orgânicos em compostagem centralizada ou digestão anaeróbia proporciona a recuperação material dos resíduos orgânicos através da utilização do composto orgânico, em substituição aos fertilizantes convencionais. Este benefício acarreta na redução dos impactos produzidos em $-6,28\text{E-}7$ kg Sb e $-3,25\text{E-}7$ kg Sb, para a digestão anaeróbia e compostagem centralizada, respectivamente, principalmente devido a redução das emissões de cádmio, chumbo, prata e zinco.

Este resultado corrobora Guillaume et al. (2023) e Lima et al. (2018), que enfatizam que os impactos evitados relacionados ao consumo de recursos minerais advêm da produção evitada de fertilizantes através da não emissão de metais pesados. Desta forma, o impacto líquido da eliminação de resíduos orgânicos em aterros é superior aos impactos da destinação destes materiais para compostagem centralizada ou digestão anaeróbica.

A destinação dos resíduos orgânicos para digestão anaeróbia (SC2) foi o cenário mais impactante para a acidificação (Figura 64d) devido à emissão de gases provenientes do tratamento de resíduos orgânicos, como a amônia. Para efeito de comparação, as emissões de GEE provenientes do tratamento de resíduos por compostagem centralizada ou aterro são 48% e 58% inferiores, respectivamente, em comparação com a digestão anaeróbica. Este resultado corrobora a investigação de Khandelwal et al. (2019), que mostra que os impactos de acidificação do tratamento de resíduos orgânicos por digestão anaeróbica são maiores em comparação com a compostagem e a deposição em aterro.

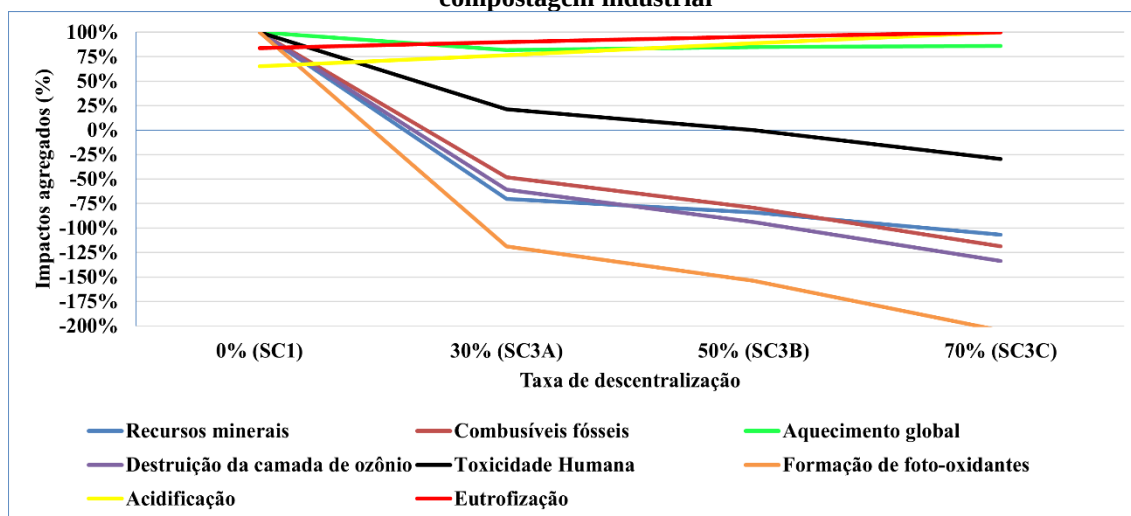
Deste modo, a destinação dos resíduos orgânicos para um tratamento centralizado de compostagem ou digestão anaeróbia pode reduzir os impactos líquidos em 62,5% das categorias analisadas, quando comparada com a disposição destes materiais em aterro sanitário. Destas reduções, a compostagem apresenta as maiores diminuições em quatro categorias: consumo de recursos minerais, toxicidade humana, formação de foto-oxidantes e eutrofização, enquanto que a digestão anaeróbia dispõe das maiores reduções no aquecimento global, como ilustra a Tabela 30

Tabela 30 - Variação dos impactos agregados produzidos pela compostagem e digestão anaeróbia em relação ao aterro sanitário

Categorias de impacto	Compostagem Centralizada	Digestão Anaeróbia
Recursos Minerais	(-) 640,94%	(-) 2,23%
Combustíveis Fósseis	(+) 18,32%	(+) 6,43%
Aquecimento global	(-) 82,81%	(-) 83,95%
Destruição da camada de ozônio	(+) 36,28%	(+) 31,18%
Toxicidade humana	(-) 92,01%	(-) 65,92%
Formação de foto-oxidantes	(-) 96,59%	(-) 95,80%
Acidificação	(+) 17,37%	(+) 126,59%
Eutrofização	(-) 34,37%	(-) 19,90%

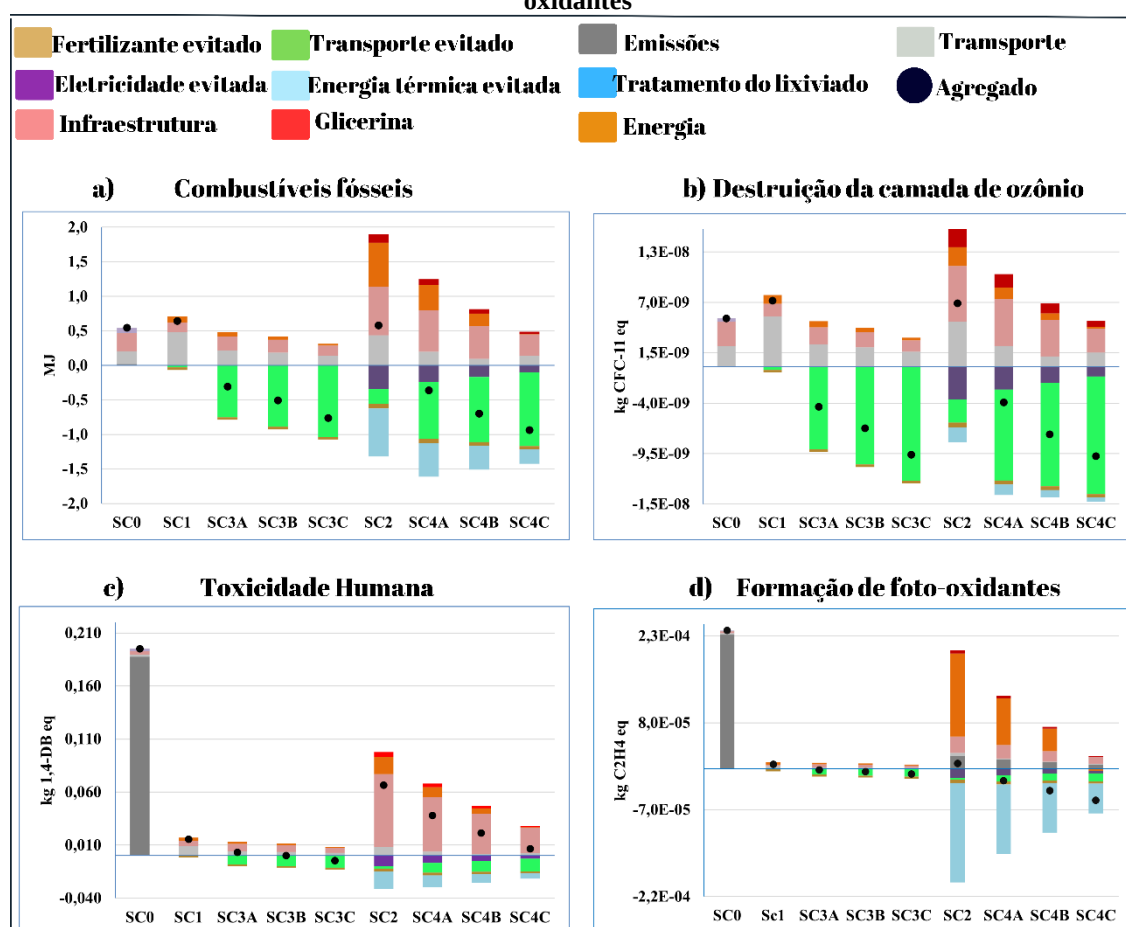
Em relação à descentralização do tratamento, quando comparada com o tratamento centralizado por compostagem industrial (SC0), o conjunto compostagem centralizada + compostagem descentralizada (SC3A, SC3B, SC3C) apresentou impactos evitados superiores aos impactos produzidos em 50% das categorias analisadas, sendo elas o consumo de recursos minerais, utilização de combustíveis fósseis, destruição da camada de ozônio e formação de foto-oxidantes. Ou seja, para estas categorias, a descentralização do tratamento proporcionou a não produção de impactos ambientais. Soma-se a estas a categoria toxicidade humana, que ao atingir a taxa de descentralização de 70% (SC3C) apresenta impactos evitados superiores aos impactos produzidos, como ilustra a Figura 65. Assim, para estas categorias, quanto maior a taxa de descentralização, menores serão os impactos agregados.

Figura 65 - Relação entre os impactos agregados e a taxa de descentralização do tratamento por compostagem industrial



No que concerne o consumo de combustíveis fósseis e a destruição da camada de ozônio, este resultado foi devido aos benefícios oriundos da redução do transporte dos resíduos orgânicos, como ilustram as Figura 66a e Figura 66b. Ademais, a não disposição dos resíduos orgânicos no aterro sanitário, somada aos benefícios da redução do transporte foram os principais contribuintes para a não produção de impactos nas categorias toxicidade humana e formação de foto-oxidantes, como ilustram as Figura 66c e Figura 66d.

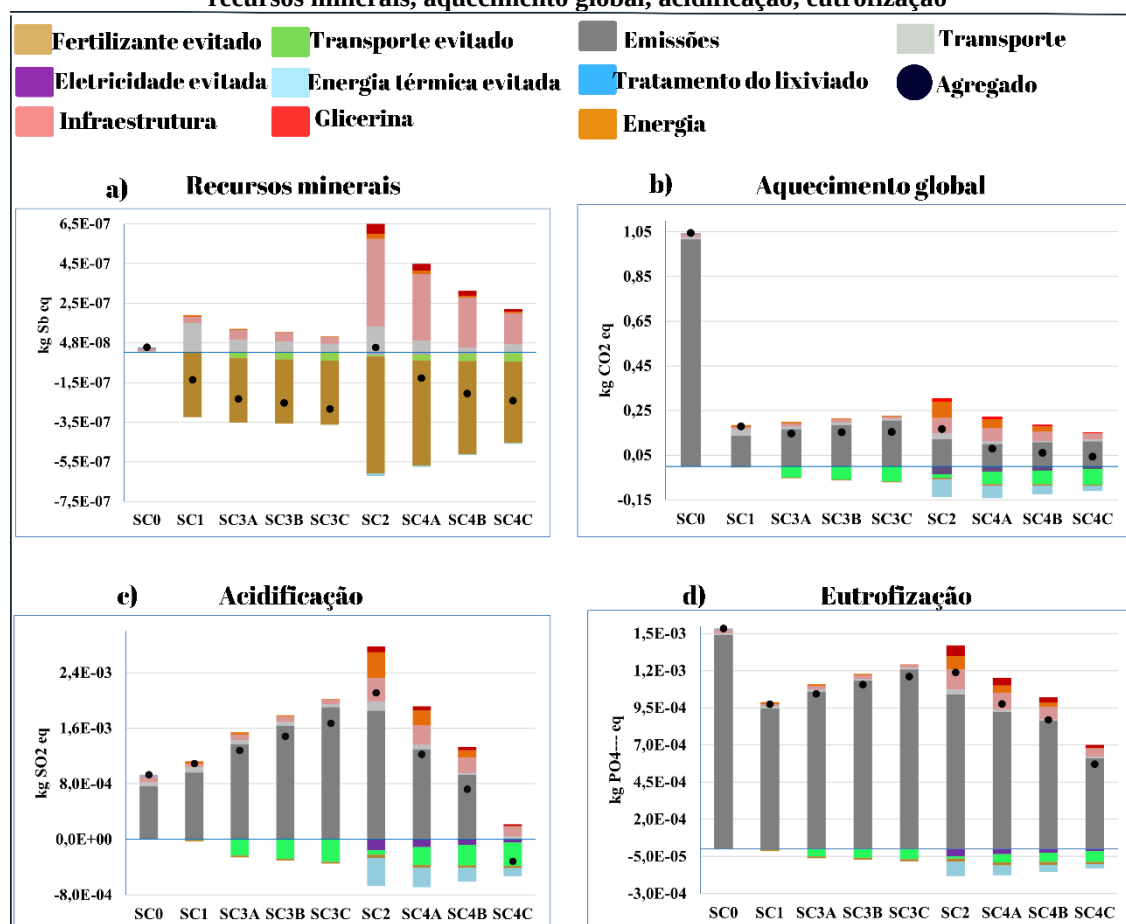
Figura 66 - Contribuição para os impactos evitados oriundos dos sistemas descentralizado – combustíveis fósseis, destruição da camada de ozônio, toxicidade humana, formação de foto-oxidantes



Em relação ao consumo de recursos minerais, os benefícios decorrentes da valorização material dos resíduos orgânicos foram os principais contribuintes para a não produção de impactos nesta categoria, como ilustra a Figura 67a. Deste modo, que quanto maior for a taxa de descentralização, maiores serão os benefícios.

No que diz respeito ao aquecimento global, a acidificação e a eutrofização, o benefício oriundo da redução do transporte não é suficiente para provocar grandes reduções nos impactos agregados. Ademais, quanto maior a taxa de descentralização, maiores serão as emissões de gases de efeito estufa provenientes da compostagem descentralizada, e como consequência, maiores serão os impactos agregados, como ilustram as Figura 67b, Figura 67c e Figura 67d. Este resultado corrobora Zeller et al. (2020) que demonstram que as emissões diretas da compostagem descentralizada correspondem a até 87% dos impactos relacionados ao aquecimento global, enquanto que para os sistemas centralizados essa contribuição é reduzida para até 25%, devido a presença de biofiltros.

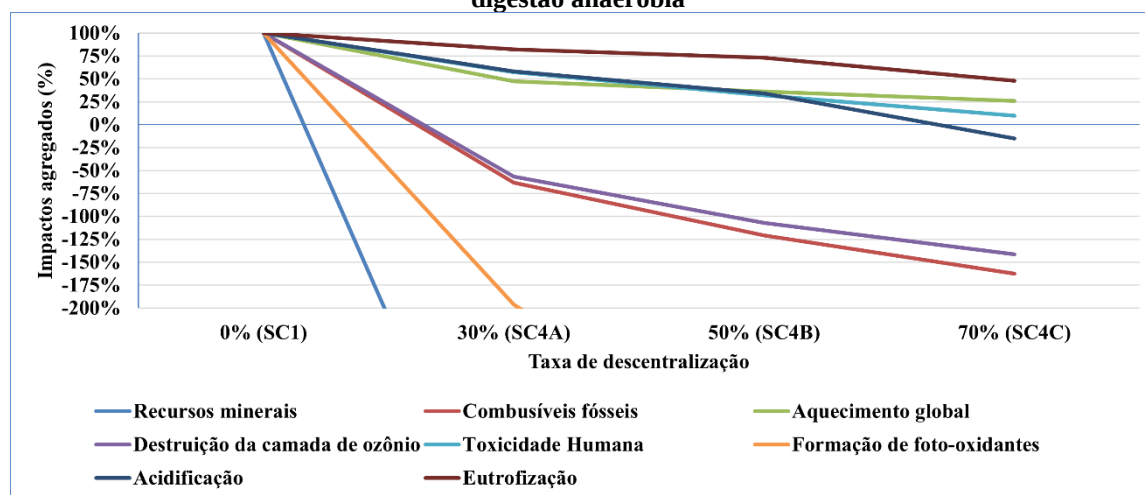
Figura 67 - Contribuição para os impactos evitados oriundos dos sistemas descentralizado – recursos minerais, aquecimento global, acidificação, eutrofização



Em relação à descentralização da digestão anaeróbia, os impactos evitados foram superiores aos impactos produzidos em 50% das categorias analisadas, sendo elas o consumo de recursos minerais, utilização de combustíveis fósseis, destruição da camada de ozônio e formação de foto-oxidantes. Assim, para estas categorias, a destinação dos

resíduos orgânicos para digestão anaeróbia e compostagem descentralizada não produzirá impactos ambientais. Ademais, a descentralização possibilitou a redução dos impactos agregados referentes a eutrofização, acidificação, toxicidade humana e aquecimento global, quando comparados com o tratamento centralizado por digestão anaeróbia (SC2), como ilustra a Figura 68.

Figura 68 - Relação entre os impactos agregados e a taxa de descentralização do tratamento por digestão anaeróbia



Estes benefícios são oriundos principalmente da redução do transporte dos resíduos orgânicos até os sistemas de tratamento centralizados, já que a descentralização considera que os resíduos orgânicos são tratados e valorizados nas dependências dos próprios hotéis. Além disso, a valorização energética, sobretudo pela produção evitada de energia térmica e elétrica, e a valorização material, também contribuem para a redução dos impactos agregados destes cenários, como ilustram as Figura 66 e Figura 67.

Deste modo, os resultados da avaliação do impacto do ciclo de vida mostram que a disposição dos resíduos orgânicos oriundos do setor hoteleiro no aterro sanitário provoca impactos negativos significativos quando comparados com o desvio do fluxo destes resíduos para compostagem centralizada ou digestão anaeróbia. Destaca-se o aquecimento global, a toxicidade humana, a formação de foto-oxidantes e a eutrofização como as categorias mais afetadas por esta disposição inadequada. Salienta-se que este cenário não considerou a valorização energética e nem material dos resíduos orgânicos dispostos no aterro.

Além disso, o desvio do fluxo dos resíduos orgânicos para sistemas de tratamento centralizados como a compostagem ou a digestão anaeróbia é capaz de reduzir os

impactos negativos em até 62,5% das categorias analisadas, com exceção ao consumo de combustíveis fósseis, destruição da camada de ozônio e à acidificação. Este resultado corrobora Colón et al. (2015) que mostram que o aumento da quantidade de resíduos orgânicos destinadas para compostagem e digestão anaeróbia reduz o impacto ambiental em 83% das categorias analisadas pelos autores, como a depleção abiótica, acidificação, eutrofização e aquecimento global, quando comparada com a disposição dos resíduos em aterro sanitário. Ademais, Khandelwal et al. (2019) comprovam que a separação dos resíduos orgânicos da fração de RSU e sua destinação para compostagem ou digestão anaeróbia são capazes de reduzir os impactos da disposição destes materiais em aterro sanitário.

Em relação aos tratamentos específicos de resíduos orgânicos, a digestão anaeróbia apresentou os maiores impactos produzidos e evitados quando comparada com a compostagem centralizada, sendo os benefícios oriundos principalmente da valorização energética dos resíduos orgânicos, aqui refletida na produção evitada de energia térmica e elétrica. Destaca-se ainda que a compostagem centralizada apresentou impactos evitados superiores aos impactos produzidos no que se refere ao consumo de recursos minerais, resultando em impactos agregados negativos, ou seja, sem que haja geração de impactos ambientais.

Quando comparada com a compostagem centralizada, a digestão anaeróbia apresentou impactos agregados superiores em 62,5% das categorias analisadas, como o consumo de recursos minerais, toxicidade humana, acidificação e eutrofização, enquanto que a compostagem centralizada apresentou os maiores impactos em 37,5% das categorias, como o consumo de combustíveis fósseis, destruição da camada de ozônio e aquecimento global. Assim, dentre os tratamentos centralizados, a destinação dos resíduos orgânicos provenientes do setor hoteleiro de João Pessoa para compostagem centralizada se mostra menos impactante.

O conjunto compostagem descentralizada + compostagem centralizada (SC3A, SC3B, SC3C) reduziu os impactos em 62,5%% das categorias analisadas, quando comparada com o tratamento por compostagem centralizada (SC1), com exceção à acidificação e eutrofização. Já o conjunto compostagem descentralizada + digestão anaeróbia (SC4A, SC4B, SC4C) reduziu os impactos em 100% das categorias analisadas. Desta forma, em termos de impactos ambientais, os cenários com a combinação digestão anaeróbia + compostagem descentralizada são os mais adequados para a destinação dos resíduos orgânicos hoteleiros. Estes cenários foram aqueles que apresentaram menos

impactos ambientais e mais benefícios, resultantes da valorização energética e material dos resíduos orgânicos, além da redução na necessidade de transportar estes materiais até os sistemas de tratamento centralizado.

Este resultado corrobora Maragkaki et al. (2023) que expõem que a separação dos resíduos orgânicos na fonte de geração, aliado ao seu desvio para sistemas de tratamento descentralizados proporciona a redução dos impactos negativos relacionados ao aquecimento global, além de ser uma maneira de prolongar a vida útil dos aterros sanitário, e proporcionar uma redução drástica no consumo de terra. Além disso, segundo Angouria-Tsorochidou et al. (2022) a descentralização do tratamento dos resíduos orgânicos oferece benefícios ambientais, relacionados a diminuição dos impactos relacionados ao aquecimento global, e econômicos, demonstrados através do valor presente líquido, quando comparados com os sistemas de tratamento centralizado.

Portanto, analisando apenas os impactos ambientais, a compostagem centralizada se apresenta como o tratamento centralizado mais adequado para a destinação dos resíduos orgânicos oriundos do setor hoteleiro. Ademais, a descentralização do tratamento apresentou benefícios significativos quando comparados aos impactos provenientes do tratamento centralizado, sendo a combinação digestão anaeróbia + compostagem descentralizada a mais adequada. Salienta-se que outras variáveis devem ser analisadas antes de uma tomada de decisão, como critérios econômicos e sociais.

5.4.4 Análise de sensibilidade

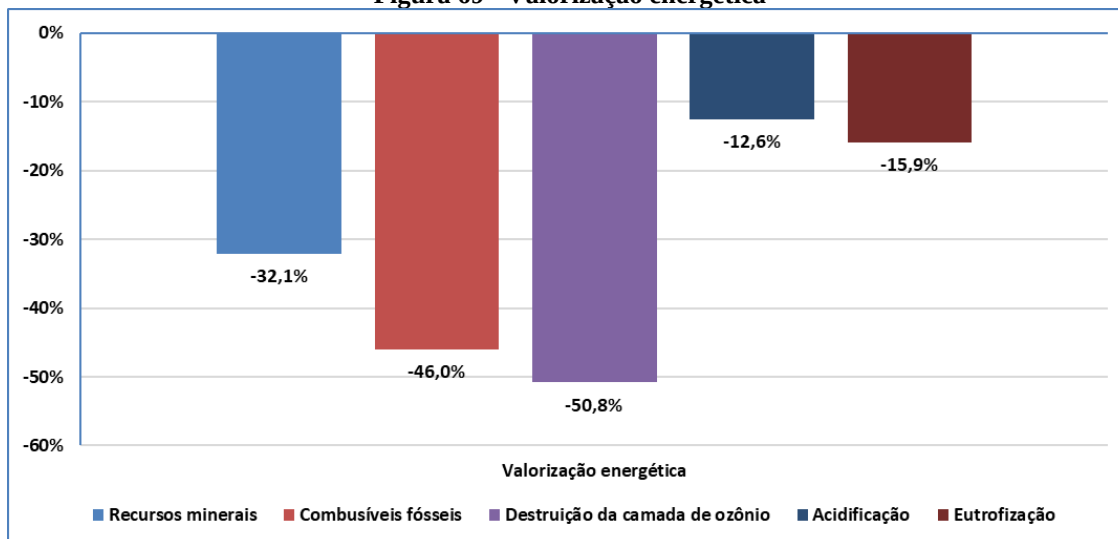
5.4.4.1 Cenário SC0 – Aterro sanitário

O cenário base desta ACV considerou a disposição dos resíduos orgânicos no aterro sanitário de João Pessoa sem que haja valorização energética ou material destes resíduos. Desta forma, a análise de cenário considerou a valorização energética dos resíduos orgânicos dispostos no aterro a partir da produção evitada de energia elétrica.

Neste sentido, a produção evitada de energia elétrica resulta em reduções significativas nos impactos relacionados ao consumo de recursos minerais, consumo de combustíveis fósseis, destruição da camada de ozônio, acidificação e eutrofização. Assim, para a eutrofização, a produção de energia elétrica a partir da valorização do biogás seria capaz de reduzir em aproximadamente 50% os impactos agregados relacionados à destruição da camada de ozônio e ao consumo de combustíveis fósseis. Ademais, esta valorização reduziria em 32% os impactos referentes ao consumo de recursos minerais,

enquanto que para acidificação e eutrofização esta diminuição seria de 12,6% e 15,9%, respectivamente.

Figura 69 - Valorização energética



Portanto, na impossibilidade de destinar os resíduos orgânicos à sistemas de tratamento específicos, como a compostagem e digestão anaeróbia, se faz necessário implantar ferramentas que visem a valorização energética do resíduo orgânico disposto no aterro sanitário de João Pessoa, proporcionando a utilização do biogás gerado para a produção de energia elétrica e térmica.

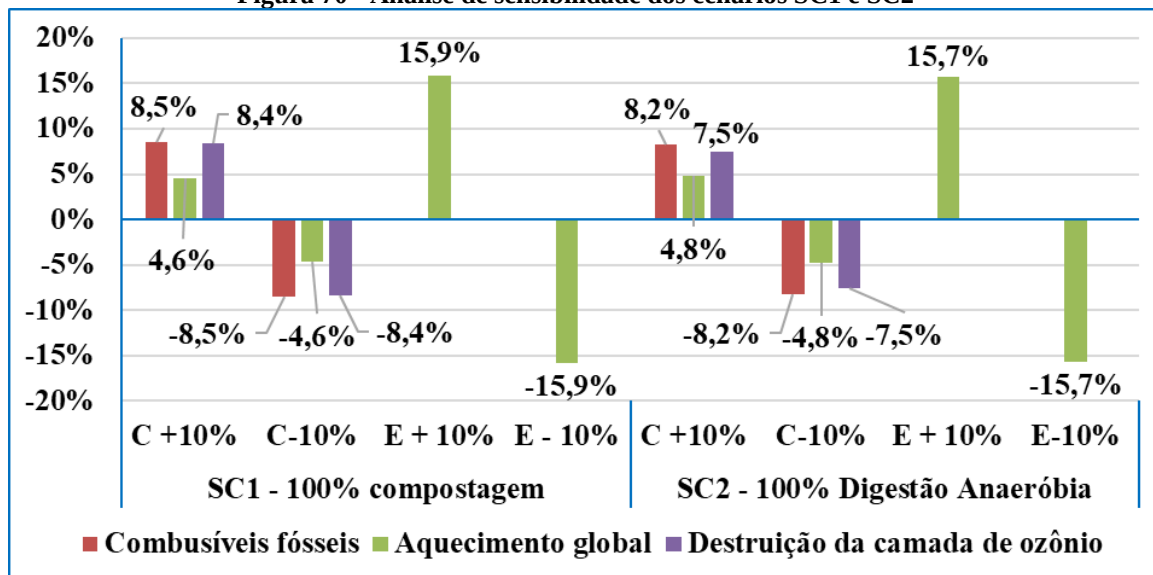
5.4.4.2 Cenários SC1 e SC2 – Compostagem centralizada e Digestão Anaeróbia

Para estes cenários foi avaliada a variação do transporte dos resíduos orgânicos até e os locais de tratamento centralizado, variando este parâmetro em mais ou menos 10%. Como resultado, tanto para a compostagem centralizada, como para a digestão anaeróbia, as categorias de impacto que apresentaram variação significativa foram o consumo de combustíveis fósseis, o aquecimento global e a destruição da camada de ozônio.

Deste modo, o aumento da produção de resíduos orgânicos do setor hoteleiro ou o aumento na rota de coleta em 10%, resultará em um acréscimo de aproximadamente 8% nos impactos agregados referentes ao consumo de combustíveis fósseis e destruição da camada de ozônio, além de 5% para o aquecimento global. Neste mesmo sentido, reduzir a produção de resíduos orgânicos ou a rota de coleta em 10% provocará uma

redução nos impactos agregados relacionados ao consumo de combustíveis fósseis, destruição da camada de ozônio e aquecimento global, como ilustra a Figura 70.

Figura 70 - Análise de sensibilidade dos cenários SC1 e SC2



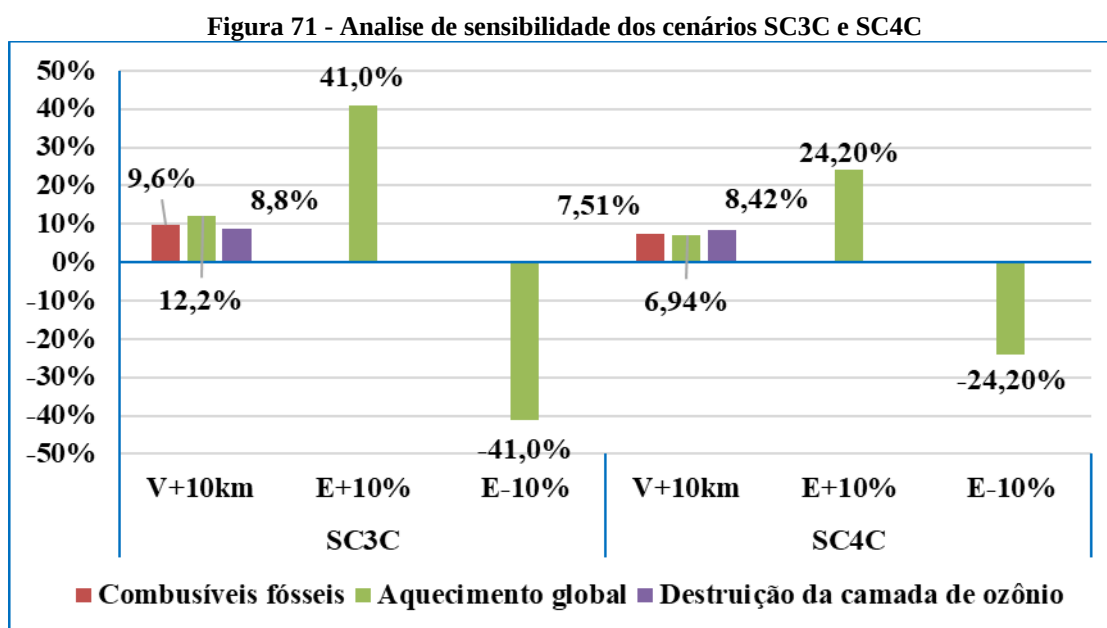
Resultados similares foram identificados na variação do transporte dos meios de hospedagem até a digestão anaeróbia. Assim, para o cenário SC2, o aumento da produção de resíduos orgânicos oriundos do setor hoteleiro ou o acréscimo da rota de coleta, poderá elevar os impactos agregados em 8,2% no que se refere ao consumo de combustíveis fósseis, além de 7,5% relacionados à destruição da camada de ozônio e 4,8% referentes ao aquecimento global. Do mesmo modo, a redução deste parâmetro resultará na redução dos impactos agregados relacionados a estas categorias, como ilustra a Figura 70.

Ainda foi avaliada a variação na emissão de amônia, óxido nitroso e metano para a atmosfera. Para ambos os cenários esta variação acarretou em alterações significativas apenas nos impactos referentes ao aquecimento global. Deste modo, tanto para a compostagem centralizada como para a digestão anaeróbia, o aumento de 10% nas emissões destes GEE resultará em um acréscimo de aproximadamente 16% nos impactos agregados relacionados ao aquecimento global. De modo contrário, a redução de 10% nas emissões destes gases irá reduzir os impactos agregados do aquecimento global em aproximadamente 16%, como ilustra a Figura 70.

5.4.4.3 Cenários SC3 e SC4 – Tratamento descentralizado

A análise de sensibilidade dos cenários de tratamento descentralizados foi realizada a partir da variação do transporte referente à valorização material dos resíduos orgânicos, de modo que a distância da rota entre os hotéis e os locais de aplicação do composto foi aumentado em 10 km.

Neste sentido, para o cenário SC3C, que consideram a compostagem descentralizada como complemento à compostagem industrial, o acréscimo de 10 km no transporte do composto orgânicos resultou no aumento dos impactos agregados referentes ao aquecimento global em 12,2%, enquanto que para o consumo de combustíveis fósseis e destruição da camada de ozônio este acréscimo foi de aproximadamente 10% e 9%. Do mesmo modo, para a o cenário SC4C, o aumento de 10 km na rota de valorização apresentou variação de aproximadamente 8% nos impactos agregados referentes ao consumo de combustíveis fósseis e destruição da camada de ozônio, enquanto que para o aquecimento global os impactos aumentariam em 7%, como ilustra a Figura 71.



Ademais, a variação nas emissões de amônia, óxido nitroso e metano acarretou em alterações nos impactos agregados referentes ao aquecimento global. Desta forma, para o cenário SC3C, o acréscimo de +10% nas emissões destes GEE provocam um aumento de 41% nos impactos agregados desta categoria, enquanto que a redução de 10% nestas emissões resulta em um decréscimo de 41% nos impactos agregados referentes ao aquecimento global. De modo similar, para o cenário SC4C a variação de +/-10% nas

emissões de amônia, óxido nitroso e metano resulta em uma variação de $\pm 24\%$ nos impactos agregados relacionados ao aquecimento global, como ilustra a Figura 71.

Portanto, os resultados desta análise de cenários mostram que a variação do parâmetro transporte, seja ele relacionado a coleta ou a valorização dos resíduos orgânicos, é capaz de influenciar principalmente os impactos atrelados ao consumo de combustíveis fósseis, aquecimento global e destruição da camada de ozônio. Ademais, a qualidade dos dados referentes às emissões de GEE se mostra primordial para os impactos relacionados ao aquecimento global, já que a variação deste parâmetro pode aumentar ou diminuir estes resultados em até 40%, como no cenário SC3C.

6 CONCLUSÃO

A população, a taxa de ocupação, o número de quartos e de leitos, a quantidade de funcionários, e os serviços ofertados pelos meios de hospedagem são variáveis que influenciam estatisticamente a geração de resíduos sólidos do setor hoteleiro. Utilizando a regressão linear múltipla três modelos estatísticos foram construídos para a estimativa da geração de resíduos sólidos em quantidade absoluta, relacionada com a geração diária (Modelo Mr), e relativa, que diz respeito à taxa de geração per capita (Modelo Tx1) e à taxa de geração em relação à área (Modelo Tx2).

Desta forma, o modelo Mr relaciona a massa de resíduos sólidos gerada com a população, número de funcionários e serviços ofertados. Este conjunto de variáveis é capaz de explicar a geração diária de resíduos sólidos no setor hoteleiro em 71%. No que diz respeito a quantidades relativas, o modelo Tx1 relaciona a taxa de geração per capita de resíduos sólidos com o peso dos serviços ofertados e o número de funcionário dos meios de hospedagem. Este conjunto de variáveis é capaz de explicar apenas 30% da taxa per capita de geração de resíduos sólidos do setor hoteleiro. Assim, é possível que outras variáveis sejam capazes de influenciar a taxa de geração per capita de resíduos sólidos do setor hoteleiro. O modelo Tx2 relaciona a geração de resíduos sólidos no setor hoteleiro em função da área dos meios de hospedagem, com a população, taxa de ocupação e serviços ofertado. Este conjunto de variáveis explica a taxa de geração.m⁻² em 63%.

Os resíduos gerados pelos hotéis analisados neste artigo são constituídos, em média, por 57,3%% de resíduos orgânicos, que atualmente são dispostos no Aterro Sanitário Metropolitano de João Pessoa, sem que haja valorização material ou energética. Neste sentido, a avaliação do ciclo de vida de diferentes cenários para a gestão centralizada de resíduos orgânicos mostrou que a disposição em aterro sanitário é o cenário que causa mais impactos ambientais negativos, quando comparado com a destinação de resíduos orgânicos para compostagem centralizada ou digestão anaeróbia. Ademais, entre os tratamentos centralizados, a compostagem centralizada se apresenta como o cenário mais adequado para a destinação ambientalmente adequada dos resíduos orgânicos oriundos do setor hoteleiro.

A análise da descentralização da gestão dos resíduos orgânicos revelou-se eficaz na redução dos impactos líquidos do tratamento centralizado. Assim, a combinação digestão anaeróbia + compostagem descentralizada (SC4) reduziu o impacto líquido em 100% das categorias analisadas em comparação ao tratamento centralizado por digestão

anaeróbia (SC2). Por outro lado, a combinação compostagem centralizada + compostagem descentralizada (SC3) reduziu o impacto líquido em 75% das categorias.

Neste sentido, o conjunto compostagem descentralizada + digestão anaeróbia revelou-se o tratamento mais adequado entre as opções analisadas, dado que os cenários descentralizados com esta tecnologia foram os que apresentaram menores impactos ambientais e maiores benefícios, resultantes da recuperação energética e material dos resíduos alimentares. , bem como a redução do fluxo de resíduos destinados aos sistemas centralizados, seja pela redução do transporte, seja pela não disposição dos resíduos orgânicos em aterros.

Portanto, a pesquisa permite apontar quais são as principais variáveis que influenciam significativamente a geração de resíduos sólidos no setor hoteleiro, além possibilitar a predição dos resíduos sólidos gerados em meios de hospedagem, o que facilita a proposição de ferramentas e desenvolvimento de estratégia de gestão, incluindo as etapas de coleta e transporte, tratamento, e principalmente a valorização dos resíduos sólidos, uma vez que os resultados da pesquisa indicam que os resíduos orgânicos e os resíduos recicláveis representam 80% dos resíduos sólidos produzidos no setor hoteleiro.

7 RECOMENDAÇÕES

- Adicionar nas amostras outros hotéis de pequeno porte a fim de avaliar o comportamento dos modelos
- Analisar o serviço ofertado – restaurantes – a partir do número de refeições servida diariamente
- Analisar o serviço ofertado – auditório – por meio do número de eventos realizados diariamente ou número de participantes por eventos
- Analisar a geração de resíduos sólidos por setor do meio de hospedagem, a fim de determinar o peso de cada serviço na geração de resíduos
- Para a análise dos cenários de gestão, recomenda-se a construção de cenários que incluam a destinação ambientalmente adequada de resíduos recicláveis
- Recomenda-se que outras fontes de resíduos orgânicos sejam agregadas ao setor hoteleiro para analisar as mudanças decorrentes do aumento da geração

REFERÊNCIAS

- ABDULREDHA, M.; AL KHADDAR, R.; JORDAN, D.; KOT, P.; ABDULRIDHA, A.; HASHIM, K. Estimating solid waste generation by hospitality industry during major festivals: A quantification model based on multiple regression. **Waste Management**, v. 77, p. 388–400, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.025>
- AGENCE DE LA TRANSITION ECOLOGIQUE. **Impacts environnementaux de filières de traitements biologiques des déchets alimentaires : compostages et méthanisations**. 2021. Disponível em : <https://librairie.ademe.fr/>
- AGENCE DE LA TRANSITION ECOLOGIQUE. **Tri à la source et collecte séparée des biodéchets**. 2020. Disponível em : <https://librairie.ademe.fr/>
- AGENCE DE LA TRANSITION ECOLOGIQUE. **Prévention/gestion de proximité des biodéchets**. 2015. Disponível em: <https://librairie.ademe.fr/>
- AGENCE DE LA TRANSITION ECOLOGIQUE. **Grenelle ii : obligation de tri a la source pour les gros producteurs de biodéchets**. 2011. Disponível em : <https://librairie.ademe.fr/>
- AGYEIWAH, E. The contribution of small accommodation enterprises to sustainable solid waste management. **Journal of Hospitality and Tourism Management**, v. 44, n. 1, p. 1-9, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhtm.2020.04.013>
- AL-AOMAR, R.; HUSSAIN, M. An assessment of green practices in a hotel supply chain: A study of UAE hotel. **Journal of Hospitality and Tourism Management**, v. 32 n. 1, p. 71-81, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jhtm.2017.04.002>
- ALCAY, A.; MONTAÑES, A.; FERNÁNDEZ, M. B. S. Waste generation in Spain. Do Spanish regions exhibit a similar behavior? **Waste Management**, v. 112, n. 1, p. 66-73, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.05.029>
- ALWEDYAN, A. The urban household solid waste generating factors and composition study—A case study: Irbid City – Jordan. **Environ QualManage**, v.31, pp. 235-248. 2022. <https://doi.org/10.1002/tqem.21808>
- ANGOURIA-TSOROCHIDOU, E.; TEIGISEROVA, D. A.; THOMSEN, M. Environmental and economic assessment of decentralized bioenergy and biorefinery networks treating urban biowaste. **Resources, Conservation & Recycling**, 176, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105898>
- APPAW-AGBOLA, E.; FREEMAN, B. Solid Waste Management in the Tourism Sector of Ghana. A Study of Selected Hotels in Ho the Regional Capital of Volta Region. **Journal of Tourism, Hospitality and Sports**, V.10, 2015.

ARBULÚ, I.; LOZANO, J.; MAQUIEIRA, J. R. Waste Generation Flows and Tourism Growth. **Journal of Industrial Ecology**, v. 21, n. 2, 2017.
<https://doi.org/10.1111/jiec.12420>

ARBULÚ, I.; LOZANO, J.; MAQUIEIRA, R. J. Tourism and solid waste generation in Europe: A panel data assessment of the Environmental Kuznets Curve. **Waste Management**, v. 46, n.1, p. 628–636, 2015.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.04.014>

ARDOLINO, F.; COLALEO, G.; ARENA, U. The cleaner option for energy production from a municipal solid biowaste. **Journal of Cleaner Production**, v. 266, 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121908>

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO 14044**. Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações. 2009.

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

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 13591**: Compostagem. Rio de Janeiro: ABNT, 1996.

ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; ONOFRE, F.; BEZERRA, L. B. S. Tax calculation proposal for waste collection based on the amount of residential solid waste. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 36, p. 15-21. 2014. [10.4025/actascitechnol.v36i1.16933](https://doi.org/10.4025/actascitechnol.v36i1.16933)

BALL, S.; TALEB, M. A. Benchmarking waste disposal in the Egyptian hotel industry. **Tourism and Hospitality Research**, v. 11, n.1, p. 1-18, 2011.
<https://doi.org/10.1057/thr.2010.16>

BASHIR, S.; GOSWAMI, S. Tourism induced Challenges in Municipal Solid Waste Managemen in Hill Towns: Case of Pahalgam. **Procedia Environmental Sciences**, v. 35, p. 77 – 89, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.048>

BELLI, I. **Construção de base de dados SIG para análise espacial de cenários de gestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos no Brasil**. Trabalho Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental. Florianópolis, 2022.
<https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/243392>

BHAJAN, C.; NEETOO, H.; HARDOWAR, S.; BOODIA, N.; DRIVER, M. F.; CHOONEEA, M.; RAMASAWMY, B. Food waste generated by the Mauritian hotel industry. **Tourism Critiques: Practice and Theory**, 2022.
<http://dx.doi.org/10.1108/TRC-04-2022-0010>

BHAVE, P.P.; KULKARNI, B. N. Effect of active and passive aeration on composting of household biodegradable wastes: a decentralized approach. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 8, p. 335-344, 2019.
<https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs40093-019-00306-7>

BIANCINI, G.; MARCHETTI, B.; CIOCCOLANTI, L.; MOGLIE, M. Comprehensive Life Cycle Assessment Analysis of an Italian Composting Facility concerning Environmental Footprint Minimization and Renewable Energy Integration. **Sustainability**, v. 14, 2022. <https://doi.org/10.3390/su142214961>

BOER, J.; OBERSTEINER, G.; GOLLNOW, S.; BOER, E.; SÁNDOR, R. B. Enhancement of Food Waste Management and Its Environmental Consequences. **Energies**, v. 14, 2021. <https://doi.org/10.3390/en14061790>

BRASIL. Ministério das cidades. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Série Histórica**. 2023a. Disponível: <http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/>

BRASIL. Ministério das cidades. **Painel de chegadas**. 2023b. Disponível: <https://dados.embratur.com.br/inicio/chegadas-internacionais>

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília, 2022a. ISBN 978-65-88265-15-4. Disponível em: <https://portal-api.sinir.gov.br/wp-content/uploads/2022/07/Planares-B.pdf>.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional – Secretaria Nacional de Saneamento. **Diagnóstico Temático – Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos 2020**. Brasília, 2022b. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnosticos>

BRASIL. Ministério do Turismo. CADASTUR – Cadastro de pessoas físicas e jurídicas que atuam no setor de turismo. Brasília, 2022c. Disponível: <https://cadastur.turismo.gov.br/hotsite/#!/public/capa/entrar#capaInicio>

BRASIL. **Lei Nº 14.026, de 15 de julho de 2020**. Atualiza o marco legal do saneamento básico. Brasília, 2020. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/114026.htm

BRASIL. Ministério do Turismo. **Plano Nacional de Turismo 2018-2022- Mais emprego e renda para o Brasil**. Brasília, DF: Ministério do Turismo, 2018. Disponível em: <http://www.unirio.br/cch/escoladeturismologia/pasta-virtuais-de-docentes/izabel-cristina-augusto-de-souza-faria/marketing-turistico/plano-nacional-de-turismo-2018-2022-1/view>

BRASIL Ministério do Meio Ambiente. **Plano Simplificado de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos – PSGIRS**. Brasília, 2016.

BRASIL. Presidência da República. Casa Civil. **Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências**. 2010a. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm

BRASIL. Ministério das cidades – Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2010**. Brasília, 2010b. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnosticos>

BRASIL. Ministério do Turismo. **Cartilha de Orientação Básica – Sistema Brasileiro de Classificação de Meios de Hospedagem**. Brasília, 2010c. Disponível em: <http://antigo.turismo.gov.br/assuntos/5289-cartilhas-do-sistema-brasileiro-de-classifica%C3%A7%C3%A3o-de-meios-de-hospedagem.html>

BRASIL. **Lei Nº 11.771 de 17 de setembro de 2008**. Dispõe sobre a Política Nacional de Turismo, define as atribuições do Governo Federal no planejamento, desenvolvimento e estímulo ao setor turístico; revoga a Lei no 6.505, de 13 de dezembro de 1977, o Decreto-Lei no 2.294, de 21 de novembro de 1986, e dispositivos da Lei no 8.181, de 28 de março de 1991; e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2008/Lei/L11771.htm

BORTOLOTTI, A.; KAMPELMANN, S.; MUYNCK, S. Decentralised Organic Resource Treatments e Classification and comparison through Extended Material Flow Analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 183, p. 515-526, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.104>

CAMILLERI-FENECH, M.; SOLA, J. O.; FARRENY, R.; DURANY, X. G. A snapshot of solid waste generation in the hospitality industry. The case of a five-star hotel on the island of Malta. **Sustainable Production and Consumption**, v.21, p.104-119, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.spc.2019.11.003>

CAPSON-TOJO, G.; ROUEZ, M.; CREST, M.; TRABLY, E.; STEYER, J. P.; BERNET, N.; DELGÈNES, J. P.; ESCUDIÉ, R. Kinetic study of dry anaerobic co-digestion of food waste and cardboard for methane production. **Waste Management** 69, v. 69, p. 470-479, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.002>

CHAABANE, W.; NASSOUR, A.; NELLES, M. Solid Waste Management Key Indicator Development for Hotels: A Tunisian Case Study Analysis. **Recycling**, v. 3, n.4, 2018. DOI: <https://doi.org/10.3390/recycling3040056>

CHAZIRAKIS, P.; GIANNIS, A.; GIDARAKOS, E. Material flow and environmental performance of the source segregated biowaste composting system. **Waste Management**, v. 160, p; 23-34, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.02.005>

CHAZIRAKIS, P.; GIANNIS, A.; GIDARAKOS, E. Modeling the Life Cycle Inventory of a Centralized Composting Facility in Greece. **Appl. Sci**, v. 12, 2022. <https://doi.org/10.3390/app12042047>

CLAVREUL, J.; GUYNNET, D.; CHRISTENSEN, T.H. Quantifying uncertainty in LCA-modelling of waste management systems. **Waste Management**, v. 32, p. 2482-2495, 2012. 10.1016/j.wasman.2012.07.008

COELHO FILHO, O.; SACCARO JUNIOR, N. L.; LUEDEMANN, G. **A avaliação de ciclo de vida como ferramenta para a formulação de políticas públicas no brasil**. ISSN 1415-4765 2016

COELHO, L. M. G.; LANGE, L. C. Applying life cycle assessment to support environmentally sustainable waste management strategies in Brazil. **Resources**,

Conservation and Recycling, v. 128, p. 438-450, 2018.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.09.026>

COLÓN, J.; CADENA, E.; COLAZO, A. B.; QUIRÓS. R.; SÁNCHEZ, A.; FONTA, X.; ARTOLA, A. Toward the implementation of new regional biowaste management plans: Environmental assessment of different waste management scenarios in Catalonia. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 95, 2015.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.12.012>

CONSEIL ECONOMIQUE, SOCIAL ET ENVIRONNEMENTAL REGIONAL AUVERGNE-RHONE-ALPES. **Biodéchets : cap sur 2025 Structurer et développer la filière en Auvergne-Rhône-Alpes**. 2017. Disponível em :
<https://ceser.auvergnerhonealpes.fr/avis-et-contributions/biodechets-cap-sur-2015-structurer-et-developper-la-filiere-en-auvergne-rhone-alpes>

CONSULTANTS, PRÉ. Simapro v.8.5. Pré consultants, b.v., amersfoort, the Netherlands. Cossu, R., Stegmann, 2017.

DANGI, M. B.; PRETZ, C. R.; URYNOWICZ, M. A.; GEROW, K. G.; REDDY, J. M. Municipal solid waste generation in Kathmandu, Nepal. **Journal of Environmental Management**, v. 92, p. 240-249, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.09.005>

DE BONI, A.; MELUCCI, F. M.; ACCIANI, C.; ROMA, R. Community composting: a multidisciplinary evaluation of an inclusive, participative, and eco-friendly approach to biowaste management. **Cleaner environmental systems**, v. 6, 2022.
<https://doi.org/10.1016/j.cesys.2022.100092>

Deus, R.M., Mele, F.D., Bezerra, B.S., Battistelle, R.A.G. A municipal solid waste indicator for environmental impact: assessment and identification of best management practices. **J. Clean. Prod.** v. 242, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113457>

DHIR, A.; TALWAR, S.; KAUR, P.; MALIBARI, A. Food waste in hospitality and food services: A systematic literature review and framework development approach. **Journal of Cleaner Production**, v. 270, 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122861>.

DIAS, S. K. B. M.; FIORI, A. P. S. M.; NASCIMENTO, X. V.; MELLO, G. S. V.; MIRANDA, P. R. B. Percepción ambiental de los gestores de medios de hospedaje El caso de Praia do Francês en el municipio de Marechal Deodoro – Brasil. **Estudios y Perspectivas en Turismo**, v. 28, n. 1, p. 923 – 941, 2019.
<http://www.scielo.org.ar/pdf/eypt/v28n4/v28n4a04.pdf>

DIAZ-FARINA, E.; HERNÁNDEZ, J. J. D.; PADRÓN-FUMERO, N. Analysis of hospitality waste generation: Impacts of services and mitigation strategies. **Annals of Tourism Research Empirical Insights**, v. 4, 2023.
<https://doi.org/10.1016/j.annale.2022.100083>

DIAZ-FARINA, E.; HERNÁNDEZ, J. D.; FUMERO- PADRÓN. The contribution of tourism to municipal solid waste generation: A mixed demand-supply approach on the

island of Tenerife. **Waste Management**, v. 102, n. 1, p. 587-597, 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.11.023>.

DISSANAYAKA, D. M. S. H.; VASANTHAPRIYAN, S. Forecast Municipal Solid Waste Generation in Sri Lanka, 2019. **International Conference on Advancements in Computing (ICAC)**, p. 210–215, 2019.

DOLNICAR, S.; JUVAN, E.; GRÜN, B. Reducing the plate waste of families at hotel buffets – A quasi-experimental field study. **Tourism Management**, v. 80, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2020.104103>.

DOKA, G. Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Ecoinvent report N° 13. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 2009

ESTAY-OSSANDON, C.; NIETO, A. M. Modelling the driving forces of the municipal solid waste generation in touristic islands. A case study of the Balearic Islands (2000 2030). **Waste Management**, v. 75, n. 1, p. 70-81, 2018.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.12.029>

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISAS AGROPECUÁRIAS EMBRAPA. **Clima..** 2018. Disponível em: <https://www.cnpf.embrapa.br/pesquisa/efb/clima.htm>

FAN, Y. V.; LEE, C. T.; KLEMES, J. J.; CHUA, L. S.; SARMIDI, M. R.; LEOW, C. W. Evaluation of Effective Microorganisms on home scale organic waste composting. **Journal of Environmental Management**, p. 1-8, 2017.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.019>

FERRONATO, N.; PAOLLI, R.; ROMAGNOLI, F.; TETTAMANTI, G.; BRUNO, D.; TORRETA, V. Environmental impact scenarios of organic fraction municipal solid waste treatment with Black Soldier Fly larvae based on a life cycle assessment. **Environmental Science and Pollution Research**. 2023.
<https://doi.org/10.1007/s11356-023-27140-9>

FIELD, A. **Descobrimos a Estatística usando o SPSS**. 2. ed. – Dados eletrônicos. ISBN 978-85-363-2018-2. Porto Alegre, 2009.

FILIMONAU, V.; TOCHUKWU, C. O. Exploring managerial approaches to mitigating solid waste in hotels of Lagos, Nigeria. **Journal of Cleaner Production**, v. 270, 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122410>

FOX J. An R and S-PLUS companion to applied regression. Sage, California, 2002.

FRANCO, R.T; BAYARD, R; BUFFIERE, P. An improved methodology to assess the organic biodegradability and the biomethane potential of organic wastes for anaerobic digestion. In: **6th International Conference on Sustainable Solid Waste Management**. 2018.

GHADBAN, S.; SHAMES, M.; MAYALEH, H. A. Trash Crisis and Solid Waste Management in Lebanon-Analyzing Hotels' Commitment and Guests' **Preferences**.

Journal of Tourism Research Hospitality, SciTechnol, v. 6, n. 3, 2017. 10.4172/23248807.1000171.

GUIDONI, L. L. C.; PERUCHINI, B.; CORRÊA, L. B.; MARQUES, R. V.; VIEIRA, L. A.; SIQUEIRA, T. M.; CORRÊA, E. A. Solid waste generation in a hotel event service. **Rev. Int. Contam. Ambiente**, v. 34, n. 2, p. 237-247, 2018. <http://dx.doi.org/10.20937/rica.2018.34.02.05>

GOSH, A.; KUMAR, S.; DAS, J. Impact of leachate and landfill gas on the ecosystem and health: Research trends and the way forward towards sustainability. **Journal of Environmental Management**, v. 336, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117708>

GRECO, G.; CENCIARELLI, V. G.; ALLEGRI, M. Tourism's impacts on the costs of municipal solid waste collection: Evidence from Italy. **Journal of Cleaner Production**, v. 177, p. 62-68, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.179>.

GUILLAUME, A. ; APPELS, S. ; KOCI, V . Life cycle assessment of municipal biowaste management - a Czech case study. **Journal of Environmental Management**, v. 339, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117894>

GUTIERREZ, K. G. ; FERNANDES, M. A. O. ; CHERNICHARO, C. A. L. Modelling of a sanitary landfill for developing countries to improve the reliability of life cycle assessment studies. **Iop conf. Series: earth and environmental science**, 323, 2019. 10.1088/1755-1315/323/1/012085

HOANG, G.; M.; PHU, S. T. P.; FUJIWARA, T.; PHAM, D. V. Waste-to-Landfill Reduction: Assessment of Cost-Effective Solutions using an Optimisation Model. **Chemical engineering transactions**, v. 78, 2020. <https://doi.org/10.3303/CET2078086>

HOANG, M.G.; FUJIWARA, T.; PHU, S. T. P. Municipal waste generation and composition in a tourist city – Hoi An, Vietnam. **Journal of JSCE**, v. 5, p. 123-132, 2017: https://doi.org/10.2208/journalofjsce.5.1_123

HUPPONEN, M.; HAVUKAINEN, J.; HORTTANAINEN, M. Long-term evolution of the climate change impacts of solid household waste management in Lappeenranta, Finland. **Waste Management**, v. 157, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.11.038>

IBÁÑEZ-FORÉS, V.; NÓBREGA, C. C.; MENEU, M. G.; BOVEA, M. D. Achieving waste recovery goals in the medium/long term: Eco-efficiency analysis in a Brazilian city by using the LCA approach. **Journal of Environmental Management**, v. 298, 2021 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113457>

IBÁÑEZ-FORÉS, V.; BOVEA, M. D.; NÓBREGA, C. C.; MEDEIROS-GARCIA, H. R.; LINS, R. B. Temporal evolution of the environmental performance of implementing selective collection in municipal waste management systems in developing countries: A Brazilian case study. **Waste Management**, v.72, p. 65-77. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.027>

ILES, T. C. Multiple regression. IN: FRY, J. C, **Biological Data Analysis – A Practical Approach**. Estados Unidos, Nova Iorque: Oxford University Press Inc. P 127-171. 1993.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE Cidades e Estados**: 2024. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa de Serviços de Hospedagem**: 2016. Rio de Janeiro: IBGE, 2017. Disponível em <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv100623.pdf>

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA INMET.. 2022. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br>

INTERNATIONAL SOLID WASTE ASSOCIATION; ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Saúde desperdiçada: o caso dos lixões**. 2015. Disponível em: <http://abrelpe.org.br/download-saude-desperdicada/>

INTHARATHIRAT, R.; SALAM, P. A.; KUMAR, S.; UNTONG, A. Forecasting of municipal solid waste quantity in a developing country using multivariate grey models. **Waste Manage**, v. 39, p. 3–14. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.026>

IURAS, I.; RAITER, P.; KOROBENYKOVA, Y.; POBEREZHNA, L. Methodology of actor's analysis and modeling of the amounts of solid municipal waste generation within tourist destinations. **Ecological Questions**, v. 31, n. 2, p. 63-69, 2020. <http://dx.doi.org/10.12775/EQ.2020.014>.

JENSEN, M. B.; MOLLER, J.; SCHEUTZ, C. Comparison of the organic waste management systems in the Danish–German border region using life cycle assessment (LCA). **Waste Management**, v.49, p. 491-504, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.035>

JOÃO PESSOA. **Plano Diretor de João Pessoa**. Relatório do Diagnóstico Técnico – Fase II. 2021. Disponível em: < <http://pdjp.com.br/documentos/> >

JOÃO PESSOA. **Decreto Municipal 8886/2016**. Dispõe sobre a Política Municipal de Resíduos Sólidos do Município de João Pessoa. João Pessoa. 2016.

JOÃO PESSOA. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos – PMGIRS**. 2014. Disponível em: <http://antigo.joaopessoa.pb.gov.br/secretarias/emlur/plano-municipal-de-residuos-solidos/>

JUVAN, E.; GRÜN, B.; DOLNICAR, S. Biting off more than they can chew: Food waste at hotel breakfast buffets. **Journal of Travel Research**, v.57, n. 2, p. 232–242, 2018. <https://doi.org/10.1177/0047287516688321>

KARMPERIS, A. C.; ARAVOSSIS, K.; TATSIPOULOS, I. P.; SOTIRCHOS, A. Decision support models for solid waste management: Review and game-theoretic

approaches. **Waste Management**, v.33, p.1290–1301, 2013.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.01.017>

KAZA, S.; BHADA-TATA, P. **Decision Maker's Guides for Solid Waste Management Technologies**. Urban Development Series Knowledge Papers, 5. Washington, 2018. Disponível:
<https://openknowledge.worldbank.org/bitstreams/74228504-1e70-59a1-a231-39d21dc2cdcc/download>

KHANDELWALA, H.; THALLA, A.K.; KUMAR, S.; KUMAR, R. Life cycle assessment of municipal solid waste management options for India. **Bioresource Technology**. v. 299, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121515>

KUMAR, A.; SAMADDER, S. R. An empirical model for prediction of household solid waste generation rate – A case study of Dhanbad, India. **Waste Management**, v. 68, p. 3–15, 2017. [10.1016/j.wasman.2017.07.034](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.034)

LEITE, V.D; LOPES, W.S; PRASAD, S.; SOUSA, J. T.; ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; DANTAS, A. M. M. Tratamento de resíduos sólidos de centrais de abastecimento e feiras livres em reator anaeróbio de batelada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.7, n.2, p.318-322, 2003. [10.1590/S1415-43662003000200022](https://doi.org/10.1590/S1415-43662003000200022)

LEME, M.M.V.; ROCHA, M.H.; LORA, E.E.S.; VENTURINI, O.J.; LOPES, B.M.; FERREIRA, C.H., Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from municipal solid waste (MSW) in Brazil. **Resour. Conserv. Recycl.** v. 87, pp. 8–20, 2014.

LIIKANEN, M.; HAVUKAINEN, J.; VIANA, E.; MIKA HORTTANAINEN, M. Steps towards more environmentally sustainable municipal solid waste management e A life cycle assessment study of São Paulo, Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 196, p. 150-162, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.005>

LIMA, C.B.; LIMA, L.M.; BRANDÃO, M.L.; ZANTA, V.M.; VICH, D.V.; QUEIROZ, L.M. Composting as an alternative for final disposal of digested sludge from UASB reactors: A case study in the small municipalities of the State of Bahia, Brazil. **Waste Biomass Valorization**, v. 9, p. 2275-2283, 2018.
<https://doi.org/10.1007/s12649-018-0410-y>

MAGAZZINO, C.; MELE, M.; SCHNEIDER, N.; SARKODIE, S. A.. Waste generation, wealth and GHG emissions from the waste sector: Is Denmark on the path towards circular economy? **Science of the Total Environment**, v. 755, 2021.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142510>

MARTINEZ-BLANCO, J.; COLÓN, J.; GABARRELL, X.; FONT, X.; SÁNCHEZ, A.; ARTOLA, A.; RIERADEVALL, J. The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. **Waste Management**, v. 30. Pg. 983-994, 2010. [dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2010.02.023](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.02.023)

MATA-ALVAREZ, J.; DOSTA, J.; ROMERO-GÜIZA, M. S.; FONOLL, X.; PECES, M.; ASTALS, S. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between

2010 and 2013. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 36. P. 412-427, 2014.
<https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.039>

MATEU-SBERT, J.; RICCI-CABELLO, I.; VILLALONGA-OLIVES, E.; CABEZA-IRIGOYEN, E. The impact of tourism on municipal solid waste generation: the case of Menorca Island (Spain). **Waste Management**, v. 33, n. 12, p. 2589-2593, 2013.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.08.007>

MATTER, A.; DIETSCHI, M.; ZURBRÜGG, C. Improving the informal recycling sector through segregation of waste in the household - The case of Dhaka Bangladesh. **Habitat International**, v. 38, p.150 -156, 2013.
<https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2012.06.001>

MBASERA, M.; PLESSIS, D.; SAAYMAN, M.; KRUGERM, M. Environmentally-friendly practices in hotel. **Acta Commercii - Independent Research Journal in the Management Sciences**, v.16, n. 1, 2016. <https://doi.org/10.4102/ac.v16i1.362>.

MARAGKAKI, A. E.; SABATHIANAKIS, G.; LITAS, G.;/ PODAS, A.; TSOMPANIDIS, C.; MANIOS, T. Life cycle assessment of source separation of biowaste, pay as you throw systems and autonomous composting units in the Municipality of Katerini, Greece. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 25, p. 2498-2512, 2023. <https://doi.org/10.1007/s10163-023-01708-6>

MENDES, M. R.; ARAMAKI, T.; HANAKI, K. Comparison of the environmental impact of incineration and landfilling in são paulo city as determined by lca. **Resources, conservation and recycling**, v. 41, pp. 47-63, 2014
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2003.08.003>

MERSONI, C.; REICHERT, G. A. Comparação de cenários de tratamento de resíduos sólidos urbanos por meio da técnica da Avaliação do Ciclo de Vida: o caso do município de Garibaldi, RS. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 5, 2017.

MEYER, F.; BHANDARI, R.; GÄTH, S. A.; HIMANSHU, H.; STOBERNACK, N. Economic and environmental life cycle assessment of organic waste treatment by means of incineration and biogasification. Is source segregation of biowaste justified in Germany? **Science of the Total Environment**, 721, 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137731>

MOR, S.; RAVINDRA, K. Municipal solid waste landfills in lower- and middle-income countries: Environmental impacts, challenges and sustainable management practices. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 174, 2023.
<https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.04.014>

NAVEEN, B.P.; MAHAPATRA, D. M.; SITHARAM, T. G.; SIVAPULLAIAH, P V.; RAMACHANDRA, T. V. Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. **Environmental Pollution**, v. 2020, p. 1-12, 2017.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.002>

NGUYEN, X. C. NGUYEN, T. T. H. LA, D. D.; KUMAR, G.; RENEM E. R.; NGUYEN, D. D.; CHANG, W. S.; CHUNG, W. J.; NGUYEN X.H.; NGUYEN, V. K.

Development of machine learning - based models to forecast solid waste generation in residential areas: A case study from Vietnam. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 167, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105381>

NORDAHL, S. L. et al. Life-Cycle Greenhouse Gas Emissions and Human Health Trade-Offs of Organic Waste Management Strategies. **Environmental Science Technology**, v. 54, pp. 9200-9209, 2020.

OLIVEIRA, A. L.; TURRA, A. Solid waste management in coastal cities: where are the gaps? Case study of the North Coast of São Paulo, Brazil. **Revista de Gestão Costeira Integrada / Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v. 15, n. 4, p. 453-465, 2015. [10.5894/rgci544](https://doi.org/10.5894/rgci544)

OLIVEIRA, M. M.; ATHAYDE JÚNIOR, G. B. Estimation of municipal solid waste generation based on income rates and population size in Brazilian municipalities. **International Journal of Environment and Waste Management (IJEWM)**, v. 20, n. 2, 2017. [10.1504/IJEWM.2017.086581](https://doi.org/10.1504/IJEWM.2017.086581)

ONWOSI, C. O.; IGBOKWE, V. C.; ODIMBA, J. N.; EKE, I. E.; NWANKWOALA, M. O.; IROH, I. N.; EZEUGU, L. Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. **Journal of Environmental Management**, v. 190, p. 140-157, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.051>

OSRA, F.A.; OZCAN, H.K.; ALZHRANI, J.S.; ALSOUFI, M.S. Municipal Solid Waste Characterization and Landfill Gas Generation in Kakia Landfill, Makkah. **Sustainability**, v. 13, n. 3, p. 1462, 2021. <https://doi.org/10.3390/su13031462>

PAI, S.; AI, N.; ZHENGE, J. Decentralized community composting feasibility analysis for residential food waste: A Chicago case study. **Sustainable Cities and Society**, v. 50, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101683>

PAES, M. X.; MEDEIROS, G. A.; MANCINI, S. D.; BORTOLETO, A. P.; OLIVEIRA, J. A. P.; KULAV, L. A. Municipal solid waste management: Integrated analysis of environmental and economic indicators based on life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 254, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119848>

PAES, M. X.; MANCINI, S. D.; MEDEIROS, G. A.; BORTOLETO, A. P.; KULAV, L. A. Life cycle assessment as a diagnostic and planning tool for waste management—a case study in a Brazilian municipality. **Journal of solid waste technology and management**, v. 44, n. 3, 2018. <https://doi.org/10.5276/JSWTM.2018.259>

PAPARGYROPOULOU, E.; WRIGHT, N.; LOZANO, R.; STEINBERGER, J.; PADFIELD, R.; UJANG, Z. Conceptual framework for the study of food waste generation and prevention in the hospitality sector. **Waste Management**, v. 49, p. 326–336, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.017>

PARAÍBA. Secretaria do Estado do Turismo. Prestadores de Serviços Turísticos da Paraíba. 2022.. <https://www.pbtur.pb.gov.br/prestadores-de-servicos-turisticos-da-paraiba/>

PERUCHINN, B.; FERRÃO, A. L. L. C.; GUIDONI, L. L. C.; CORRÊA, E. K.; CORRÊA, L. B. Estudo da geração dos resíduos sólidos em hotel. **Revista Turismo - Visão e Ação – Eletrônica**, v. 17, n. 2, 2015. <https://doi.org/10.14210/rtva.v17n2.p301-322>

PHU, S. T. P.; FUJIWARA, T.; HOGANG, M. G.; PHAM, V. D.; THAN, M. T. Waste separation at source and recycling potential of the hotel industry in Hoi An city, Vietnam. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 21. p. 23-34. 2019. DOI: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10163-018-0807-5>

PHU, S.T. P.; HOANG, M.G.; FUJIWARA, T. Analyzing solid waste management practices for the hotel industry. **Global J. Environ. Sci. Manage**, v. 4, n. 1, p. 19-30, 2018. [10.22034/GJESM.2018.04.01.003](https://doi.org/10.22034/GJESM.2018.04.01.003)

PIRANI, S.I.; ARAFAT, H.A. Solid waste management in the hospitality industry: a review. **J. Environ. Manage**, v. 146, p. 320–336. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.038>

PISANI JUNIOR, R.; CASTRO, M. C. A.; COSTA, A. A. 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. **Eng Sanit Ambient**, v.23, n.2, p. 415-424, 2018.

PROGRAMA DE LAS NACIONES UNIDAS PARA EL MEDIO AMBIENTE. UNEP, 2018. **Perspectiva de la Gestión de Residuos en América Latina y el Caribe**. 2018. <https://www.unep.org/es/resources/informe/perspectiva-de-la-gestion-de-residuos-en-america-latina-y-el-caribe>

QUARESMA, I.N.; ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; BAYARD, R.; DE SOUZA, E. L.; MORAIS JÚNIOR, J.; BORGES DE CASTILHOS JUNIOR, A. Models for estimating solid waste production in hospitality establishments. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y Práctica (in press)**. 2024

QUARESMA, I. do N.; ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; NASCIMENTO FILHO, J. E. Análise da geração de resíduos sólidos em um hotel no Brasil: quantificação, composição e estratégias para minimização do fluxo a ser disposto em aterro sanitário. **Revista AIDIS de ingeniería y ciencias ambientales: investigación, desarrollo y práctica**, v. 14, n. 1, 2021. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2021.14.1.69949>

RADWAN, H. R. I.; JONES, E.; MINILI, D. MI. Managing solid waste in small hotel. **Journal of Sustainable Tourism**, v. 18, n. 2, p. 175-190, 2010.

REYES-SANTIAGO, M. R.; SÁNCHEZ-MEDINA, P. S.; DÍAZ-PICHARDO, R. Eco innovation and organizational culture in the hotel industry. **International Journal of Hospitality Management**, v. 65, p. 71-80, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ijhm.2017.06.001>

RICHARD, E. N.; HILONGA, A.; MACHUNDA, R. L.; NJAU, K. N. Life cycle analysis of potential municipal solid wastes management scenarios in Tanzania: the case of Arusha City. **Sustainable Environment Research**, v. 31, n. 1, 2021. <https://doi.org/10.1186/s42834-020-00075-3>

ROSECKY, M.; SOMPL, R.; SALVIK, J.; KALINA, J.; BULKOVA, G.; BEDNA, J. Predictive modelling as a tool for effective municipal waste management policy at different territorial levels. **Journal of Environmental Management**, v. 291, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112584>

ROSESAR, J. S.; KRISTANTO, G. A. Household solid waste composition and characterization in Indonesia Urban Kampong. **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering**, v. 909, 2020. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1757-899X/909/1/012077>

ROTHONG, M.; TAKAOKA, M.; OSHITA, K.; RACHDAWONG, P.; GHEEWALA, S. H.; PRAPASPONGSA, T. Life Cycle Assessment of Integrated Municipal Organic Waste Management Systems in Thailand. **Sustainability**, v. 15, 2023. <https://doi.org/10.3390/su15010090>

SCARLAT, N.; DALLEMAND, J. F.; FAHL, F. Biogas: Developments and perspectives in Europe. **Renewable Energy**, v. 129, p. 457 – 472, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.03.006>

SEALEY, K. S.; SMITH, J. Recycling for small island tourism developments: Food waste composting at Sandals Emerald Bay, Exuma, Bahamas. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 92, p. 25–37, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.08.008>

SHEATHER, S. J. **A Modern Approach to Regression with R**. Springer Science + Business Media. ISBN: 978-0-387-09607-0. 10.1007/978-0-387-09608-7. 2009.

SILVA, V.; CONTRERAS, F.; BORTOLETO, A. P. Life-cycle assessment of municipal solid waste management options: A case study of refuse derived fuel production in the city of Brasilia, Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 279, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123696>

SINGH, D.; CHAVAN, D.; PANDEY, A. K.; PERIYASWAMI, L.; KUMAR, S. Determination of landfill gas generation potential from lignocellulose biomass contents of municipal solid waste. **Science of the Total Environment**, v. 785, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147243>

SINGH, N.; CRANAGE, D. A.; NATHA, A. Estimation of GHG Emission from Hotel Industry. Anatolia – **An International Journal of Tourism and Hospitality Research**, v. 25, p. 39–48, 2014. <https://doi.org/10.1080/13032917.2013.822817>

SMEJKALOVÁ, V.; ŠOMPLÁK, R.; RYBOVÁ, K.; NEVRLÝ, V.; ROSECKY, M.; BURCIN, B.; KUČERA, T. Waste Production and Treatment Modelling for EU Member. **Chemical engineering transactions**, v. 80, 2020. 10.3303/CET2081116

SOARES, J. D. R.; REZENDE, R. A. L. S.; REZENDE, R. M.; BOTREL, E. P.; CARVALHO, A. M. Compostagem de resíduos agrícolas: uma fonte de substâncias húmicas. **Scientia Agraria Paranaensis – Sci. Agrar. Parana**, v. 16, n. 4, p. 414 – 421, 2017.

SON, L. H.; MATSUI, Y.; TRANG, T. T.; THAN, N. P. Estimation of the Solid Waste Generation and Recycling Potential of the Hotel Sector: A Case Study in Hue City, Vietnam. **Journal of Environmental Protection**, v. 9, p. 751-769, 2018. DOI: <https://doi.org/10.4236/jep.2018.97047>

SOUSA, B.; EUSÉBIO, C. A. Análise da gestão ambiental nos hotéis portugueses. **Revista portuguesa e brasileira de gestão**, v. 12, n. 21, 2013. <http://bibliotecadigital.fgv.br/ojs/index.php/rbpg/article/view/21298>

SPEIER, C. J.; NAIR, R. R.; MONDAL, M. M.; WEICHHGREBE, D. Multi-sector evaluation of generation, composition and sustainable treatment systems for commercial waste streams in India. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 21, p. 1155 – 1166, 2019.

STASOFT STATISTICA (data analysis software). Versão 10. 2011

SUKHOLTHAMAN, P.; SHARP, A. A system dynamics model to evaluate effects of source separation of municipal solid waste management: A case of Bangkok, Thailand. **Waste Management**, v. 52, p. 50–61, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.026>

TABACHNICK, B.G., FIDELL, L.S. **Using Multivariate Statistics**. Pearson Education, Boston, 2013.

THE REZIDOR HOTEL GROUP. **Sustainability Report: Creating Value through Responsible Business**. 2014 Disponível em: <https://www.radissonhospitalityab.com/staticfiles/d634029f-1143-464a-bf7ed0ff0d15a2d3>.

TONINI, D.; WANDL, A.; MEISTERS, W. K.; UNCETAS, P. M.; TAELEMAN, S. E.; DELMÁS, D. S.; DEWULF, I.; HYGENS, D. Quantitative sustainability assessment of household food waste management in the Amsterdam Metropolitan Area. **Resources, Conservation & Recycling**, 160, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104854>

UNIÃO EUROPEIA. Directive Européenne N° 851/2018 du Parlement européen et du Conseil du 30 mai 2018. **Modifiant la directive 2008/98/CE relative aux déchets**. 2018 Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:32018L0851>

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Organic Waste Management in Latin America: Challenges and Advantages of the Main Treatment Options and Trends**. 2017. Disponível em: <http://abrelpe.org.br/onu-meio-ambiente-ingles/>

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. EPA.
Downstream management of organic waste in the United States: strategies for methane mitigation. 2022. Disponível em:
https://www.epa.gov/system/files/documents/2022-01/organic_waste_management_january2022.pdf

VILLALBA, L.; DONALISIO, R. S.; BASUALDO, N. E. C.; NORIEGA, R. B.
 Household solid waste characterization in Tandil (Argentina): Socioeconomic, institutional, temporal and cultural aspects influencing waste quantity and composition. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 152, 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104530>

WEIDNER, T.; GRAÇA, J.; MACHADO, T.; YANG, A. Comparison of local and centralized biowaste management strategies – A spatially-sensitive approach for the region of Porto. **Waste Management**, v. 118, p. 552-562, 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.09.013>

WORLD TRAVEL & TOURISM COUNCIL. **Travel & Tourism: Economic impact 2023.** London, 2023

WORLD TRAVEL & TOURISM COUNCIL. **Destination 2030: Global Cities' Readiness For Sustainable Tourism Growth.** London, 2022

WORLD TRAVEL & TOURISM COUNCIL. **Travel & Tourism: Global economic impact & issues 2018.** London, 2018a.

WORLD TRAVEL & TOURISM COUNCIL. **Travel & Tourism. Economic Impact 2018 Brazil.** London, 2018b.

WORLD TRAVEL & TOURISM COUNCIL. **Travel & Tourism. Economic impact 2017 world.** London, United Kingdom: 2017.

WORLD TOURISM ORGANIZATION. **Tourism for Development- Volume I: Key Areas for Action.** Madrid: 2018. Disponível em: <https://www.e-unwto.org/doi/book/10.18111/9789284419722>

ZELLER, V.; LAVIGNE, C.; TOWA, E.; ACHTEN, W. M. J. Assessing the environmental performance for more local and more circular biowaste management options at city-region level. **Science of the Total Environment**, 745, 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140690>

ZORPAS, A. A.; VOUKKALI, I.; LOIZIA, P. The impact of tourist sector in the waste management plans. **Desalination and Water Treatment**, v. 1, n. 9. 2014.
<http://dx.doi.org/10.1080/19443994.2014.934721>

APÊNDICE A - Questionário aplicado com os gerentes dos meios de hospedagem

QUESTIONÁRIO

IDENTIFICAÇÃO:

I.Características Gerais	
1. Ano de fundação _____	2. Número de Funcionários _____
3. Área construída (m²) _____	4. Número de quartos _____
5. Número de leitos _____	

Serviços Oferecidos		
	Somente Hóspedes	Aberto ao publico
Restaurante	()	()
Café da manhã	()	()
Almoço	()	()
Jantar	()	()
Jardim	()	()
Lavanderia	()	()
Piscina	()	()
Academia	()	()
Auditórios	()	()
Outros (Quais?) _____		

II.Gestão de resíduos sólidos			
	Sim	Não	Não sabe informar
6. O hotel dispõe de Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS)?	()	()	()
7. Os resíduos são separados na sua fonte de geração?	()	()	()
8. Os resíduos gerados no hotel são quantificados em massa ou volume?	()	()	()
9. O hotel paga alguma taxa para a coleta dos resíduos?	()	()	()
10. Se sim, qual o valor da taxa/ano de referência? _____			

Práticas de gestão de resíduos sólidos

	Sim	Não	Não sabe informar
11. Os resíduos sólidos são destinados para coleta seletiva?	()	()	()
12. O hotel possui convênio com alguma cooperativa de catadores?	()	()	()
13. O hotel reutiliza ou recicla algum tipo de resíduo?	()	()	()
14. Os resíduos orgânicos são destinados para compostagem?	()	()	()

15. Qual a destinação dos resíduos sólidos gerados no hotel?

a) Resíduos Orgânicos (restos de alimentos, vegetação):

b) Resíduos Secos (papel, vidro, metal):

c) Resíduos Perigosos (lâmpadas, pilhas e baterias):

d) Rejeitos (Papel higiênico, guardanapos sujos):

16. Quais os maiores problemas causados pelos resíduos sólidos enfrentados pelo hotel? _____

17. A administração do hotel teria interesse em colaborar com uma pesquisa de doutorado em andamento na UFPB acerca da geração de resíduos sólidos gerados em hotéis, incluindo estratégias de minimização? (a colaboração consistiria em informar as quantidades geradas ou permitir a medição destas quantidades?)

() Sim () Não

**APÊNDICE B – Aplicação dos modelos Mr, Tx1 e Tx2 para a estimativa da
geração de resíduos sólidos oriundos do setor hoteleiro**

Hotéis	Quartos	Leitos	Pop	Sv	Nf	Mr (kg/dia)	Tx01 (kg.hósp⁻¹.dia⁻¹)	Tx02 (kg.m⁻².dia⁻¹)
AA	60	141	86	22,86	20	43,08	0,5822	0,0043
BB	79	185	113	43,42	26	78,10	0,8250	0,0078
BBB	5	12	7	26,00	2	23,57	0,5033	0,0042
CC	151	354	216	35,28	50	160,04	0,9443	0,0072
CCC	60	141	86	38,28	20	56,74	0,7200	0,0065
DD	80	188	114	42,70	27	78,04	0,8197	0,0077
DDD	36	84	51	32,71	12	38,53	0,6141	0,0149
EE	76	178	109	40,85	25	71,96	0,7881	0,0200
FF	84	197	120	44,56	28	84,63	0,8526	0,0225
FFF	25	59	36	15,29	8	24,74	0,4652	0,0091
GG	42	99	60	22,42	14	34,46	0,5441	0,0114
GGG	41	96	59	34,14	14	41,96	0,6371	0,0156
H	28	66	40	46,43	9	44,72	0,7217	0,0213
HH	28	66	40	13,71	9	24,94	0,4599	0,0087
HHH	42	99	60	20,43	14	33,25	0,5293	0,0108
I	185	434	264	26,57	62	205,91	0,9413	0,0168
II	17	40	24	20,42	6	24,64	0,4857	0,0103
III	25	59	36	27,57	8	30,81	0,5509	0,0127
J	104	244	149	43,43	35	105,40	0,8990	0,0227
JJ	50	117	71	19,43	17	35,94	0,5366	0,0107
JJJ	14	33	20	27,00	5	26,73	0,5263	0,0122
K	51	120	73	32,86	17	46,24	0,6479	0,0154
K2	5	12	7	27,00	2	24,00	0,5103	0,0120
KK	46	108	66	10,71	15	29,33	0,4694	0,0083
KKK	35	82	50	15,29	12	27,89	0,4814	0,0092
L	140	328	200	42,71	47	160,20	1,0074	0,0239
LL	50	117	71	10,57	17	30,69	0,4750	0,0084
LLL	17	40	24	29,57	6	29,01	0,5510	0,0132
M	129	303	184	46,43	43	150,04	1,0209	0,0259
MM	21	49	30	20,28	7	25,78	0,4915	0,0103
MMM	21	49	30	18,29	7	24,88	0,4782	0,0098
N	88	206	126	35,86	29	76,00	0,7667	0,0179
NN	24	56	34	15,28	8	24,44	0,4635	0,0090
NNN	6	14	9	23,85	2	22,96	0,4903	0,0110
O	34	80	49	40,86	11	43,51	0,6823	0,0185
OO	60	141	86	3,00	20	30,22	0,4429	0,0070
OOO	7	16	10	22,43	2	22,65	0,4825	0,0106
P	54	127	77	34,43	18	49,30	0,6689	0,0161
PP	68	160	97	42,57	23	67,42	0,7851	0,0207
PPP	9	21	13	20,85	3	22,56	0,4754	0,0102
QQ	15	35	21	18,29	5	23,16	0,4684	0,0096
QQQ	14	33	20	27,57	5	27,00	0,5305	0,0124
R	93	218	133	42,57	31	90,98	0,8555	0,0217
RR	42	99	60	10,71	14	27,95	0,4630	0,0083
RRR	6	14	9	22,43	2	22,38	0,4808	0,0106
S	49	115	70	24,57	16	38,93	0,5740	0,0122
SS	103	242	147	29,57	34	81,31	0,7402	0,0156
SSS	16	38	23	20,29	5	24,29	0,4832	0,0102
T	59	138	84	37,71	20	55,50	0,7120	0,0178
TT	101	237	144	36,71	34	90,18	0,8111	0,0188
TTT	20	47	29	19,85	7	25,28	0,4869	0,0102
U	84	197	120	46,43	28	87,50	0,8748	0,0237

UU	66	155	94	29,57	22	52,19	0,6519	0,0145
UUU	12	28	17	20,29	4	23,15	0,4766	0,0101
V	136	319	194	43,43	45	154,66	1,0034	0,0242
VV	38	89	54	24,43	13	34,04	0,5517	0,0119
VVV	10	23	14	27,57	3	25,74	0,5232	0,0123
W	82	192	117	30,71	27	64,53	0,6997	0,0154
X	88	206	126	46,43	29	91,80	0,8869	0,0239
XX	4	9	6	46,42	1	33,54	0,6646	0,0203
XXX	46	108	66	25,00	15	37,85	0,5715	0,0123
Y	80	188	114	39,71	27	91,18	0,7866	0,0196
Z	74	174	106	31,00	25	58,93	0,6834	0,0153
ZZ	22	52	31	46,42	7	41,62	0,7070	0,0210
ZZZ	31	74	45	20,57	10	29,37	0,5115	0,0106
C	170	350,00	154	46,43	38	179,92	1,1711	0,0248
A	101	240,00	85	37,86	30	44,54	0,5263	0,0179
B	138	299,00	156	46,43	57	203,83	1,2392	0,0249
D	50	157,00	89	10,71	17	59,28	0,6660	0,0086
E	110	236,00	87	32,14	31	63,46	0,7274	0,0154
F	96	230,00	65	4,00	29	25,14	0,3861	0,0069
G	110	337,00	86	43,43	45	63,88	0,7399	0,0209

APÊNDICE C - Impactos produzidos pelos tratamentos de resíduos orgânicos

	SC0	SC1	SC2	SC3A	SC3B	SC3C	SC4A	SC4B	SC4C
Depleção Abiótica – Consumo de recursos minerais (Kg Sb equivalente)									
Emissões	0	3,83E-11	0	2,68E-11	1,91E-11	1,15E-11	0	0	0
Transporte	7,30E-09	1,48E-07	1,32E-07	6,51E-08	5,60E-08	4,34E-08	6,03E-08	2,52E-08	4,14E-08
Infraestrutura									
a	1,20E-08	3,12E-08	4,42E-07	4,85E-08	4,52E-08	3,42E-08	3,36E-07	2,51E-07	1,57E-07
Energia	2,03E-12	8,06E-09	2,56E-08	5,64E-09	4,03E-09	2,42E-09	1,67E-08	1,07E-08	4,81E-09
Glicerina	0	0	4,86E-08	0	0	0	3,40E-08	2,43E-08	1,46E-08
Lixiviado	6,26E-09	0	0	0	0	0	0	0	0
Depleção Abiótica – Consumo de combustíveis fósseis (MJ equivalente)									
Emissões	0,02	5,55E-05	0	3,89E-05	2,78E-05	1,67E-05	0	0	0
Transporte	1,84E-01	4,81E-01	4,34E-01	2,14E-01	1,84E-01	1,43E-01	1,98E-01	9,64E-02	1,36E-01
Infraestrutura									
a	2,60E-01	1,40E-01	7,03E-01	2,05E-01	1,88E-01	1,42E-01	5,99E-01	4,70E-01	3,10E-01
Energia	1,59E-05	8,87E-02	6,38E-01	6,21E-02	4,44E-02	2,66E-02	3,67E-01	1,86E-01	4,89E-03
Glicerina	0	0	1,23E-01	0	0	0	8,58E-02	6,13E-02	3,68E-02
Lixiviado	7,83E-02	0	0	0	0	0	0	0	0
Aquecimento global (kg CO2 equivalente)									
Emissões	1,02	0,14	0,12	0,17	0,19	0,20	0,101	0,108	0,112
Transporte	1,21E-02	3,12E-02	2,80E-02	1,38E-02	1,19E-02	9,21E-03	1,28E-02	6,17E-03	8,78E-03
Infraestrutura									
a	1,01E-02	7,42E-03	6,89E-02	1,36E-02	1,30E-02	1,01E-02	5,66E-02	4,38E-02	2,85E-02
Energia	1,49E-05	9,32E-03	7,30E-02	6,52E-03	4,66E-03	2,79E-03	4,19E-02	2,11E-02	3,43E-04
Glicerina	0	0	1,46E-02	0	0	0	1,03E-02	7,32E-03	4,39E-03
Lixiviado	7,15E-03	0	0	0	0	0	0	0	0
Destruição da camada de ozônio (kg CFC-11 equivalente)									
Emissões	0,00	7,34E-13	0	5,14E-13	3,67E-13	2,20E-13	0	0	0
Transporte	2,21E-09	5,45E-09	4,91E-09	2,42E-09	2,08E-09	1,62E-09	2,24E-09	1,10E-09	1,54E-09
Infraestrutura									
a	2,70E-09	1,42E-09	6,06E-09	1,86E-09	1,67E-09	1,24E-09	5,11E-09	4,00E-09	2,63E-09
Energia	1,61E-13	9,36E-10	2,08E-09	6,55E-10	4,68E-10	2,81E-10	1,27E-09	7,26E-10	1,85E-10
Glicerina	0	0	2,11E-09	0	0	0	1,48E-09	1,05E-09	6,33E-10
Lixiviado	3,52E-10	0	0	0	0	0	0	0	0
Toxicidade Humana (kg 1,4-DB equivalente)									
Emissões	1,88E-01	7,08E-05	1,16E-04	9,28E-05	1,07E-04	1,22E-04	8,11E-05	5,80E-05	-2,12E-05
Transporte	2,03E-03	8,95E-03	8,17E-03	4,02E-03	3,46E-03	2,69E-03	3,73E-03	1,63E-03	2,56E-03
Infraestrutura									
a	3,28E-03	5,18E-03	6,86E-02	6,96E-03	6,30E-03	4,67E-03	5,14E-02	3,80E-02	2,37E-02
Energia	2,22E-05	2,89E-03	1,63E-02	2,02E-03	1,44E-03	8,66E-04	9,51E-03	5,02E-03	5,19E-04
Glicerina	0	0	4,57E-03	0	0	0	3,20E-03	2,29E-03	1,37E-03
Lixiviado	2,32E-03	0	0	0	0	0	0	0	0
Acidificação (kg SO2 equivalente)									
Emissões	7,65E-04	9,61E-04	1,85E-03	1,36E-03	1,63E-03	1,90E-03	1,30E-03	9,28E-04	0,00E+00
Transporte	5,79E-05	7,94E-05	1,37E-04	6,74E-05	5,80E-05	4,50E-05	6,25E-05	3,05E-05	4,29E-05
Infraestrutura									
a	7,07E-05	4,29E-05	3,37E-04	7,88E-05	7,56E-05	5,84E-05	2,85E-04	2,23E-04	1,47E-04
Energia	1,05E-08	4,14E-05	3,66E-04	2,90E-05	2,07E-05	1,24E-05	2,10E-04	1,05E-04	9,98E-07
Glicerina	0	0	8,85E-05	0	0	0	6,19E-05	4,42E-05	2,65E-05
Lixiviado	3,71E-05	0	0	0	0	0	0	0	0
Formação de foto-oxidantes (kg C2H4 equivalente)									
Emissões	2,32E-04	1,34E-07	2,29E-05	3,64E-07	5,17E-07	6,73E-07	1,63E-05	1,19E-05	7,52E-06
Transporte	2,29E-06	5,09E-06	5,37E-06	2,65E-06	2,28E-06	1,77E-06	2,45E-06	1,17E-06	1,68E-06
Infraestrutura									
a	3,25E-06	2,80E-06	2,81E-05	5,45E-06	5,28E-06	4,10E-06	2,32E-05	1,79E-05	1,17E-05
Energia	3,49E-09	3,92E-06	1,43E-04	2,75E-06	1,96E-06	1,18E-06	8,07E-05	3,89E-05	-2,88E-06

Glicerina	0	0	5,69E-06	0	0	0	3,98E-06	2,85E-06	1,71E-06
Lixiviado	1,65E-06	0	0	0	0	0	0	0	0
Eutrofização (kg PO4 equivalente)									
Emissões	1,44E-03	9,45E-04	1,04E-03	1,06E-03	1,13E-03	1,21E-03	9,24E-04	8,66E-04	6,12E-04
Transporte	1,22E-05	1,82E-05	3,29E-05	1,62E-05	1,40E-05	1,08E-05	1,50E-05	7,26E-06	1,03E-05
Infraestrutura	1,63E-05	1,28E-05	1,37E-04	2,48E-05	2,40E-05	1,86E-05	1,12E-04	8,60E-05	5,58E-05
Energia	3,21E-08	1,33E-05	8,92E-05	9,30E-06	6,64E-06	3,99E-06	5,15E-05	2,64E-05	1,32E-06
Glicerina	0	0	7,26E-05	0	0	0	5,08E-05	3,63E-05	2,18E-05
Lixiviado	1,52E-05	0	0	0	0	0	0	0	0

**APÊNDICE E - Impactos agregados referentes aos tratamentos dos resíduos
orgânicos**

Categorias	SC0	SC1	SC3A	SC3B	SC3C	SC2	SC4A	SC4B	SC4C
Recursos minerais (kg Sb)	2,56E-08	-1,43E-07	-2,40E-07	-2,59E-07	-2,90E-07	2,02E-08	-1,35E-07	-2,13E-07	-2,48E-07
Combustíveis fósseis (MJ)	5,32E-01	5,65E-01	-3,85E-01	-5,85E-01	-8,39E-01	5,01E-01	-4,41E-01	-7,75E-01	-1,01E+00
Aquecimento global (kg CO2)	1,05E+00	6,79E-02	3,50E-02	4,07E-02	4,26E-02	5,60E-02	-3,21E-02	-5,13E-02	-6,78E-02
Destruição da camada de ozônio (kg CFC)	5,27E-09	6,48E-09	-5,06E-09	-7,42E-09	-1,03E-08	6,22E-09	-4,61E-09	-8,09E-09	-1,04E-08
Formação de foto-oxidantes (kg C2H4)	2,40E-04	-2,18E-05	-3,15E-05	-3,43E-05	-3,85E-05	-1,99E-05	-4,97E-05	-6,70E-05	-8,34E-05
Toxicidade Humana (Kg Db)	1,96E-01	-2,74E-02	-3,93E-02	-4,26E-02	-4,72E-02	2,39E-02	-4,58E-03	-2,12E-02	-3,58E-02
Acidificação (Kg SO2)	9,37E-04	1,06E-03	1,25E-03	1,45E-03	1,64E-03	2,07E-03	1,19E-03	6,87E-04	-6,88E-04
Eutrofização (Kg (PO4)	1,49E-03	4,10E-04	4,81E-04	5,42E-04	5,97E-04	6,25E-04	4,12E-04	3,05E-04	7,94E-06