



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA  
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

**JEFFERSON DA SILVA LOPES**

**ASPECTOS FISIOGRAFICOS E EDAFOCLIMÁTICOS COMO SUBSÍDIO PARA  
AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL DE VITÓRIA DE SANTO ANTÃO-PE**

**AREIA  
2025**

**JEFFERSON DA SILVA LOPES**

**ASPECTOS FISIOGRAFICOS E EDAFOCLIMÁTICOS COMO SUBSÍDIO PARA  
AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL DE VITÓRIA DE SANTO ANTÃO-PE**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Federal da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Agronomia. Área de Concentração: Agronomia Tropical. Linha de Pesquisa: Ecologia, Manejo e Conservação de Recursos Naturais.

Sob a Orientação  
Prof. Dr. Jacob Silva Souto

**AREIA  
2025**

**Catálogo na publicação**  
**Seção de Catalogação e Classificação**

L864a Lopes, Jefferson da Silva.

Aspectos fisiográficos e edafoclimáticos como  
subsídio para avaliação da qualidade ambiental de  
Vitória de Santo Antão-PE / Jefferson da Silva Lopes. -  
Areia:UFPB/CCA, 2025.

115 f. : il.

Orientação: Jacob Silva Souto.

Tese (Doutorado) - UFPB/CCA.

1. Agronomia. 2. Qualidade ambiental. 3. Uso do  
solo. 4. Decomposição de resíduos vegetais. I. Souto,  
Jacob Silva. II. Título.

UFPB/CCA-AREIA

CDU 631/635(043.2)

JEFFERSON DA SILVA LOPES

ASPECTOS FISIAGRÁFICOS E EDAFOCLIMÁTICOS COMO SUBSÍDIO PARA  
AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL DE VITÓRIA DE SANTO ANTÃO-PE

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Federal da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Agronomia. Área de Concentração: Agronomia Tropical. Linha de Pesquisa: Ecologia, Manejo e Conservação de Recursos Naturais.

Aprovado em: 29 / 11 / 2024.

**BANCA EXAMINADORA**

Documento assinado digitalmente  
 **JACOB SILVA SOUTO**  
Data: 29/11/2024 12:40:53-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Jacob Silva Souto - UFCG/CSTR (Orientador)

Documento assinado digitalmente  
 **WALTER ESFRAIN PEREIRA**  
Data: 29/11/2024 17:31:22-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Walter Esfrain Pereira / UFPB

Documento assinado digitalmente  
 **LAUTER SILVA SOUTO**  
Data: 09/12/2024 10:06:20-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Lauter Silva Souto / UFCG

Documento assinado digitalmente  
 **PATRICIA CARNEIRO SOUTO**  
Data: 29/11/2024 12:46:00-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof<sup>a</sup> Dra. Patrícia Carneiro Souto / UFCG

Documento assinado digitalmente  
 **RENATO LEMOS DOS SANTOS**  
Data: 02/12/2024 12:30:33-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Renato Lemos dos Santos / IFPE

Documento assinado digitalmente  
 **JACOB SILVA SOUTO**  
Data: 29/11/2024 12:40:53-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Presidente da Comissão Examinadora  
Prof. Dr. Jacob Silva Souto (Orientador)

*Aos meus pais, Abraão Lourenço Lopes e Ivonete Maria da Silva Lopes, pelo amor incondicional, pelos ensinamentos e pelo exemplo de perseverança e integridade que sempre me inspiraram. Dedico este trabalho com todo o meu amor e gratidão.*

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus pela força e sabedoria concedidas em cada etapa desta jornada acadêmica.

Ao meu orientador, Professor. Dr. Jacob Silva Souto, pela paciência, dedicação e orientação essencial para a concretização deste trabalho.

À minha família, que esteve ao meu lado em todos os momentos, compreendendo minhas ausências, incentivando-me nos desafios e celebrando cada conquista.

Aos colegas de pesquisa e amigos, pela troca de conhecimentos, parcerias enriquecedoras e pelos momentos de descontração que tornaram o caminho mais leve.

Agradeço ainda à Universidade Federal da Paraíba (UFPB) e à CAPES pelo suporte financeiro e logístico indispensável ao desenvolvimento deste estudo.

Ao Instituto Federal de Pernambuco – Campus Vitória de Santo Antão, pelo suporte logístico, disponibilização de áreas experimentais e acesso aos laboratórios fundamentais para a realização desta pesquisa.

Aos professores Renato Lemos dos Santos e Christianne Torres de Paiva, pela generosidade em compartilhar conhecimento, pela orientação em momentos cruciais e pelas contribuições que enriqueceram este trabalho.

Ao professor Dr. Walter Esfrain Pereira, por todo o auxílio na análise estatística deste estudo.

À Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC) pela disponibilização dos dados climáticos.

Aos técnicos e funcionários do IFPE e da UFPB, cuja colaboração foi indispensável nas etapas práticas e laboratoriais deste estudo.

Ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia, à coordenação, à secretaria e a todos os professores, pelo suporte e dedicação ao longo desta jornada acadêmica.

Aos membros da Banca Examinadora de Exame de Qualificação e Tese, pelo aceite do convite e pelas valiosas contribuições que auxiliaram na finalização deste trabalho.

***Por fim, a todos que contribuíram direta ou indiretamente para a realização desta tese, minha mais profunda gratidão.***

## RESUMO GERAL

A degradação dos ecossistemas, intensificada por práticas como desmatamento e urbanização, tem comprometido a qualidade ambiental e a fertilidade do solo, especialmente em áreas de intensa atividade agrícola como Vitória de Santo Antão, PE. Nesse contexto, este estudo buscou avaliar a qualidade ambiental e os fatores edafoclimáticos, destacando a decomposição foliar, a liberação de nitrogênio e a atuação da macrofauna edáfica, além de analisar os impactos do uso do solo sobre os ecossistemas locais. A pesquisa foi conduzida em duas etapas principais. No primeiro capítulo, realizou-se uma análise dos parâmetros fisiográficos do município utilizando geotecnologias, como georreferenciamento e imagens de satélite, para caracterizar o uso e ocupação do solo. No segundo capítulo, avaliou-se a influência da sazonalidade climática na decomposição de serrapilheira, liberação de nitrogênio e dinâmica da macrofauna em diferentes ambientes (solo descoberto e vegetação nativa), utilizando experimentos em campo e análises laboratoriais de variáveis climáticas, físicas e químicas do solo. Os resultados revelaram mudanças significativas no uso do solo, com redução na cobertura vegetal saudável e aumento da fragmentação de habitats, confirmados por índices de vegetação (NDVI). A precipitação totalizou 1696,59 mm, concentrando-se nos meses chuvosos, enquanto a temperatura média foi de 25,19°C. A decomposição de resíduos foi mais rápida durante a estação úmida, com perdas de massa mais significativas no solo descoberto (50,44% na superfície e 34,13% na subsuperfície). A presença da macrofauna foi maior nesses locais, promovendo a liberação de nitrogênio e destacando sua importância no ciclo de nutrientes e na fertilidade do solo. Conclui-se que a interação entre fatores edafoclimáticos e as práticas de manejo do solo influencia diretamente a qualidade ambiental da região. Esses resultados reforçam a necessidade de práticas agrícolas sustentáveis, reflorestamento e planejamento urbano integrado para a preservação ambiental e melhoria da saúde do solo em Vitória de Santo Antão.

**Palavras-chave:** qualidade ambiental; uso do solo; decomposição de resíduos vegetais.

## GENERAL ABSTRACT

The degradation of ecosystems, intensified by practices such as deforestation and urbanization, has compromised environmental quality and soil fertility, especially in areas with intense agricultural activity like Vitória de Santo Antão, PE. In this context, this study aimed to evaluate environmental quality and edaphoclimatic factors, focusing on leaf litter decomposition, nitrogen release, and the role of soil macrofauna, while analyzing the impacts of land use on local ecosystems. The research was conducted in two main stages. In the first chapter, an analysis of the municipality's physiographic parameters was carried out using geotechnologies such as georeferencing and satellite imagery to characterize land use and land cover. In the second chapter, the influence of climatic seasonality on litter decomposition, nitrogen release, and macrofauna dynamics in different environments (bare soil and native vegetation) was assessed through field experiments and laboratory analyses of climatic, physical, and chemical soil variables. The results revealed significant changes in land use, with a reduction in healthy vegetation cover and increased habitat fragmentation, as confirmed by vegetation indices (NDVI). Total precipitation reached 1,696.59 mm, concentrated in the wet months, while the average temperature was 25.19°C. Residue decomposition was faster during the wet season, with significant mass losses in bare soil (50.44% on the surface and 34.13% in the subsurface). Macrofauna activity was higher in these areas, promoting nitrogen release and highlighting its importance in nutrient cycling and soil fertility. It is concluded that the interaction between edaphoclimatic factors and soil management practices directly influences the region's environmental quality. These findings reinforce the need for sustainable agricultural practices, reforestation, and integrated urban planning to preserve the environment and improve soil health in Vitória de Santo Antão.

**Keywords:** environmental quality; land use; plant residue decomposition.

## LISTA DE FIGURAS

### CAPÍTULO I - USO DE PARÂMETROS FISIOGRAFICOS COMO FERRAMENTA DE GESTÃO AMBIENTAL NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DE SANTO ANTÃO (PE).

|                                                                                                                                                                                                                                    |    |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Figura. 1</b> - Mapa de localização geográfica do município Vitória de Santo Antão – PE.....                                                                                                                                    | 32 |
| <b>Figura. 2</b> - Gráfico da Precipitação Acumulada Média Mensal - PAMM, colunas de cor azul e laranja indicam os períodos chuvoso e seco, respectivamente. Pontos interligados por linha tracejada indicam o Desvio Padrão. .... | 37 |
| <b>Figura. 3</b> - Mapa de Revelo de Vitória de Santo Antão – PE.....                                                                                                                                                              | 38 |
| <b>Figura. 4</b> - Mapa de Declividade do Município de Vitória de Santo Antão – PE.....                                                                                                                                            | 40 |
| <b>Figura. 5</b> - Mapa de Elevação Digital do Município de Vitória de Santo Antão, PE. ....                                                                                                                                       | 42 |
| <b>Figura. 6</b> - Mapa de Risco de Deslizamento no Município de Vitória de Santo Antão, PE. ..                                                                                                                                    | 45 |
| <b>Figura. 7</b> - Mapa de Risco a inundação e enxurrada. ....                                                                                                                                                                     | 47 |
| <b>Figura. 8</b> - Mapa de Uso e Ocupação do município de Vitória de Santo Antão (1990-2022).                                                                                                                                      | 54 |
| <b>Figura. 9</b> - Mapa de índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) do município de Vitória de Santo Antão, PE. ....                                                                                                   | 57 |
| <b>Figura. 10</b> - Nível de mudança antrópica na vegetação.....                                                                                                                                                                   | 59 |
| <b>Figura. 11</b> - Estoque de carbono orgânico do solo. ....                                                                                                                                                                      | 61 |

### CAPÍTULO II – INFLUÊNCIA DOS FATORES EDAFOCLIMÁTICOS NA DECOMPOSIÇÃO FOLIAR, LIBERAÇÃO DO NITROGÊNIO E MACROFAUNA EDÁFICA

|                                                                                                                                                       |    |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Figura. 1</b> - Localização geográfica do município Vitória de Santo Antão – PE e dos locais do experimento.....                                   | 78 |
| <b>Figura. 2</b> - A - Resíduos vegetais fracionados 10 (cm) ; B – Pesagem das sacolas de náilon; C – Sacolas de náilon acondicionadas em estufa..... | 80 |
| <b>Figura. 3</b> – Aspectos das áreas experimentais, A - Vegetação Nativa; B - Unidade de produção, Plantio de Limão; C - Cana-de-açúcar.....         | 80 |
| <b>Figura. 4</b> - Sacolas de náilon distribuídas no local, A - Unidade de produção; B - Vegetação Nativa. ....                                       | 81 |
| <b>Figura. 5</b> - Termômetro posicionado no solo para aferição da temperatura.....                                                                   | 81 |
| <b>Figura. 6</b> - Armadilhas de queda Provid instalada na área de estudo.....                                                                        | 83 |
| <b>Figura. 7</b> - Identificação dos organismos.....                                                                                                  | 84 |

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |     |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| <b>Figura. 8</b> - Dados históricos (1952-2022) da Precipitação Acumulada Média Mensal - PAMM, do município de Vitória de Santo Antão - PE. (Colunas de cor azul e laranja indicam os períodos chuvoso e seco, respectivamente. Pontos interligados por linha tracejada indicam o Desvio Padrão). ..... | 86  |
| <b>Figura. 9</b> - Distribuição da precipitação mensal (mm) entre fevereiro de 2022 a março de 2023, em Vitória de Santo Antão - PE. ....                                                                                                                                                               | 88  |
| <b>Figura. 10</b> - Temperatura média mensal (C°) em Vitória de Santo Antão - PE.....                                                                                                                                                                                                                   | 89  |
| <b>Figura. 11</b> - Precipitação média mensal (mm) em colunas de cor azul e laranja indicam os períodos chuvoso e seco, respectivamente. E linha indica a Evapotranspiração de Referência - ETo (mm) no período experimental.....                                                                       | 89  |
| <b>Figura. 12</b> - Balanço hídrico em Vitória de Santo Antão – PE, no período do estudo.....                                                                                                                                                                                                           | 90  |
| <b>Figura. 13</b> - Variação índice climático de decomposição (ICD) no período experimental....                                                                                                                                                                                                         | 91  |
| <b>Figura. 14</b> - Variação da temperatura do solo nos ambientes Vegetação Nativa, Cana-de-açúcar, Plantio de Limão e Solo descoberto, no período experimental.....                                                                                                                                    | 93  |
| <b>Figura. 15</b> - Curvas de decaimento da taxa de decomposição (k), com regressão exponencial e coeficiente de determinação ( $R^2$ ) para os diferentes locais.....                                                                                                                                  | 95  |
| <b>Figura. 16</b> - Perda percentual média de massa remanescente ao longo de 365 dias.....                                                                                                                                                                                                              | 97  |
| <b>Figura. 17</b> - Perda percentual média de massa remanescente na superfície e subsuperfície ao longo de 365 dias.....                                                                                                                                                                                | 97  |
| <b>Figura. 18</b> - Comparação dos Níveis de Precipitação do ano de 2022 com a Média Histórica (2012-2021) e anos precedentes ao estudo.....                                                                                                                                                            | 101 |
| <b>Figura. 19</b> - Perda de massa média de resíduos de superfície e em subsuperfície ao longo de 365 dias durante as estações úmida e seca.....                                                                                                                                                        | 102 |
| <b>Figura 20:</b> ACP das variáveis edafoclimáticas em Vitória de Santo Antão, PE.....                                                                                                                                                                                                                  | 103 |

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO I - USO DE PARÂMETROS FISIOGRAFICOS COMO FERRAMENTA DE GESTÃO AMBIENTAL NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DE SANTO ANTÃO (PE)

|                                                                                                                                                                |    |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Tabela. 1</b> - Classe para interpretação do índice de erosividade anual. ....                                                                              | 34 |
| <b>Tabela. 2</b> - Tabela de contingência da classificação dos meses do ano quanto a serem secos ou chuvosos do município de Vitória de Santo Antão - PE. .... | 36 |
| <b>Tabela. 3</b> - Distribuição do Relevo no Município de Vitória de Santo Antão.....                                                                          | 39 |
| <b>Tabela. 4</b> - Distribuição da Declividade no Município de Vitória de Santo Antão – PE. ....                                                               | 40 |
| <b>Tabela. 5</b> - Distribuição das Áreas por Risco de Deslizamento. ....                                                                                      | 45 |
| <b>Tabela. 6</b> - Análise Temporal da Erosividade em Vitória de Santo Antão (1980-2022). ....                                                                 | 50 |
| <b>Tabela. 7</b> - Análise Temporal da Erosividade (meses), em Vitória de Santo Antão (1980-2022).<br>.....                                                    | 52 |
| <b>Tabela. 8</b> - Classes de uso e ocupação em km <sup>2</sup> (1990 – 2022) em Vitória de Santo Antão – PE.<br>.....                                         | 55 |

### CAPÍTULO II - INFLUÊNCIA DOS FATORES EDAFOCLIMÁTICOS NA DECOMPOSIÇÃO FOLIAR, LIBERAÇÃO DO NITROGÊNIO E MACROFAUNA EDÁFICA

|                                                                                                                                                                                                                                                             |    |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Tabela 1</b> - Índices climáticos para o período experimental em estação chuvosa e seca.....                                                                                                                                                             | 87 |
| <b>Tabela 2</b> - Análise química do solo para as categorias de ambientes de estudo.....                                                                                                                                                                    | 91 |
| <b>Tabela 3</b> - Análise física do solo para as categorias de ambientes de estudo.....                                                                                                                                                                     | 92 |
| <b>Tabela 4</b> - Taxa de decomposição (k), coeficiente de determinação (R <sup>2</sup> ), tempo requerido para 50% de decomposição (t <sub>0,5</sub> ) e tempo requerido para 99% de decomposição (t <sub>0,99</sub> ) em Superfície e Subsuperfície. .... | 94 |
| <b>Tabela 5</b> - Taxa de decomposição (k), coeficiente de determinação (R <sup>2</sup> ), tempo requerido para 50% de decomposição (t <sub>0,5</sub> ) e tempo requerido para 99% de decomposição (t <sub>0,99</sub> ).....                                | 96 |
| <b>Tabela 6</b> - Correlações entre a taxa de decomposição (k), com perda de massa, massa remanescente, e fatores climáticos. ....                                                                                                                          | 98 |
| <b>Tabela 7</b> - Sazonalidade do coeficiente de decomposição (k), coeficiente de determinação (R <sup>2</sup> ) nos períodos chuvoso e seco.....                                                                                                           | 99 |

|                                                                                                                                                                                 |     |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| <b>Tabela 8</b> - Sazonalidade do coeficiente de decomposição (k), coeficiente de determinação ( $R^2$ ) nos períodos chuvoso e seco.....                                       | 100 |
| <b>Tabela 9</b> - Frequência relativa das classes de indivíduos da macrofauna dos solos nos locais: vegetação nativa, Cana-de-açúcar, Plantio de Limão, e solo descoberto. .... | 105 |
| <b>Tabela 10</b> - Índice de Shannon nos locais: Vegetação Nativa, Cana-de-açúcar, Plantio de Limão e Solo descoberto na Zona da Mata de Pernambuco. ....                       | 106 |
| <b>Tabela 11</b> - Percentual de Nitrogênio remanescente no período experimental. ....                                                                                          | 107 |

## SUMÁRIO

|                                                                                                                                            |           |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>1 INTRODUÇÃO GERAL .....</b>                                                                                                            | <b>13</b> |
| <b>2 REFERENCIAL TEÓRICO .....</b>                                                                                                         | <b>15</b> |
| 2.1 Aplicação de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) em Estudos Ambientais.....                                                        | 15        |
| 2.2 Impacto do uso e ocupação do solo nos processos biogeoquímicos .....                                                                   | 16        |
| 2.3 Decomposição vegetal e suas relações com o clima, macrofauna e ciclagem de nutrientes .....                                            | 18        |
| <b>REFERÊNCIAS .....</b>                                                                                                                   | <b>21</b> |
| <b>CAPÍTULO 1 - USO DE PARÂMETROS FISIAGRÁFICOS COMO FERRAMENTA DE GESTÃO AMBIENTAL NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DE SANTO ANTÃO (PE). .....</b> |           |
| <b>RESUMO.....</b>                                                                                                                         | <b>28</b> |
| <b>ABSTRACT .....</b>                                                                                                                      | <b>29</b> |
| <b>1 INTRODUÇÃO.....</b>                                                                                                                   | <b>30</b> |
| <b>2 MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>                                                                                                         | <b>31</b> |
| 2.1 Caracterização da área de estudo.....                                                                                                  | 31        |
| 2.2 Caracterização Climática.....                                                                                                          | 32        |
| 2.3 Parâmetros fisiográficos .....                                                                                                         | 33        |
| 2.4 Fator de Erosividade.....                                                                                                              | 33        |
| 2.5 Cálculo do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) .....                                                                  | 34        |
| 2.6 Caracterização do uso e ocupação do solo .....                                                                                         | 34        |
| 2.7 Estoque de Carbono.....                                                                                                                | 35        |
| <b>3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>                                                                                                       | <b>35</b> |
| 3.1 Aspectos Socioeconômicos .....                                                                                                         | 35        |
| 3.2 Caracterização climática.....                                                                                                          | 36        |
| 3.3 Relevo.....                                                                                                                            | 38        |
| 3.4 Declividade.....                                                                                                                       | 40        |
| 3.5 Modelo Digital de Elevação .....                                                                                                       | 42        |
| 3.6 Suscetibilidade a deslizamento.....                                                                                                    | 44        |
| 3.7 Risco de Inundação e Enxurrada .....                                                                                                   | 46        |
| 3.8 Erosividade .....                                                                                                                      | 49        |
| 3.9 Caracterização do uso e ocupação do município de Vitória de Santo Antão - PE.....                                                      | 53        |
| 3.10 Análise do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI).....                                                                  | 57        |
| 3.11 Nível de Mudança Antrópica na Vegetação .....                                                                                         | 58        |
| 3.12 Estoque de Carbono.....                                                                                                               | 60        |

|                                                                       |            |
|-----------------------------------------------------------------------|------------|
| 3.13 Qualidade ambiental em Vitória de Santo Antão – PE .....         | 63         |
| <b>4 CONCLUSÕES.....</b>                                              | <b>65</b>  |
| <b>REFERÊNCIAS.....</b>                                               | <b>65</b>  |
| <b>CAPÍTULO 2 - INFLUÊNCIA DOS FATORES EDAFOCLIMÁTICOS NA</b>         |            |
| <b>DECOMPOSIÇÃO FOLIAR, LIBERAÇÃO DO NITROGÊNIO E MACROFAUNA</b>      |            |
| <b>EDÁFICOS .....</b>                                                 |            |
| <b>RESUMO.....</b>                                                    | <b>74</b>  |
| <b>ABSTRACT .....</b>                                                 | <b>75</b>  |
| <b>1 INTRODUÇÃO.....</b>                                              | <b>76</b>  |
| <b>2 MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>                                    | <b>78</b>  |
| 2.1 Instalação do Experimento .....                                   | 79         |
| 2.2 Delineamento experimental e descrição dos tratamentos.....        | 79         |
| 2.3 Determinação da taxa de decomposição (k).....                     | 82         |
| 2.4 Determinação das variáveis climáticas.....                        | 82         |
| 2.5 Avaliações da Macrofauna .....                                    | 83         |
| 2.6 Dinâmica do Nitrogênio .....                                      | 85         |
| 2.7 Análises estatísticas.....                                        | 85         |
| <b>3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>                                  | <b>85</b>  |
| 3.1 Caracterização dos locais de estudo .....                         | 85         |
| 3.2 Caracterização dos meses secos e chuvosos na área de estudo ..... | 86         |
| 3.3 Caracterização climática no período de estudo .....               | 87         |
| 3.4 Índice climático de decomposição .....                            | 90         |
| 3.5 Caracterização química e física do solo .....                     | 91         |
| 3.6 Temperatura do solo .....                                         | 92         |
| 3.7 Taxa de decomposição (k).....                                     | 94         |
| 3.8 Taxa de Decomposição Estação Úmida e Seco.....                    | 98         |
| 3.9 Análise de Componentes Principais .....                           | 103        |
| 3.10 Macrofauna.....                                                  | 104        |
| 3.11 Índice de Shannon e equabilidade (ee) Pielou .....               | 106        |
| 3.12 Dinâmica do nitrogênio durante o processo de decomposição .....  | 107        |
| <b>4 CONCLUSÕES.....</b>                                              | <b>109</b> |
| <b>4 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>                                   | <b>115</b> |

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

A crescente pressão sobre os recursos naturais, impulsionada pelas demandas humanas, tem gerado uma degradação generalizada dos ecossistemas, manifestando-se em processos como erosão, empobrecimento da fertilidade, contaminação hídrica e desertificação, características que remontam à Revolução Industrial (Strickland *et al.*, 2015). Por exemplo, os solos, como reservatórios essenciais da biodiversidade global, enfrentam ameaças persistentes oriundas das atividades humanas, sendo a intensificação agrícola um fator de destaque (Kelly *et al.*, 2021).

No âmbito dessas intervenções, que atingiram seu ápice no século passado, desencadeando impactos profundos, como desastres naturais e alterações climáticas, surgem desafios complexos para a compreensão e ação humanas, acentuando as incertezas que cercam as questões socioambientais contemporâneas (FAO, 2023). A preeminência dos processos de produção em ambientes rurais estabelece uma ligação intrincada entre a ação humana e os recursos naturais, demandando uma avaliação detalhada.

Na região da Zona da Mata de Pernambuco, localizada no nordeste do Brasil, destaca-se sua biodiversidade proeminente e contribuição significativa para a agricultura (Bernardes, 2023). Entretanto, o uso inapropriado do solo ameaça a sustentabilidade do ecossistema e a eficácia agrícola, impelindo a necessidade de compreender profundamente os mecanismos subjacentes de decomposição e liberação de nutrientes. Van Wesemael *et al.* (2019) enfatizam que a degradação iminente do solo, impulsionada por práticas como desmatamento e agricultura intensiva, intensifica-se devido à aplicação inadequada de fertilizantes e pesticidas, comprometendo processos cruciais como decomposição vegetal e a diversidade da macrofauna edáfica.

Além disso, a análise dos aspectos fisiográficos e edafoclimáticos é essencial para entender a dinâmica ambiental de regiões específicas. Por exemplo, a compreensão detalhada do uso e ocupação do solo pode fornecer *insights* valiosos sobre como as práticas agrícolas e outras atividades humanas impactam o ambiente natural. Segundo Bacani *et al.*, (2015), o uso de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) é uma ferramenta poderosa para realizar diagnósticos ambientais precisos, permitindo a análise espacial detalhada e integrada das diversas características fisiográficas e edafoclimáticas de uma região.

De maneira paralela, o solo, atuando como base vital para o crescimento vegetal, exige reconhecimento como um recurso natural compartilhado, independentemente de sua utilização (Campos *et al.*, 1999). No entanto, o manejo agrícola impacta substancialmente esse substrato,

levando a um equilíbrio reconfigurado refletido nos atributos físicos, químicos e biológicos. Estes indicadores frequentemente fornecem insights sobre a saúde e funcionalidade do solo (Gomes *et al.*, 2010; Cotching, 2018). A interação complexa entre o manejo adotado e a qualidade do solo é influenciada por diversas variáveis, como práticas agrícolas, composição química dos materiais e condições climáticas predominantes.

Nesse contexto, por exemplo, a diminuição da matéria orgânica do solo (MOS) desponta como preocupação crucial, decorrente do desequilíbrio entre fluxos de entrada e saída de carbono. A MOS é essencial para a fertilidade e estrutura do solo, desempenhando papéis como retenção de água e mitigação da erosão (Cotching, 2018). As práticas agrícolas influenciam a ciclagem de nutrientes e armazenamento de carbono no solo, afetando sua capacidade de fornecer serviços ecossistêmicos. O crescimento das atividades antrópicas prejudica o solo, resultando na emissão de dióxido de carbono para a atmosfera (Tresch *et al.*, 2019), interrompendo a capacidade do solo em oferecer serviços ecossistêmicos (Masin *et al.*, 2020).

É importante enfatizar que a conservação da biodiversidade do solo transcende a mera produtividade agrícola. A macrofauna edáfica, composta por organismos como minhocas, besouros e formigas, exerce um papel crucial na manutenção da saúde do ecossistema, estando intimamente ligada à promoção da biodiversidade como um todo (Lavelle *et al.*, 1993). Diante desse cenário, a harmonização entre práticas agrícolas sustentáveis e a preservação da biodiversidade do solo ganha centralidade na Zona da Mata de Pernambuco.

Dentro deste contexto, a presente pesquisa é dividida em duas etapas principais, correspondentes a dois capítulos distintos. O primeiro capítulo, intitulado "**Uso de parâmetros fisiográficos como ferramenta de gestão ambiental no município de Vitória de Santo Antão (PE)**", se propõe a detalhar os componentes fisiográficos do município utilizando georreferenciamento e imagens de satélite para diagnosticar o uso e ocupação do solo. Esta análise inicial é fundamental para entender como as características geográficas, geológicas e hidrológicas do município influenciam as práticas de manejo e a qualidade ambiental.

O segundo capítulo, intitulado "**Influência dos fatores edafoclimáticos na decomposição foliar, liberação do nitrogênio e macrofauna edáficos**", busca aprofundar a compreensão das implicações da diversidade de sistemas de uso do solo e sua intensificação sobre a taxa de decomposição de serrapilheira, dinâmica da comunidade de macrofauna e liberação de nitrogênio. Além disso, tem como objetivo investigar a influência da sazonalidade climática nesses processos.

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 Aplicação de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) em Estudos Ambientais

O uso de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) tem se consolidado como uma ferramenta indispensável nos estudos ambientais, proporcionando uma análise espacial precisa e eficiente das dinâmicas de uso e ocupação do solo (Adesina *et al.*, 2024). O desenvolvimento de tecnologias geoespaciais transformou a forma como pesquisadores, gestores ambientais e formuladores de políticas entendem os processos ecológicos e as mudanças territoriais. Nesse contexto, o SIG possibilita a integração de dados ambientais com informações espaciais, facilitando a visualização, análise e modelagem de fenômenos complexos que afetam o ambiente (Ali *et al.*, 2024).

A importância do SIG em estudos de uso e ocupação do solo, portanto, se destaca na capacidade dessa tecnologia de capturar, armazenar, processar e analisar dados georreferenciados, que constituem a base de um entendimento abrangente das interações entre as atividades humanas e o meio ambiente. A partir de imagens de satélite e dados de sensores remotos, é possível monitorar alterações na paisagem ao longo do tempo, oferecendo uma base robusta para a tomada de decisões ambientais e territoriais. Esse monitoramento constante tem sido especialmente útil no mapeamento de áreas de risco, na identificação de zonas de desmatamento e no planejamento de ações de conservação (Cong, 2023), permitindo que as políticas ambientais sejam mais informadas e assertivas.

Dando continuidade a essa análise, outro aspecto relevante do SIG é sua capacidade de integrar múltiplas camadas de dados ambientais, como relevo, hidrografia, tipos de vegetação e características edafoclimáticas, que são fundamentais para compreender a sustentabilidade dos sistemas ecológicos conforme apontado por Qin *et al.*, (2024) Essa integração de dados possibilita que pesquisadores analisem as correlações entre diferentes variáveis, ampliando o escopo das análises ambientais. Por exemplo, estudos sobre fragmentação florestal e corredores ecológicos se beneficiam amplamente das ferramentas SIG, uma vez que estas permitem otimizar o planejamento de áreas protegidas, promovendo a conservação da biodiversidade e reduzindo os impactos da expansão humana em ecossistemas vulneráveis (Tu *et al.*, 2023).

Além disso, a aplicação de SIG em estudos ambientais tem se expandido para a modelagem de impactos ambientais e a avaliação de mudanças climáticas. Nesse sentido, modelos preditivos e ferramentas de análise raster disponíveis em plataformas como o QGIS são amplamente empregados para simular cenários futuros, considerando as variáveis de uso da terra. Essas simulações têm implicações práticas significativas, como na prevenção de

desastres ambientais e na formulação de estratégias para a mitigação de impactos em ecossistemas frágeis, contribuindo diretamente para um planejamento sustentável em áreas urbanas e rurais (Gonçalves, 2021). Desse modo, o SIG não apenas oferece um panorama do presente, mas permite projeções fundamentais para o enfrentamento dos desafios ambientais do futuro.

A importância do SIG também se revela na educação ambiental e na conscientização pública, outro ponto essencial para o desenvolvimento sustentável. Segundo Konstantakatos; Galani, (2023), com a disponibilização de mapas interativos e análises espaciais acessíveis, o SIG torna-se uma ferramenta poderosa para sensibilizar a sociedade sobre a importância da gestão ambiental responsável. Ao democratizar o acesso a informações ambientais por meio de plataformas de dados abertos, essa tecnologia empodera comunidades locais e promove uma participação mais ativa na preservação dos recursos naturais, ampliando o engajamento social em torno da sustentabilidade (Aguilar *et al.*, 2022). Assim, o SIG contribui não apenas para a pesquisa acadêmica e a formulação de políticas, mas também para o fortalecimento da educação ambiental.

## 2.2 Impacto do uso e ocupação do solo nos processos biogeoquímicos

Os processos biogeoquímicos são fundamentais para a manutenção da saúde dos ecossistemas e da produtividade agrícola (Bashkin *et al.*, 2023). O incremento populacional humano em contínuo crescimento e a subsequente ampliação do consumo econômico têm culminado na degradação dos ecossistemas, provocando o esgotamento dos recursos presentes nos trópicos (Golpîra *et al.*, 2023). Essa realidade tem levado à conversão em larga escala de áreas de floresta natural em territórios destinados à agricultura e ao cultivo arbóreo (Lewis *et al.*, 2015; Zhu *et al.*, 2022).

Além disso, o manejo do solo tem um efeito significativo sobre o processo de decomposição foliar, que é sensivelmente influenciado pelas práticas agrícolas, ações de desflorestamento e processos de urbanização (Azadi *et al.*, 2020; Huang *et al.*, 2023). A utilização intensiva de compostos nitrogenados acelera o processo de decomposição, ocasionando um aumento na disponibilidade de nutrientes destinados aos agentes decompositores. No entanto, o uso de agentes pesticidas pode reduzir a atividade microbiana e impactar adversamente a diversidade dos decompositores presentes no solo (Huang *et al.*, 2023). Esses efeitos não se restringem apenas à decomposição, mas também alteram a ciclagem de nutrientes essenciais, como o nitrogênio e o fósforo, influenciando diretamente a fertilidade do solo e a produtividade agrícola conforme apontado por Gunnarsson; Castillo (2018).

Ademais, práticas de desmatamento, que abrangem a transformação de áreas florestais em zonas agrícolas ou urbanas, exercem influência direta sobre o processo de decomposição foliar (Merino *et al.*, 2023). A eliminação da cobertura vegetal resulta na alteração dos níveis de umidade do solo, na variação de temperatura e na disponibilidade de nutrientes (Jacob *et al.*, 2020). Em termos gerais, regiões submetidas ao desmatamento apresentam um índice de decomposição mais acelerado, uma consequência direta do incremento na temperatura do solo e da redução nos níveis de umidade, ambos catalisadores para a atividade microbiana acelerada (Li *et al.*, 2022). Assim, o desmatamento não apenas afeta a decomposição, mas também a capacidade do solo de reter carbono, impactando o ciclo global de carbono e contribuindo para as mudanças climáticas.

Além do desmatamento, a degradação florestal, resultado de uma série de causas multifacetadas, engloba a expansão das atividades agrícolas, o abate seletivo de espécies lenhosas de relevância comercial ou rara, a indução de incêndios de natureza antropogênica, a infraestruturação de vias rodoviárias e a contaminação por resíduos tóxicos originados de empreendimentos mineradores (Kumar; Kumar; Saikia, 2022). Estes fatores, em sua soma, contribuem para a formação de fragmentos remanescentes florestais que se encontram suscetíveis à desidratação, fragilização e vulnerabilidade, com tais perturbações manifestando-se em níveis variados (Sun *et al.*, 2021; Manguiera *et al.*, 2021). Esses processos impactam a qualidade do solo, reduzindo sua capacidade de suporte à vegetação nativa e alterando a ciclagem de nutrientes e de carbono.

Por outro lado, a urbanização, caracterizada pela ampliação das áreas urbanas, também exerce sua influência sobre o processo de decomposição foliar (Azadi *et al.*, 2020; Huang *et al.*, 2023). A impermeabilização do solo, decorrente da edificação de estruturas urbanas, provoca uma diminuição na capacidade de infiltração hídrica do solo, ocasionando um aumento na escorrência superficial. Como resultado, a disponibilidade de água destinada aos agentes decompositores é reduzida (Xiao *et al.*, 2023). Adicionalmente, a poluição urbana, como a deposição de poluentes atmosféricos e o acúmulo de resíduos sólidos, prejudica tanto a decomposição foliar quanto a atividade microbiana, afetando a qualidade do solo e dos recursos hídricos adjacentes.

Jat *et al.* (2022), enfatizam que o uso do solo, abrangendo práticas agrícolas, desmatamento e urbanização, desempenha uma função determinante nos processos biogeoquímicos. A aplicação de fertilizantes e pesticidas na agricultura, assim como as ações de desmatamento e urbanização, podem desencadear tanto acelerações quanto retardações nas taxas de decomposição, sendo tais desdobramentos condicionados pelas peculiaridades

ambientais e pelas variações climáticas. Dessa forma, o entendimento desses impactos torna-se imperativo para a consecução do manejo adequado do solo e a preservação dos ecossistemas (Jat *et al.*, 2022; Huang *et al.*, 2023).

### 2.3 Decomposição vegetal e suas relações com o clima, macrofauna e ciclagem de nutrientes

A decomposição vegetal na forma de serrapilheira desempenha um papel essencial na ciclagem de nutrientes e na manutenção das funcionalidades dos ecossistemas terrestres (Yin *et al.*, 2019; Tao *et al.*, 2019; Pei *et al.*, 2019). Esse processo biogeoquímico é amplamente influenciado por fatores abióticos e bióticos (Mao *et al.*, 2018). Entre os fatores ambientais, a temperatura e a precipitação se destacam por seu potencial para afetar significativamente a taxa de decomposição, sobretudo em climas tropicais (Bell *et al.*, 2018). Nessas regiões, onde as condições climáticas são caracterizadas por temperaturas elevadas e alta umidade relativa, o ambiente se torna propício para o desenvolvimento de atividade microbiana, acelerando o processo de decomposição (Piao *et al.*, 2019; Costa *et al.*, 2023).

Além do clima, o tipo de material vegetal em decomposição também exerce influência crucial. A qualidade e composição do material orgânico afetam a velocidade do processo, sendo que a interação entre material vegetal e condições climáticas regula as taxas de decomposição e o consequente ciclo de nutrientes nos ecossistemas (Henry; Moise, 2015). Assim, a dinâmica de decomposição e mineralização é condicionada tanto pelas propriedades químicas dos resíduos vegetais quanto pelas características ambientais do solo.

Nesse contexto, modelos matemáticos, como os propostos por Olson (1963), têm sido amplamente aplicados para descrever a decomposição de resíduos vegetais, estabelecendo correlações entre a massa inicial e a massa residual ao longo do tempo (Zhao *et al.*, 2014; Bothwell *et al.*, 2014). Esses modelos auxiliam na compreensão da relação entre fatores climáticos, como temperatura, precipitação e evapotranspiração, e a taxa de decomposição (Parton *et al.*, 1994). É importante destacar que, além das condições naturais, atividades humanas intensivas, como desmatamento e queimadas, aliadas às mudanças climáticas, afetam diretamente a decomposição da matéria orgânica, representando ameaças substanciais à estabilidade dos ecossistemas (Walter *et al.*, 2013).

A fauna do solo também desempenha papel fundamental no processo de decomposição, pois auxilia na fragmentação do material orgânico, facilitando a ação dos micro-organismos decompositores (Yin *et al.*, 2019). A presença de macrofauna edáfica, composta por organismos com tamanho superior a 2 mm, não apenas acelera a decomposição ao fragmentar o material, mas também contribui para a ciclagem de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, elementos

essenciais para o desenvolvimento da vegetação (Manzoni *et al.*, 2010). Assim, a diversidade e composição da macrofauna refletem o estado de conservação do ecossistema e variam conforme o manejo e a intensidade de uso do solo.

A serrapilheira, além de ser um meio de transferência de nutrientes para o solo, regula processos ecológicos fundamentais. Sua decomposição, por sua vez, depende da composição química, do clima e da qualidade dos resíduos orgânicos, influenciando diretamente a ciclagem de nutrientes (Berg, 2000). Nos ecossistemas terrestres, a decomposição foliar libera nutrientes essenciais para o crescimento das plantas, sendo influenciada por fatores como a qualidade da matéria orgânica, o clima e a atividade biológica do solo (Tao *et al.*, 2019; Mao *et al.*, 2018).

Os organismos decompositores, dotados de enzimas especializadas, são agentes centrais na transformação de resíduos vegetais. Estudos de campo e laboratoriais evidenciam que a qualidade do material vegetal influencia a eficiência da comunidade decompositora, dificultando ou facilitando o processo conforme a resistência do material (Schimel ; Schaeffer, 2012; Strickland *et al.*, 2015). Materiais ricos em lignina e compostos aromáticos, por exemplo, são mais resistentes à decomposição, enquanto aqueles com alto teor de carboidratos são decompostos com maior facilidade (Moreira; Siqueira, 2006).

Além do mais, o nível de luminosidade e a radiação solar afetam o processo de decomposição em ecossistemas florestais. Árvores com dossel denso limitam a quantidade de luz que atinge as camadas inferiores, o que impacta o crescimento e a sobrevivência das plantas nessas camadas (Odum, 2004). A radiação solar promove a fotodegradação, um processo no qual a radiação ultravioleta e a radiação fotossinteticamente ativa aceleram a decomposição e o fluxo de carbono (King *et al.*, 2012). Esse fenômeno é particularmente relevante em ecossistemas expostos a altos índices de radiação, como os tropicais.

Outro fator determinante é a relação carbono/nitrogênio (C/N) nos materiais orgânicos. Uma relação C/N baixa indica maior disponibilidade de nitrogênio, acelerando a decomposição, pois o nitrogênio é vital para os decompositores (Wu *et al.*, 2023; Bray *et al.*, 2012). Por outro lado, uma relação C/N alta, como em folhas maduras e lignificadas, resulta em decomposição mais lenta (Masuda *et al.*, 2023). Nesse contexto, Berg (2000) propôs um modelo de duas fases para a decomposição: uma fase inicial, influenciada pelo clima e nutrientes, e uma segunda fase dominada pela presença de lignina.

A decomposição da serrapilheira pode ser compreendida em três etapas, conforme Zimmer (2019): (1) exsudação de elementos solúveis, (2) fragmentação física e decomposição biológica, e (3) decomposição microbiana de componentes resilientes, como celulose e lignina. Essas etapas variam de acordo com o ambiente, sendo a temperatura e a umidade do solo fatores

essenciais para a aceleração ou desaceleração da atividade dos decompositores (Odum, 2004). Variáveis ambientais e a presença de plantas específicas com alta concentração de nutrientes e compostos como lignina são considerados preditores robustos da decomposição em ecossistemas florestais (Otsing *et al.*, 2018).

Por fim, a utilização do solo e a decomposição foliar apresentam uma interação complexa, especialmente em climas tropicais úmidos. As atividades humanas, como práticas agrícolas, desmatamento e urbanização, causam impactos diretos sobre a decomposição e sobre as funções do ecossistema (Zhu *et al.*, 2022). Contudo, é essencial considerar que as condições climáticas locais, como elevadas temperaturas, precipitação e altos níveis de radiação, também desempenham um papel determinante na intensificação da atividade microbiana, acelerando a decomposição da serrapilheira (Ababor; Zakir, 2019; Momolli *et al.*, 2019). Assim, a interação entre fatores climáticos e antrópicos molda a dinâmica dos ecossistemas tropicais, revelando a importância de uma abordagem integrada para a compreensão dos processos de decomposição e ciclagem de nutrientes.

## REFERÊNCIAS

- ABABOR, Z.; ZAKIR, M. Review on Effect of Climate Change and Urbanization on Agriculture. , p. 11, 1 jan. 2019. .
- ADESINA, A. A.; OKWANDU, A. C.; NWOKEDIEGWU, Z. Q. S. Geo-information systems in urban planning: A review of business and environmental implications. **Magna Scientia Advanced Research and Reviews**, v. 11, n. 1, seq. Articles, p. 352–367, 2024. <https://doi.org/10.30574/msarr.2024.11.1.0100>.
- AGUILAR, M. Á. P.; CONWAY, B.; TORRES, M. L. de L.; GONZÁLEZ, R. de M.; DONERT, K.; LINDER-FALLY, M.; PARKINSON, A.; PRODAN, D.; WILSON, S.; ZWARTJES, L. A Teaching Model to Raise Awareness of Sustainability Using Geoinformation: Un modelo docente para sensibilizar sobre la sostenibilidad empleando la geoinformación. **Espacio Tiempo y Forma. Serie VI, Geografía**, n. 15, p. 23–42, 22 jul. 2022. <https://doi.org/10.5944/etfvi.15.2022.33687>.
- ALI, A.; ZAKWAN HADEED, M.; SAFAVI, S.; AHMAD, M.; ALI, A.; ZAKWAN HADEED, M.; SAFAVI, S.; AHMAD, M. Leveraging GIS for Environmental Planning and Management. 1 jan. 1DC. <https://services.igi-global.com/resolvedoi/resolve.aspx?doi=10.4018/979-8-3693-2845-3.ch016>. [chapter]. DOI 10.4018/979-8-3693-2845-3.ch016. Disponível em: <https://www.igi-global.com/gateway/chapter/www.igi-global.com/gateway/chapter/351392>. Acesso em: 8 nov. 2024.
- AZADI, H.; TAHERI, F.; BURKART, S.; MAHMOUDI, H.; DE MAEYER, P.; WITLOX, F. Impact of agricultural land conversion on climate change. **Environment, Development and Sustainability**, v. 23, n. 3, p. 3187–3198, 1 mar. 2021. <https://doi.org/10.1007/s10668-020-00712-2>.
- BACANI, V. M.; SAKAMOTO, A. Y.; LUCHIARI, A.; QUÉNOL, H. SENSORIAMENTO REMOTO E SIG APLICADOS À AVALIAÇÃO DA FRAGILIDADE AMBIENTAL DE BACIA HIDROGRÁFICA. **Mercator (Fortaleza)**, v. 14, p. 119–135, ago. 2015. <https://doi.org/10.4215/RM2015.1402.0008>.
- BASHKIN, V.; ALEKSEEV, A.; LEVIN, B.; MESCHEROVA, E. Biogeochemical Technologies for Managing CO2 Flows in Agroecosystems. **Advances in Environmental and Engineering Research**, v. 4, n. 1, p. 1–29, jan. 2023. <https://doi.org/10.21926/aeer.2301012>.
- BELL, M. C.; RITSON, J. P.; VERHOEF, A.; BRAZIER, R. E.; TEMPLETON, M. R.; GRAHAM, N. J. D.; FREEMAN, C.; CLARK, J. M. Sensitivity of peatland litter decomposition to changes in temperature and rainfall. **Geoderma**, v. 331, p. 29–37, 1 dez. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.06.002>.
- BERG, B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. **Forest Ecology and Management**, v. 133, n. 1, p. 13–22, 1 ago. 2000. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00294-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00294-7).
- BERNARDES, IUANA. Zona da Mata: quadro natural e características [resumo]. 2018. Disponível em: <https://www.todoestudo.com.br/geografia/zona-da-mata>. Acesso em: 11 set. 2023.

BOTHWELL, L. D.; SELMANTS, P. C.; GIARDINA, C. P.; LITTON, C. M. Leaf litter decomposition rates increase with rising mean annual temperature in Hawaiian tropical montane wet forests. **PeerJ**, v. 2, p. e685, 4 dez. 2014. <https://doi.org/10.7717/peerj.685>.

BRAY, S. R.; KITAJIMA, K.; MACK, M. C. Temporal dynamics of microbial communities on decomposing leaf litter of 10 plant species in relation to decomposition rate. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 49, p. 30–37, 1 jun. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.02.009>.

CAMPOS, B. C.; REINERT, D. J.; NICOLODI, R.; CASSOL, L. C. Dinâmica da agregação induzida pelo uso de plantas de inverno para cobertura do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 383–391, jun. 1999. <https://doi.org/10.1590/S0100-06831999000200021>.

CONG, Z. Research on the Application Status and Development of GIS in Environmental Protection. **Academic Journal of Environment ; Earth Science**, v. 6, n. 3, 20 maio 2024. DOI 10.25236/AJEE.2024.060309. Disponível em: <http://francispress.com/papers/15933#abstract>. Acesso em: 8 nov. 2024.

COSTA, C. M.; PAGOTTO, M. A.; ARAGÃO, J. R. V.; LISI, C. S. Differences in climate-growth relationships between two tree species that co-occur in a seasonally dry tropical forest in Northeastern Brazil. **Dendrochronologia**, v. 79, p. 126072, 1 jun. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2023.126072>.

COTCHING, W. E. Organic matter in the agricultural soils of Tasmania, Australia – A review. **Geoderma**, v. 312, p. 170–182, 15 fev. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.10.006>.

FAO. FAO - Notícias: Os solos estão em perigo, mas a degradação pode ser revertida. 2023. Disponível em: <https://www.fao.org/news/story/es/item/357165/icode/>. Acesso em: 11 set. 2023.

GOLPÎRA, H.; SADEGHI, H.; MAGAZZINO, C. The Impact of Economic Growth, Population, and Energy Consumption on Environmental Degradation: Evidence from OECD Countries. 20 mar. 2023. DOI 10.21203/rs.3.rs-2439476/v1. Disponível em: <https://www.researchsquare.com/article/rs-2439476/v1>. Acesso em: 24 jul. 2024.

GOMES, J. M.; PEREIRA, M. G.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; PEREIRA, G. H. A.; GONDIM, F. R.; SILVA, E. M. R. da. Aporte de serapilheira e de nutrientes em fragmentos florestais da Mata Atlântica, RJ. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 5, n. 3, p. 383–391, 2010. <https://doi.org/10.5039/agraria.v5i3a552>.

GONÇALVES, A. B. Spatial Analysis and Geographic Information Systems as Tools for Sustainability Research. **Sustainability**, v. 13, n. 2, p. 612, jan. 2021. <https://doi.org/10.3390/su13020612>.

GUNNARSSON, J. S.; CASTILLO, L. E. Ecotoxicology in tropical regions. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 14, p. 13203–13206, 1 maio 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1887-4>.

HENRY, H. A. L.; MOISE, E. R. D. Grass litter responses to warming and N addition: temporal variation in the contributions of litter quality and environmental effects to decomposition. **Plant and Soil**, v. 389, n. 1, p. 35–43, 1 abr. 2015.

<https://doi.org/10.1007/s11104-014-2346-8>.

HUANG, S.; GHAZALI, S.; AZADI, H.; MOVAHHED MOGHADDAM, S.; VIIRA, A.-H.; JANEČKOVÁ, K.; SKLENÍČKA, P.; LOPEZ-CARR, D.; KÖHL, M.; KURBAN, A. Contribution of agricultural land conversion to global GHG emissions: A meta-analysis. **Science of The Total Environment**, v. 876, p. 162269, 10 jun. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162269>.

JACOB, A.; JOHNSON, K.; COHEN, R. L.; CARLSON, S. E. Incorporating natural ecosystems into global health and food security programmes. **Bulletin of The World Health Organization**, v. 98, n. 8, p. 576–578, 1 ago. 2020. <https://doi.org/10.2471/BLT.20.252098>.

JAT, M. L.; CHAKRABORTY, D.; LADHA, J. K.; PARIHAR, C. M.; DATTA, A.; MANDAL, B.; NAYAK, H. S.; MAITY, P.; RANA, D. S.; CHAUDHARI, S. K.; GERARD, B. Carbon sequestration potential, challenges, and strategies towards climate action in smallholder agricultural systems of South Asia. **Crop and Environment**, v. 1, n. 1, p. 86–101, 1 mar. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.crope.2022.03.005>.

KELLY, C.; FONTE, S. J.; SHRESTHA, A.; DAANE, K. M.; MITCHELL, J. P. Winter cover crops and no-till promote soil macrofauna communities in irrigated, Mediterranean cropland in California, USA. **Applied Soil Ecology**, v. 166, p. 104068, 1 out. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104068>.

KING, J. Y.; BRANDT, L. A.; ADAIR, E. C. Shedding light on plant litter decomposition: advances, implications and new directions in understanding the role of photodegradation. **Biogeochemistry**, v. 111, n. 1, p. 57–81, 1 nov. 2012. <https://doi.org/10.1007/s10533-012-9737-9>.

KONSTANTAKATOS, G.; GALANI, L. How is the use of GIS in geographical and environmental education evaluated? Findings from a systematic review. **International Research in Geographical and Environmental Education**, v. 32, n. 2, p. 159–175, 3 abr. 2023. <https://doi.org/10.1080/10382046.2022.2138167>.

KUMAR, R.; KUMAR, A.; SAIKIA, P. Deforestation and Forests Degradation Impacts on the Environment. In: SINGH, V. P.; YADAV, S.; YADAV, K. K.; YADAVA, R. N. (orgs.). **Environmental Degradation: Challenges and Strategies for Mitigation**. Cham: Springer International Publishing, 2022. p. 19–46. DOI 10.1007/978-3-030-95542-7\_2. Disponível em: [https://doi.org/10.1007/978-3-030-95542-7\\_2](https://doi.org/10.1007/978-3-030-95542-7_2). Acesso em: 24 jul. 2024.

LAVELLE, P.; BLANCHART, E.; MARTIN, A.; MARTIN, S.; SPAIN, A. A Hierarchical Model for Decomposition in Terrestrial Ecosystems: Application to Soils of the Humid Tropics. **Biotropica**, v. 25, n. 2, p. 130–150, 1993. <https://doi.org/10.2307/2389178>.

LEWIS, S. L.; EDWARDS, D. P.; GALBRAITH, D. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, v. 349, n. 6250, p. 827–832, 21 ago. 2015. <https://doi.org/10.1126/science.aaa9932>.

LI, Z.; PENG, Q.; DONG, Y.; GUO, Y. The influence of increased precipitation and nitrogen deposition on the litter decomposition and soil microbial community structure in a semiarid grassland. **Science of The Total Environment**, v. 844, p. 157115, 20 out. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157115>.

MANGUEIRA, J. R. S. A.; VIEIRA, L. T. A.; AZEVEDO, T. N.; SABINO, A. P. S.; FERRAZ, K. M. P. M. B.; FERRAZ, S. F. B.; ROTHER, D. C.; RODRIGUES, R. R. Plant diversity conservation in highly deforested landscapes of the Brazilian Atlantic Forest.

**Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 1, p. 69–80, 1 jan. 2021.

<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.12.003>.

MANZONI, S.; TROFYMOW, J. A.; JACKSON, R. B.; PORPORATO, A. Stoichiometric controls on carbon, nitrogen, and phosphorus dynamics in decomposing litter. **Ecological Monographs**, v. 80, n. 1, p. 89–106, 2010. <https://doi.org/10.1890/09-0179.1>.

MAO, R.; ZHANG, X.; SONG, C.; WANG, X.; FINNEGAN, P. M. Plant functional group controls litter decomposition rate and its temperature sensitivity: An incubation experiment on litters from a boreal peatland in northeast China. **Science of The Total Environment**, v. 626, p. 678–683, 1 jun. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.162>.

MASIN, C.; RODRÍGUEZ, A. R.; ZALAZAR, C.; GODOY, J. L. Approach to assess agroecosystem anthropic disturbance: Statistical monitoring based on earthworm populations and edaphic properties. **Ecological Indicators**, v. 111, p. 105984, 1 abr. 2020.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105984>.

MASUDA, C.; KANNO, H.; MASAKA, K.; MORIKAWA, Y.; SUZUKI, M.; TADA, C.; HAYASHI, S.; SEIWA, K. Hardwood mixtures facilitate leaf litter decomposition and soil nitrogen mineralization in conifer plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 507, p. 120006, 1 mar. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.120006>.

MERINO, A.; OMIL, B.; PIÑEIRO, V.; BARROS, N.; SOUZA-ALONSO, P.; CAMPO, J. Soil C dynamics after deforestation and subsequent conversion of arable cropland to grassland in humid temperate areas. **Science of The Total Environment**, v. 901, p. 165793, 25 nov. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165793>.

MOMOLLI, D.; SCHUMACHER, M.; ARAUJO, E. SERAPILHEIRA EM POVOAMENTO DE EUCALIPTOS: FONTE OU DRENO DE CARBONO? [S. l.: s. n.], 2019. p. 104–112. <https://doi.org/10.22533/at.ed.4451916019>.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo. 2.ed. atualizada e ampliada**. Lavras: UFLA: [s. n.], 2006.

ODUM, E. P. **Fundamentos de Ecologia**. 6ª Ed. LISBOA: FUNDAÇÃO CALOUSTE GULBENKIAN, 2004.

OLSON, J. S. Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems. **Ecology**, v. 44, n. 2, p. 322–331, 1963. <https://doi.org/10.2307/1932179>.

OTSING, E.; BARANTAL, S.; ANSLAN, S.; KORICHEVA, J.; TEDERSOO, L. Litter species richness and composition effects on fungal richness and community structure in decomposing foliar and root litter. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 125, p. 328–339, 1 out. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.08.006>.

PARTON, W.; SILVER, W. L.; BURKE, I. C.; GRASSENS, L.; HARMON, M. E.; CURRIE, W. S.; KING, J. Y.; ADAIR, E. C.; BRANDT, L. A.; HART, S. C.; FASTH, B. Global-scale similarities in nitrogen release patterns during long-term decomposition. **Science (New York, N.Y.)**, v. 315, n. 5810, p. 361–364, 19 jan. 2007.

<https://doi.org/10.1126/science.1134853>.

PEI, G.; LIU, J.; PENG, B.; GAO, D.; WANG, C.; DAI, W.; JIANG, P.; BAI, E. Nitrogen, lignin, C/N as important regulators of gross nitrogen release and immobilization during litter decomposition in a temperate forest ecosystem. **Forest Ecology and Management**, v. 440, p. 61–69, 15 maio 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.001>.

PIAO, S.; WANG, X.; PARK, T.; CHEN, C.; LIAN, X.; HE, Y.; BJERKE, J. W.; CHEN, A.; CIAIS, P.; TØMMERVIK, H.; NEMANI, R. R.; MYNENI, R. B. Characteristics, drivers and feedbacks of global greening. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 1, n. 1, p. 14–27, jan. 2020. <https://doi.org/10.1038/s43017-019-0001-x>.

QIN, R. Remote sensing and geographical information system as an integrated method of ecological analysis. **E3S Web of Conferences**, v. 553, p. 04008, 2024. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202455304008>.

SCHIMEL, J.; SCHAEFFER, S. M. Microbial control over carbon cycling in soil. **Frontiers in Microbiology**, v. 3, 26 set. 2012. DOI 10.3389/fmicb.2012.00348. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/journals/microbiology/articles/10.3389/fmicb.2012.00348/full>. Acesso em: 18 jul. 2024.

STRICKLAND, M. S.; KEISER, A. D.; BRADFORD, M. A. Climate history shapes contemporary leaf litter decomposition. **Biogeochemistry**, v. 122, n. 2, p. 165–174, 1 fev. 2015. <https://doi.org/10.1007/s10533-014-0065-0>.

SUN, S.; LÜ, Y.; LÜ, D.; WANG, C. Quantifying the Variability of Forest Ecosystem Vulnerability in the Largest Water Tower Region Globally. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 14, p. 7529, jan. 2021. <https://doi.org/10.3390/ijerph18147529>.

TAO, B.; ZHANG, B.; DONG, J.; LIU, C.; CUI, Q. Antagonistic effect of nitrogen additions and warming on litter decomposition in the coastal wetland of the Yellow River Delta, China. **Ecological Engineering**, v. 131, p. 1–8, 1 jun. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.02.024>.

TRESCH, S.; FREY, D.; LE BAYON, R.-C.; ZANETTA, A.; RASCHE, F.; FLIESSBACH, A.; MORETTI, M. Litter decomposition driven by soil fauna, plant diversity and soil management in urban gardens. **Science of The Total Environment**, v. 658, p. 1614–1629, 25 mar. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.235>.

TU, L. H.; HA, P. T.; TRAM, V. N. Q.; THUY, N. N.; PHUONG, D. N. D.; NHAT, T. T.; LOI, N. K. GIS Application in Environmental Management: A Review. **VNU Journal of Science: Earth and Environmental Sciences**, v. 39, n. 2, 21 jun. 2023. DOI 10.25073/2588-1094/vnuees.4957. Disponível em: <https://js.vnu.edu.vn/EES/article/view/4957>. Acesso em: 8 nov. 2024.

VAN WESEMAEL, B.; CHARTIN, C.; WIESMEIER, M.; VON LÜTZOW, M.; HOBLEY, E.; CARNOL, M.; KRÜGER, I.; CAMPION, M.; ROISIN, C.; HENNART, S.; KÖGEL-KNABNER, I. An indicator for organic matter dynamics in temperate agricultural soils. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 274, p. 62–75, 15 mar. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.01.005>.

WALTER, J.; HEIN, R.; BEIERKUHNLEIN, C.; HAMMERL, V.; JENTSCH, A.; SCHÄDLER, M.; SCHUERINGS, J.; KREYLING, J. Combined effects of multifactor climate change and land-use on decomposition in temperate grassland. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 60, p. 10–18, 1 maio 2013. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.01.018>.

WU, C.; LI, Y.; QI, L. Assessing the Impact of Green Transformation on Ecological Well-Being Performance: A Case Study of 78 Cities in Western China. | *International Journal of Environmental Research ;amp; Public Health* | EBSCOhost. 15 set. 2022. DOI 10.3390/ijerph191811200. Disponível em: <https://openurl.ebsco.com/contentitem/doi:10.3390%2Fijerph191811200?sid=ebsco:plink:crawler;id=ebsco:doi:10.3390%2Fijerph191811200>. Acesso em: 18 jul. 2024.

XIAO, T.; RAN, F.; LI, Z.; WANG, S.; NIE, X.; LIU, Y.; YANG, C.; TAN, M.; FENG, S. Sediment organic carbon dynamics response to land use change in diverse watershed anthropogenic activities. **Environment International**, v. 172, p. 107788, 1 fev. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107788>.

YIN, R.; EISENHAUER, N.; AUGÉ, H.; PURAHONG, W.; SCHMIDT, A.; SCHÄDLER, M. Additive effects of experimental climate change and land use on faunal contribution to litter decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 131, p. 141–148, 1 abr. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.01.009>.

ZHAO, H.; HUANG, G.; MA, J.; LI, Y.; TANG, L. Decomposition of aboveground and root litter for three desert herbs: mass loss and dynamics of mineral nutrients. **Biology and Fertility of Soils**, v. 50, n. 5, p. 745–753, 1 jul. 2014. <https://doi.org/10.1007/s00374-013-0892-5>.

ZHU, X.; JIANG, X.; KUMAR SINGH, A.; ZENG, H.; CHEN, C.; LU, E.; LIU, W. Reduced litterfall and decomposition alters nutrient cycling following conversion of tropical natural forests to rubber plantations. **Ecological Indicators**, v. 138, p. 108819, 1 maio 2022. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108819>.

ZIMMER, M. Detritus☆. In: FATH, B. (org.). **Encyclopedia of Ecology (Second Edition)**. Oxford: Elsevier, 2019. p. 292–301. DOI 10.1016/B978-0-12-409548-9.10918-2. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780124095489109182>. Acesso em: 11 set. 2023.

## **CAPÍTULO I**

---

**USO DE PARÂMETROS FISIOGRAFICOS COMO FERRAMENTA DE  
GESTÃO AMBIENTAL NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DE SANTO ANTÃO  
(PE).**

## RESUMO

A qualidade ambiental é uma preocupação crescente em áreas urbanas e rurais, especialmente em regiões como a Zona da Mata de Pernambuco. Este estudo visa analisar a qualidade ambiental no município de Vitória de Santo Antão - PE, focando no uso e ocupação do solo, carbono orgânico do solo (COS), índices de vegetação (NDVI), risco de inundação, erosividade e relevo. Utilizando técnicas analíticas e geoespaciais, incluindo análise de imagens de satélite e mapeamento temático, foram identificadas mudanças significativas na paisagem ao longo das últimas décadas. Os resultados revelam uma redução acentuada nos estoques de carbono do solo devido à expansão agrícola e urbanização, afetando a fertilidade do solo e contribuindo para as mudanças climáticas. A análise do uso e ocupação do solo mostra um aumento na conversão de áreas florestais para usos agrícolas e urbanos, resultando em fragmentação de habitats e perda de biodiversidade. Os índices de vegetação (NDVI) confirmam essa degradação, mostrando uma redução significativa na cobertura vegetal saudável. Além disso, áreas consideráveis de Vitória de Santo Antão foram identificadas como altamente vulneráveis a inundações e enxurradas, exacerbadas pela urbanização e impermeabilização do solo. A erosividade do solo é outra preocupação, com o relevo acidentado e a falta de cobertura vegetal adequada contribuindo para processos erosivos que comprometem a qualidade do solo e a infraestrutura local. Conclui-se que a qualidade ambiental em Vitória de Santo Antão está gravemente comprometida, exigindo intervenções urgentes, como práticas agrícolas sustentáveis, reflorestamento e políticas públicas focadas na preservação ambiental e no planejamento urbano sustentável.

**Palavras-chave:** qualidade ambiental; uso e ocupação do solo; planejamento urbano.

## ABSTRACT

This study presents a comprehensive analysis of environmental quality in Vitória de Santo Antão, - PE, addressing land use and land cover, soil organic carbon (SOC), vegetation indices (NDVI), flood risk, erodibility, and topography. Understanding these elements is essential for promoting sustainable environmental management in the region. Employing a range of analytical and geospatial techniques, including satellite image analysis and thematic mapping, the study reveals significant landscape changes over recent decades. The results highlight a sharp decline in soil carbon stocks, particularly from 1990 to 2000, attributed to unchecked agricultural expansion and urbanization. This carbon loss not only impacts soil fertility but also exacerbates climate change by reducing carbon sequestration capacity. Analysis of land use and land cover demonstrates increased conversion of forested areas to agricultural and urban uses, leading to habitat fragmentation and biodiversity loss. Vegetation indices (NDVI) corroborate this degradation, showing a notable reduction in healthy vegetation cover crucial for ecological stability and disaster mitigation. In terms of environmental risks, the study identifies substantial areas in Vitória de Santo Antão highly vulnerable to flooding and flash floods, worsened by urbanization and soil sealing. Soil erodibility is another concern, with rugged terrain and inadequate vegetation cover contributing to erosive processes that compromise soil quality and local infrastructure. Based on these findings, the study concludes that environmental quality in Vitória de Santo Antão is severely compromised. Continued soil degradation, decreased vegetation cover, flood risks, and erosive processes necessitate urgent interventions. Recommendations include implementing sustainable agricultural practices, reforestation, and public policies focused on environmental preservation and sustainable urban planning. This study provides a detailed and integrated view of the municipality's environmental situation, offering insights for developing management strategies that promote environmental conservation, ecosystem resilience, and local population well-being. By integrating data on land use, soil quality, vegetation, and environmental risks, the study contributes to a more holistic understanding of challenges and opportunities for sustainability in Vitória de Santo Antão, PE.

**Keywords:** environmental quality; land use and land cover; urban planning.

## 1 INTRODUÇÃO

O ser humano distingue-se dos demais seres vivos por produzir e utilizar tecnologias, transformando o meio ambiente e sendo transformado por ele. Nas últimas décadas, ocorreu um expressivo aumento na conversão de áreas com vegetação nativa para outros usos da terra (Ota *et al.*, 2024). Dessa forma, o estudo dos parâmetros fisiográficos de um município é fundamental para a compreensão das suas dinâmicas ambientais e socioeconômicas. A análise fisiográfica compreende um conjunto de métodos que descrevem os aspectos geométricos e composicionais dos sistemas ambientais, evidenciando a interação entre elementos como geomorfologia, pedologia, vegetação e rede de drenagem. (Vigolo *et al.*, 2019).

A região da Zona da Mata de Pernambuco é um exemplo claro de como a interação entre atividades humanas e processos naturais molda a paisagem e influencia a qualidade ambiental. O estudo do uso e ocupação do solo desempenha um papel fundamental na compreensão da dinâmica dos ecossistemas terrestres, especialmente em regiões como a Zona da Mata de Pernambuco, onde a interação entre atividades humanas e processos naturais é significativa (Lorena *et al.*, 2018).

O uso de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) tem se consolidado como uma ferramenta indispensável para estudos ambientais, permitindo a análise espacial detalhada de variáveis ambientais e antrópicas (Ali *et al.*, 2024). No contexto de estudos fisiográficos, o SIG possibilita a representação e o cruzamento de informações sobre relevo, hidrografia, vegetação e uso da terra, promovendo uma compreensão mais precisa das dinâmicas ambientais locais e regionais, essencial para o planejamento e a gestão de recursos naturais.

A expansão agrícola, o desmatamento e a urbanização são alguns dos principais fatores que influenciam a estrutura e a função dos ecossistemas terrestres, afetando não apenas a biodiversidade, mas também a qualidade do solo e a disponibilidade de nutrientes. Estudos como o de Alves (2023) têm evidenciado as mudanças drásticas na paisagem e na composição da vegetação em resposta às atividades antrópicas, destacando a importância de uma abordagem integrada para o manejo sustentável dessas áreas.

De acordo com Lorena *et al.* (2018), o entendimento da paisagem e das mudanças no uso do solo na Zona da Mata de Pernambuco é fundamental para compreender os impactos das atividades humanas no ambiente natural. Conforme observado por Machado; Garrafa (2020), a expansão agrícola e a urbanização têm sido os principais impulsionadores das transformações na paisagem, resultando na fragmentação dos ecossistemas. A análise detalhada das áreas desmatadas e das áreas de cultivo agrícola pode fornecer insights importantes sobre os padrões

de ocupação do solo e suas consequências para a biodiversidade e os processos ecossistêmicos na região.

Segundo Braga (2012), o relevo do município de Vitória de Santo Antão - PE, apresenta alternância de planícies e morros, gera variações microclimáticas significativas, enquanto a hidrografia local, com diversos rios e riachos, configura as paisagens e garante recursos hídricos. Compreender esses parâmetros fisiográficos é essencial para o planejamento urbano e rural, bem como para a formulação de políticas públicas de sustentabilidade e conservação ambiental.

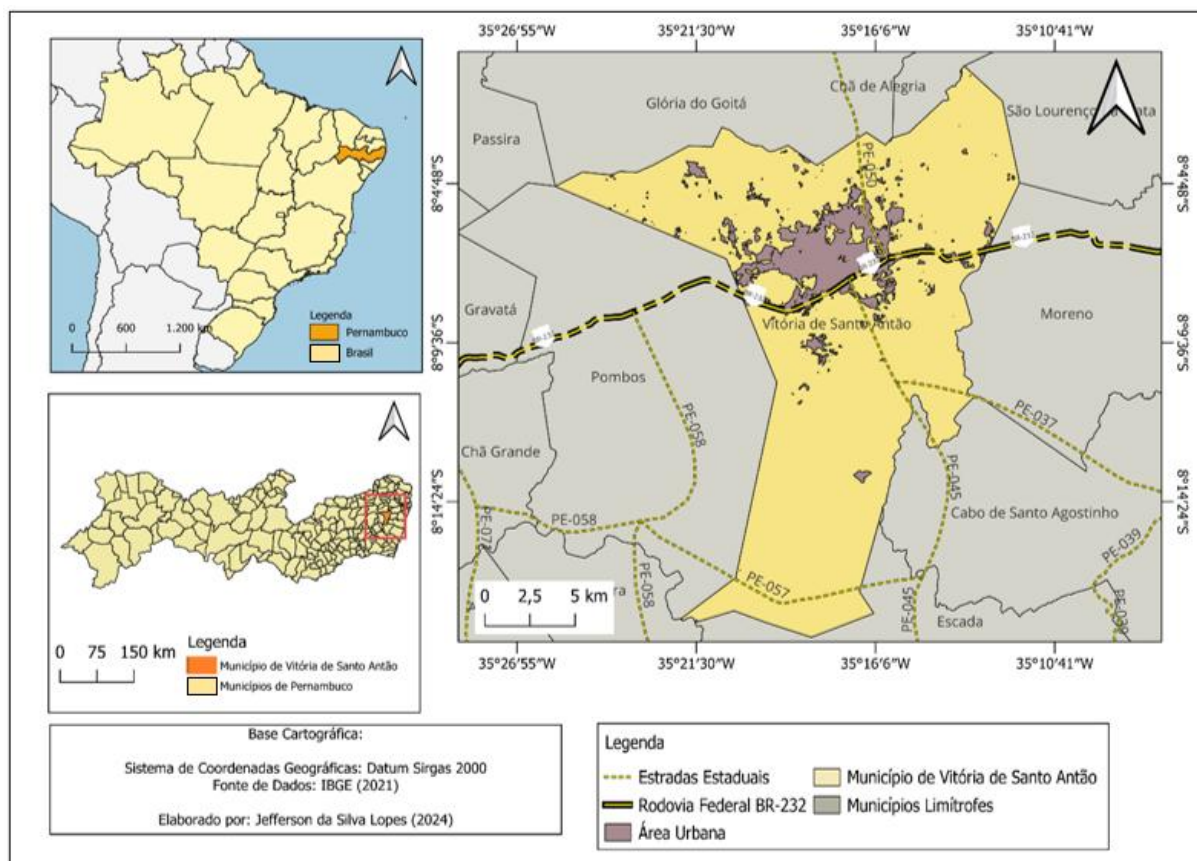
A compreensão dos aspectos fisiográficos é essencial não apenas para o planejamento urbano e rural, mas também para a formulação de políticas públicas voltadas à sustentabilidade e à conservação ambiental. Neste contexto, este estudo se propõe a utilizar parâmetros fisiográficos como ferramenta de gestão ambiental do município de Vitória de Santo Antão e desse modo, proporcionar uma visão abrangente sobre as questões ambientais e o desenvolvimento sustentável da região. Especificamente, este estudo visa caracterizar o uso e ocupação do solo, avaliar a qualidade ambiental do município, identificar áreas de risco e vulnerabilidade ambiental, e fornecer subsídios para o planejamento urbano e ambiental com base nas análises dos componentes solo, clima, vegetação, hidrografia e relevo.

## **2 MATERIAIS E MÉTODOS**

### **2.1 Caracterização da área de estudo**

O estudo foi realizado no município de Vitória de Santo Antão, na Zona da Mata Sul de - PE, conhecido por sua diversidade geográfica e importância econômica. O município é delimitado por Glória do Goitá e Chã de Alegria ao norte, Primavera e Escada ao sul, Moreno, Cabo de Santo Agostinho e São Lourenço da Mata a leste, e Pombos a oeste (CPRM, 2005). (Figura 1).

A escolha de Vitória de Santo Antão deve-se à sua representatividade em uso e ocupação do solo e variações ambientais e geológicas, tornando-o ideal para estudos sobre processos naturais e impactos antrópicos. A área de estudo abrange desde áreas urbanas até florestas e zonas agrícolas, permitindo uma análise detalhada das dinâmicas de uso do solo e suas implicações ambientais. (CPRM, 2005).



**Figura. 1** - Mapa de localização geográfica do município Vitória de Santo Antão – PE.

Fonte: Autor (2024).

O município, localizado na Mesorregião da Mata Pernambucana, apresenta características geográficas, geológicas e hidrológicas que exercem influência direta sobre o uso e a ocupação do solo, bem como sobre a qualidade de vida de seus habitantes devido ao seu acelerado crescimento econômico. Os solos de Vitória de Santo Antão são predominantemente argilosos, com alta fertilidade natural, o que favorece atividades agrícolas, como o cultivo da cana-de-açúcar e outras culturas de importância regional (Santos, 2020). O clima da região é tropical, com uma estação chuvosa bem definida, e a vegetação predominante é a Mata Atlântica, que, apesar de sofrer com a pressão antropogênica, ainda abriga uma diversidade significativa de espécies (CPRM, 2005).

## 2.2 Caracterização Climática

Para definir os meses úmidos e secos, conforme proposto por Gregory (1979), calculou-se a média aritmética, mediana, amplitude e desvio padrão dos dados de precipitação no período de 1952 a 2022. Meses com precipitação abaixo da mediana foram classificados como secos, e aqueles com precipitação igual ou maior que a mediana foi classificada como úmidos.

### 2.3 Parâmetros fisiográficos

Para alcançar os objetivos do estudo, foram realizadas análises de dados de satélite Landsat, com sensor TM de sete bandas espectrais e resolução espacial de 30 metros, processadas na plataforma Google Earth Engine, no âmbito do Projeto MapBiomias (Souza et al., 2020). Foram utilizados Sistemas de Informações Geográficas (SIG) para analisar variáveis geográficas, como relevo, declividade, suscetibilidade a deslizamentos, risco de inundação e enxurrada, erosividade, uso e ocupação do solo e o nível de impacto antrópico na vegetação.

As imagens de satélite de alta resolução foram processadas para identificar e classificar elementos da paisagem, como cobertura vegetal, áreas urbanas e corpos d'água. Softwares como QGIS (versão 3.34.12) e Excel (2021) foram utilizados na coleta e tratamento dos dados, sendo o QGIS essencial para manipulação cartográfica e análise espacial. Para a elaboração dos mapas, foram obtidos dados geoespaciais no portal RIGEO - Serviço Geológico do Brasil (BRASIL, 2014).

Os arquivos shapefiles foram adquiridos em formato vetorial e importados para o QGIS, onde foram aplicadas técnicas de edição e simbologia para destacar as diferentes classes de relevo. As camadas foram ajustadas conforme as necessidades do estudo e integradas a outros dados, como imagens de satélite e índices de vegetação, visando a enriquecer a análise espacial do município de Vitória de Santo Antão, PE.

Para calcular a porcentagem de área correspondente a diferentes classes de uso e ocupação do solo, foi utilizada a ferramenta V.report, disponível no QGIS por meio do plugin GRASS GIS. Essa ferramenta permitiu gerar estatísticas precisas de área para cada classe mapeada, possibilitando a análise quantitativa da distribuição espacial de características como cobertura vegetal, áreas urbanas e corpos d'água. Os resultados obtidos com o V.report foram integrados aos dados espaciais para fornecer uma visão detalhada da ocupação do território do município.

### 2.4 Fator de Erosividade

As informações referentes a precipitação pluviométrica foram obtidas na base de dados da Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC), que dispõe de estações situadas no município de Vitória de Santo Antão. As chuvas compreenderam os anos 1980 a 2022 (43 anos). Para determinação da erosividade considerou-se a equação proposta por Wischmeier; Smith, (1978), posteriormente os dados foram processados no software Excel (2021) através de planilhas de cálculo.

$$R = \Sigma EI30 = 67,355 * \left(\frac{r^2}{p}\right)^{0,85} \quad \text{Eq. (1)}$$

Onde, R é a erosividade das chuvas (MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>); EI30 é a média mensal do índice de erosividade das chuvas, em MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>; r a precipitação pluviométrica média mensal (mm) e; P a precipitação pluviométrica média anual (mm).

Os dados foram processados no software Excel 2021 através de planilhas de cálculo.

**Tabela. 1** - Classe para interpretação do índice de erosividade anual.

| Erosividade (MJ mm ha <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> ) | Classes de Erosividade |
|-------------------------------------------------------------------------|------------------------|
| R < 2452                                                                | Fraca                  |
| 2452 < R < 4905                                                         | Moderada               |
| 4905 < R < 7357                                                         | Moderada a forte       |
| 7357 < R < 9810                                                         | Forte                  |
| R > 9810                                                                | Muito forte            |

Fonte: Carvalho (2008).

## 2.5 Cálculo do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)

O NDVI foi calculado utilizando a fórmula:

$$NDVI = \frac{(NIR - Red)}{(NIR + Red)} \quad \text{Eq. (2)}$$

Onde NIR representa a refletância na banda do infravermelho próximo e Red representa a refletância na banda vermelha.

Além do NDVI, realizou-se elaboração do mapa com o Modelo Digital de Elevação (MDE) para mapear a topografia da região.

## 2.6 Caracterização do uso e ocupação do solo

Para caracterizar o uso e ocupação do solo, utilizou-se dados do MapBiomias dos anos de 1990, 2000 e 2022, georreferenciados na projeção SIRGAS 2000 / UTM zone 25S. As categorias de uso do solo do MapBiomias (Souza *et al.*, 2020), foram mantidas e utilizou-se o QGIS para visualização e manipulação dos mapas. A análise incluiu sobreposição dos mapas para identificar mudanças no uso do solo, como desmatamento, expansão agrícola e urbanização. Calculou-se índices de desmatamento, expansão agrícola e urbanização para os períodos de 1990- 2000-2022, gerando mapas temáticos das mudanças significativas.

## 2.7 Estoque de Carbono

Os dados de carbono orgânico do solo (COS) utilizados neste estudo foram obtidos da plataforma MapBiomass, especificamente da versão beta dos mapas anuais de COS no Brasil, cobrindo o período de 1990 a 2022. Esses dados apresentam uma resolução espacial de 30 metros e foram calculados para a camada superficial do solo, até 30 cm de profundidade, expressos em toneladas por hectare ( $t\ ha^{-1}$ ). Através desses mapas, foi possível acessar informações detalhadas sobre o estoque de COS ao longo do tempo, facilitando a análise das mudanças nos estoques de carbono e sua distribuição espacial.

## 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 3.1 Aspectos Socioeconômicos

De acordo com o Censo Demográfico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em 2022, Vitória de Santo Antão tem 134.084 habitantes e uma densidade de 398,38 hab/km<sup>2</sup>, ocupando o 10º lugar estadual e 222º nacional em população e o 12º lugar estadual e 212º nacional em densidade com projeção para 2024 de 143.799 habitantes. O PIB per capita em 2021 era R\$ 32.423,08, na 10ª posição estadual e 1947ª nacional. Em 2023, receitas foram R\$ 554.802.825,68 e despesas R\$ 556.487.269,90, classificando o município em 10º lugar estadual e 301ª e 284ª posição nacional, respectivamente (IBGE, 2023).

Os principais setores econômicos são Indústria de Transformação, Comércio, Serviços, Administração Pública, Extrativa Mineral, Agropecuária, Extração Vegetal, Caça e Pesca, Serviços Industriais de Utilidade Pública e Construção Civil. O IDH-M é 0,663, colocando o município em 41º lugar no estado e 3558º no país. O Índice de Exclusão Social é 0,377, na 34ª posição estadual e 3522ª nacional. Em infraestrutura, 63,3% dos domicílios têm esgotamento sanitário adequado, 44,2% estão em áreas arborizadas, e 8,8% têm urbanização adequada. A área do município é de 336,573 km<sup>2</sup>, ocupando o 74º lugar estadual e 3186º nacional. Em 2010, 10.520 pessoas estavam expostas ao risco ambiental (IBGE, 2023).

Os indicadores de Vitória de Santo Antão refletem tanto avanços quanto desafios para o desenvolvimento local. O crescimento populacional e a densidade elevada (398,38 hab/km<sup>2</sup>) aumentam a pressão sobre o uso do solo e a infraestrutura, evidenciada pela baixa cobertura de urbanização adequada (8,8%) e esgotamento sanitário (63,3%). A localização geográfica e os parâmetros fisiográficos, como o relevo acidentado e as áreas sujeitas a inundações e deslizamentos, dificultam a expansão urbana planejada e agravam problemas como a exclusão social (Índice de 0,377). Dessa forma, existe uma relação direta entre as limitações naturais do

território e os desafios socioeconômicos do município, destacando a importância de políticas de manejo e desenvolvimento urbano que considerem essas condições.

3.2 Caracterização climática

O clima de Vitória de Santo Antão, em - PE, é classificado como "As" segundo a classificação climática de Köppen. Esta classificação corresponde a um clima tropical com estação seca no verão. Caracteriza-se por altas temperaturas durante todo o ano, com uma estação seca bem definida, geralmente no verão, e uma estação chuvosa predominante entre os meses de abril e agosto. (CPRM, 2005).

Com base nos valores de precipitação mensais (1952-2022), os meses foram classificados como secos (quando a precipitação foi menor que a mediana da série) ou úmidos (quando igual ou maior que a mediana da série).

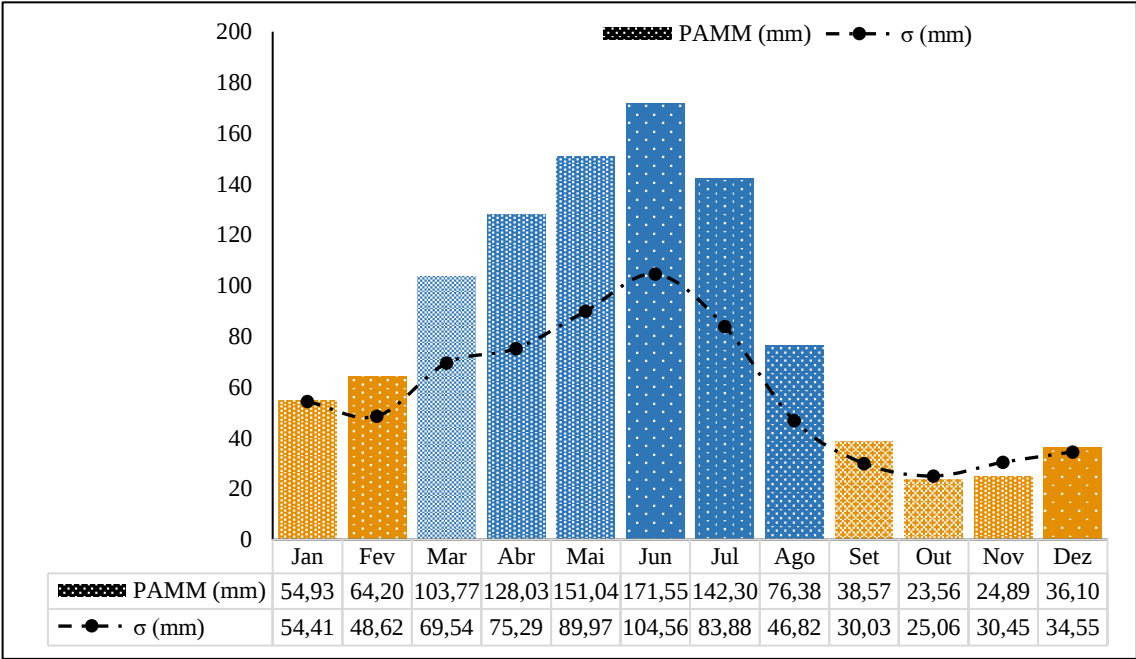
Essas categorias foram então empregadas na elaboração de uma tabela de contingência que categoriza os meses do ano em Vitória de Santo Antão - PE (conforme Tabela 2). Para realizar a caracterização dos meses como úmidos e secos, conforme os métodos propostos por Gregory (1979), foram analisados os dados de precipitação. Utilizou-se medidas de tendência central, como média aritmética e mediana, e medidas de dispersão, como amplitude e desvio padrão, em uma análise descritiva.

**Tabela. 2** - Tabela de contingência da classificação dos meses do ano quanto a serem secos ou chuvosos do município de Vitória de Santo Antão - PE.

| Períodos | Jan | Fev | Mar | Abr | Mai | Jun | Jul | Ago | Set | Out | Nov | Dez |
|----------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Úmido    | 25  | 35  | 46  | 54  | 64  | 64  | 63  | 37  | 16  | 5   | 5   | 15  |
| Seco     | 46  | 36  | 25  | 17  | 7   | 7   | 8   | 34  | 55  | 66  | 66  | 56  |

Fonte: Autor (2024).

O resultado completo do procedimento para a caracterização das estações chuvosa e seca pode ser observado na Figura 2.



**Figura. 2** - Gráfico da Precipitação Acumulada Média Mensal - PAMM, colunas de cor azul e laranja indicam os períodos chuvoso e seco, respectivamente. Pontos interligados por linha tracejada indicam o Desvio Padrão.

Fonte: Autor (2024).

Com base nos dados apresentados anteriormente em Vitória de Santo Antão, pode-se observar que a frequência de meses chuvosos ocorre no período de março a agosto, enquanto os meses secos compreendem o período de setembro a fevereiro. Observa-se que o período chuvoso se estende de abril a agosto, com picos de precipitação em maio (151,04 mm), junho (171,55 mm) e julho (140,65 mm). Por outro lado, o período seco abrange os meses de janeiro, fevereiro, setembro, outubro, novembro e dezembro, sendo os meses de setembro (38,57 mm) e outubro (23,56 mm) aqueles com as menores médias de precipitação.

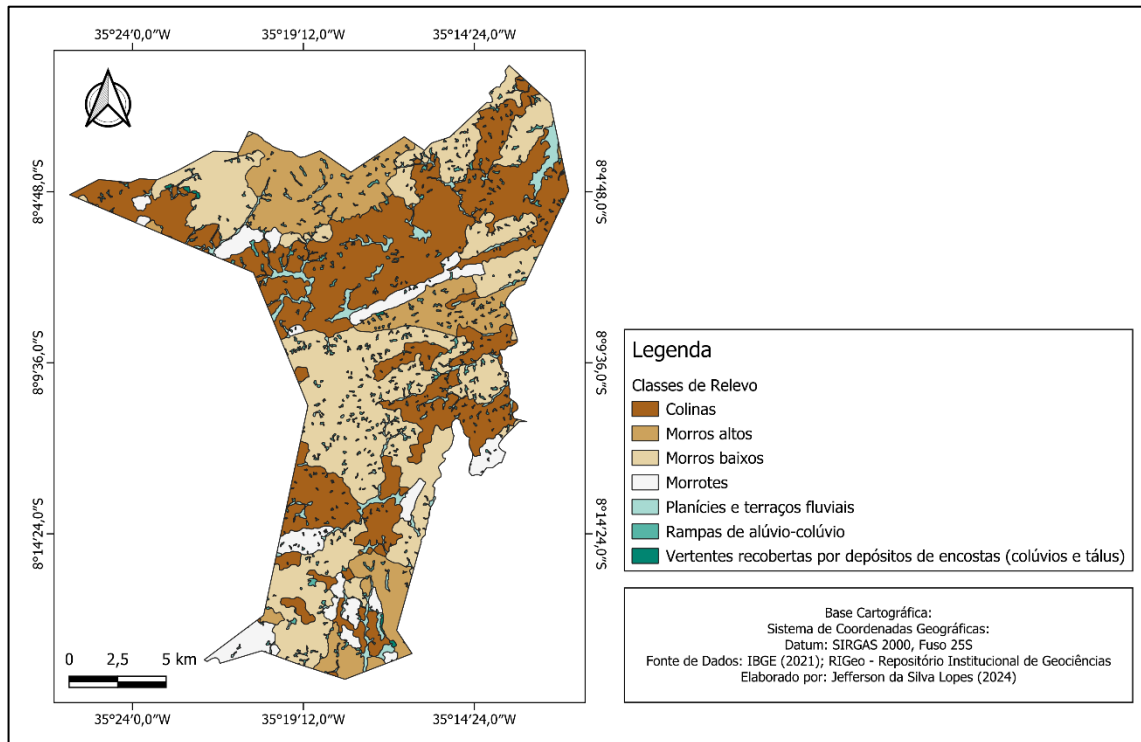
Observa-se que o desvio padrão é maior nos meses com maior precipitação, como junho (104,55 mm), indicando uma maior variabilidade nas chuvas durante esses períodos. Em contraste, a menor variabilidade ocorre em janeiro (54,41 mm), sugerindo que a precipitação neste mês tende a ser mais consistente ano após ano. Como também a alta variabilidade em certos meses, como junho, indica a necessidade de monitoramento constante e medidas de adaptação para enfrentar anos atípicos em termos de precipitação.

Estes resultados diferenciam claramente os períodos chuvosos e secos na região, com maior concentração de chuvas entre abril e agosto. Essas análises são essenciais para entender

os padrões climáticos locais e auxiliar em decisões informadas sobre a gestão ambiental e agrícola na região de Vitória de Santo Antão, PE.

### 3.3 Relevo

O relevo de Vitória de Santo Antão é caracterizado por movimentação e irregularidade, com um aspecto predominantemente ondulado e montanhoso. As inclinações são mais acentuadas a oeste, enquanto o centro urbano apresenta elevadas altitudes (Figura 3).



**Figura. 3** - Mapa de Relevo de Vitória de Santo Antão – PE.

Fonte: Autor (2024).

Bairros como Livramento, Bela Vista, Alto José Leal e Nossa Senhora do Amparo destacam-se nessa área (Braga, 2001). Essas áreas elevadas oferecem vistas panorâmicas e influenciam o microclima local, resultando em temperaturas ligeiramente mais amenas e maior ventilação.

A topografia acidentada e a variabilidade altimétrica de Vitória de Santo Antão criam uma diversidade de micro-habitats e afetam o uso da terra (Hofer *et al.*, 2008; Gerstner *et al.*, 2024). Áreas inclinadas são propensas a processos erosivos, exigindo práticas de manejo do solo mais intensivas para prevenir a degradação ambiental. Já as áreas elevadas e planas são mais adequadas para construção urbana e atividades agrícolas específicas.

A morfologia da região é resultado de longos processos tectônicos e erosivos, combinados com fatores climáticos, que moldaram o terreno ao longo de milhões de anos,

influenciando a ocupação humana e o desenvolvimento urbano (Braga, 2001). Conhecer o relevo é crucial para o planejamento urbano e rural, ajudando na conservação do solo, controle de enchentes e planejamento de infraestruturas.

A análise do relevo de Vitória de Santo Antão (Tabela 3), mostra uma diversidade topográfica significativa, com predominância de colinas que cobrem 38,15% da área total (141,05 km²). Esse terreno moderadamente inclinado pode ser utilizado para atividades agrícolas e urbanização.

**Tabela. 3** - Distribuição do Relevo no Município de Vitória de Santo Antão.

| Relevo                                         | km²    | %     |
|------------------------------------------------|--------|-------|
| Colinas                                        | 141,05 | 38,15 |
| Morros altos                                   | 50,50  | 13,66 |
| Morros Baixos                                  | 128,26 | 34,69 |
| Morrotes                                       | 23,03  | 6,23  |
| Planícies e terraços fluviais                  | 15,28  | 4,13  |
| Rampas de alúvio-colúvio                       | 10,71  | 2,90  |
| Vertentes recobertas por depósitos de encostas | 0,45   | 0,12  |

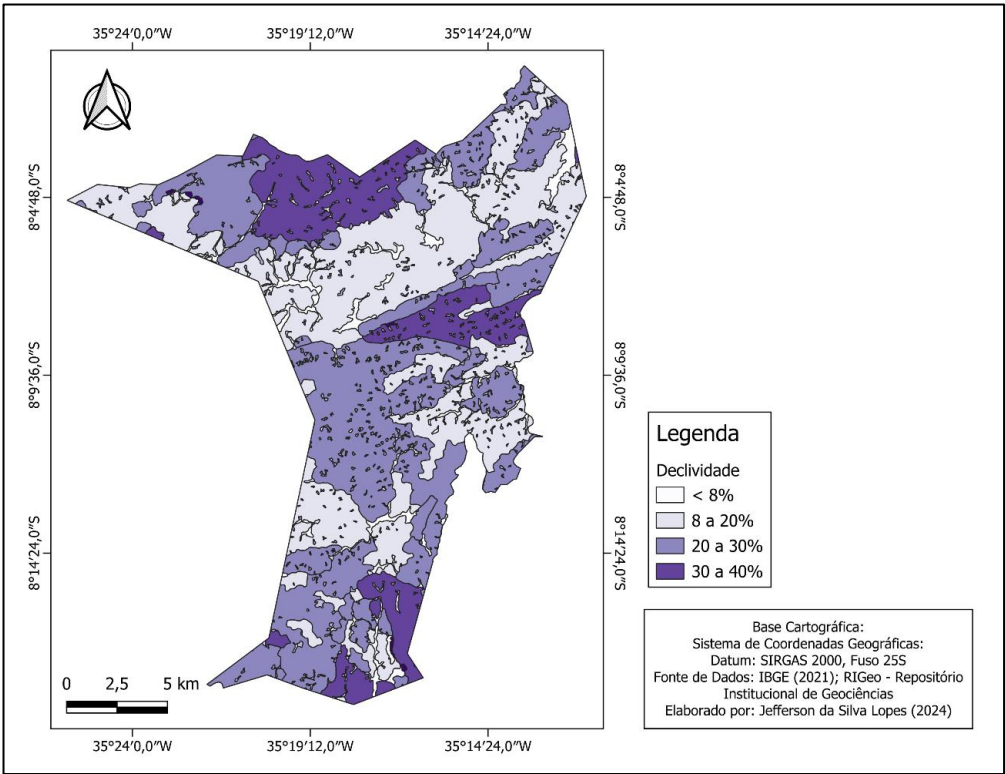
Fonte: Autor (2024).

Vitória de Santo Antão possui um relevo variado que apresenta diferentes desafios e oportunidades para o planejamento. Os morros altos, que cobrem 13,66% do território, são áreas elevadas e propensas a erosão, o que dificulta a construção intensiva. No entanto, são ideais para atividades recreativas e turísticas, oferecendo vistas panorâmicas. Já os morros baixos, que representam 34,69% da área, são ligeiramente menos íngremes e adequados para agricultura e urbanização, mas exigem cuidados específicos para prevenir erosão.

As planícies e terraços fluviais, que ocupam 4,13% da área, são zonas planas e bem drenadas, perfeitas para agricultura intensiva. Rampas de alúvio-colúvio (2,90%) e vertentes instáveis (0,12%) necessitam de manejo cuidadoso para evitar deslizamentos e erosão. Segundo Yu *et al.*, (2021), a variabilidade do relevo demanda estratégias de uso da terra que considerem a conservação do solo e a prevenção de desastres naturais, além de otimizar os benefícios econômicos e ambientais, promovendo um desenvolvimento sustentável e resiliente.

3.4 Declividade

A análise da declividade no município de Vitória de Santo Antão revelou uma variação significativa nas inclinações do terreno, o que tem implicações importantes para o uso da terra, a gestão ambiental e o planejamento urbano e rural. A distribuição da declividade foi categorizada em quatro classes, conforme os dados apresentados na Figura 4 e Tabela 4.



**Figura. 4** - Mapa de Declividade do Município de Vitória de Santo Antão – PE.

Fonte: Autor (2024).

A menor faixa de declividade, com inclinações inferiores a 8%, cobre 15,28 km², correspondendo a 4,13% da área total do município. Essas áreas são predominantemente planas e são as mais adequadas para a agricultura mecanizada e a construção urbana, devido à facilidade de manejo e à menor suscetibilidade à erosão (Tabela 4).

**Tabela. 4** - Distribuição da Declividade no Município de Vitória de Santo Antão – PE.

| Declividade | km²    | %     |
|-------------|--------|-------|
| < 8%        | 15,28  | 4,13  |
| 8 a 20%     | 151,76 | 41,05 |
| 20 a 30%    | 151,28 | 40,92 |
| 30 a 40%    | 51,41  | 13,90 |

Fonte: Autor (2024).

Além disso, essas regiões são preferíveis para a implantação de infraestruturas, como rodovias e edificações, uma vez que exigem menos terraplanagem e outras intervenções de engenharia. A faixa de declividade entre 8% e 20% abrange a maior parte do município, totalizando 151,76 km<sup>2</sup>, ou 41,05% da área total. Essas áreas possuem um relevo moderadamente inclinado, que ainda permite a realização de atividades agrícolas, embora com algumas limitações. Técnicas de conservação do solo, como terraceamento e cultivo em contorno, são essenciais para prevenir a erosão e manter a produtividade agrícola. No contexto urbano, essas áreas podem ser desenvolvidas, mas requerem projetos de construção que considerem o controle da erosão e a estabilidade das encostas.

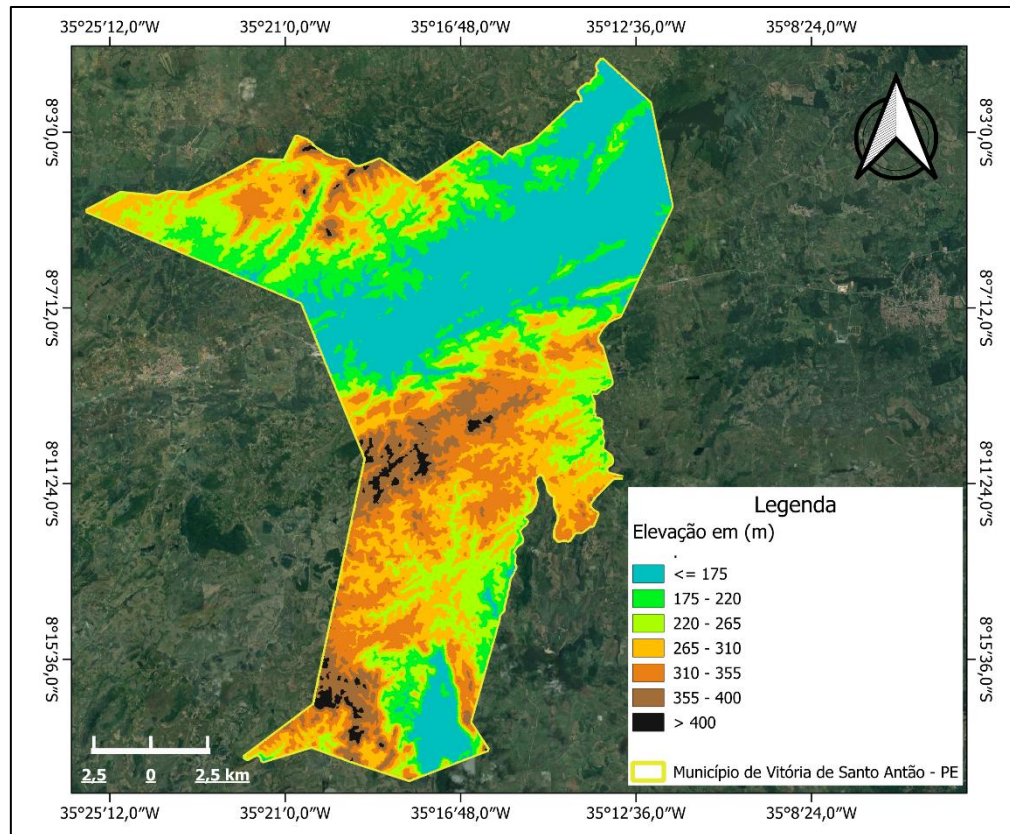
A segunda maior faixa de declividade, compreendendo inclinações entre 20% e 30%, cobre 151,28 km<sup>2</sup>, correspondendo a 40,92% da área total. Essas áreas são caracterizadas por inclinações acentuadas, onde o risco de erosão é significativamente maior. O uso agrícola nessas áreas é mais desafiador e requer a implementação rigorosa de práticas de manejo sustentável do solo. O plantio direto e a cobertura permanente do solo são técnicas recomendadas para minimizar a erosão. No âmbito urbano, a construção em áreas com essa declividade deve ser abordada com cautela, adotando medidas de engenharia para garantir a estabilidade estrutural e a segurança das edificações.

Por fim, as áreas com declividades entre 30% e 40% ocupam 51,41 km<sup>2</sup>, ou 13,90% do município. Essas regiões são as mais íngremes e, portanto, apresentam os maiores desafios tanto para a agricultura quanto para o desenvolvimento urbano. A vegetação natural deve ser mantida tanto quanto possível para estabilizar o solo e prevenir deslizamentos. A ocupação humana nessas áreas deve ser minimamente incentivada e, quando necessária, rigorosamente planejada e monitorada para evitar desastres naturais. Práticas de engenharia geotécnica, como a construção de muros de contenção e drenagem adequada, são indispensáveis para garantir a segurança.

Os resultados indicam a necessidade de um planejamento territorial detalhado e específico para cada faixa de declividade. As áreas menos inclinadas são prioritárias para atividades que demandam facilidade de acesso e manejo, enquanto as áreas mais inclinadas requerem maior atenção às práticas de conservação ambiental e manejo sustentável. A identificação e a classificação das declividades são fundamentais para a elaboração de políticas públicas eficazes, visando ao desenvolvimento sustentável do município. Além disso, sublinham a importância de integrar o conhecimento geotécnico e ambiental no planejamento urbano, agrícola e de infraestruturas, promovendo um desenvolvimento equilibrado que minimize os riscos ambientais e maximize os benefícios socioeconômicos.

### 3.5 Modelo Digital de Elevação

O Mapa de Elevação Digital do município de Vitória de Santo Antão (Figura 5) revela uma paisagem topograficamente diversa, com variações significativas na elevação que refletem a complexidade geográfica da região.



**Figura. 5** - Mapa de Elevação Digital do Município de Vitória de Santo Antão, PE.  
Fonte: Autor (2024).

Evidenciou-se que as áreas de menor elevação, até 175 metros (destacadas em verde claro), estão predominantemente localizadas nas partes central e norte do município. Essas regiões são ideais para atividades agrícolas intensivas devido à sua topografia mais plana, que facilita a mecanização e o manejo da terra. Estudos semelhantes indicam que áreas com relevo plano tendem a ser mais produtivas para culturas agrícolas, pois permitem o uso eficiente de máquinas agrícolas e minimizam os custos de produção (Malakhov; Borisov, 2020).

À medida que a elevação aumenta para a faixa de 265 a 310 metros (em laranja), observa-se uma transição para terrenos mais elevados, presentes nas regiões sul e sudoeste do município. Essas áreas são mais suscetíveis à erosão e demandam um planejamento cuidadoso para evitar a degradação do solo. De acordo com Durán-Zuazo *et al.* (2019), a agricultura nessas regiões pode ser desafiadora e requer estratégias de manejo sustentável, como terraceamento e

cultivo em contorno, para manter a produtividade. Além disso, a gestão dessas áreas deve considerar práticas conservacionistas para prevenir a erosão e proteger os recursos hídricos, conforme apontado por estudos de Genevois *et al.* (2022).

Nas elevações entre 310 e 355 metros (em marrom claro) e 355 e 400 metros (em marrom escuro), o terreno torna-se mais acidentado, característico de morros altos. Essas áreas, localizadas principalmente na parte sudoeste do município, apresentam desafios significativos tanto para a agricultura quanto para o desenvolvimento urbano. A vegetação natural dessas regiões deve ser preservada ao máximo para estabilizar o solo e evitar deslizamentos. Nunes (2016) destaca a importância da cobertura vegetal na estabilização de encostas e prevenção de desastres naturais.

As áreas de maior elevação, acima de 400 metros (em preto), são as mais restritivas para o uso humano intensivo devido à sua topografia acentuada. Nesses locais, entende-se que a conservação ambiental é essencial, e qualquer atividade de desenvolvimento deve ser rigorosamente planejada e executada para mitigar riscos geotécnicos e preservar a integridade ecológica. Estudos como o de Campagnolo *et al.* (2018), reforçam a importância da manutenção da vegetação nativa em regiões de alta elevação para a prevenção e a mitigação de riscos geotécnicos.

Segundo Cojocariu *et al.* (2022), a análise da elevação do terreno tem implicações diretas na gestão do uso da terra e na sustentabilidade ambiental do município. As áreas de baixa elevação são valiosas para a expansão agrícola e urbana, mas requerem práticas de manejo que previnam a degradação ambiental. A implementação de técnicas de manejo sustentável, como o uso de cobertura vegetal permanente e sistemas agroflorestais, pode ser eficaz na manutenção da fertilidade do solo e na redução da erosão.

Por outro lado, as regiões de alta elevação necessitam de estratégias específicas para a conservação do solo e manutenção da vegetação nativa, crucial para a prevenção de desastres naturais como deslizamentos e erosão. Aponta-se que a proteção das áreas de alta declividade também é importante para a recarga dos aquíferos e a manutenção do fluxo dos rios, um ponto salientado por Sui *et al.*, (2022), que enfatizam a relação entre topografia e recursos hídricos.

A compreensão detalhada do relevo e da elevação do município de Vitória de Santo Antão é fundamental para o planejamento territorial eficiente. Este conhecimento permite a maximização dos usos produtivos da terra enquanto se minimizam os impactos ambientais negativos.

A integração de práticas de manejo sustentável com o planejamento urbano e rural é essencial para promover um desenvolvimento equilibrado e resiliente, assegurando a qualidade

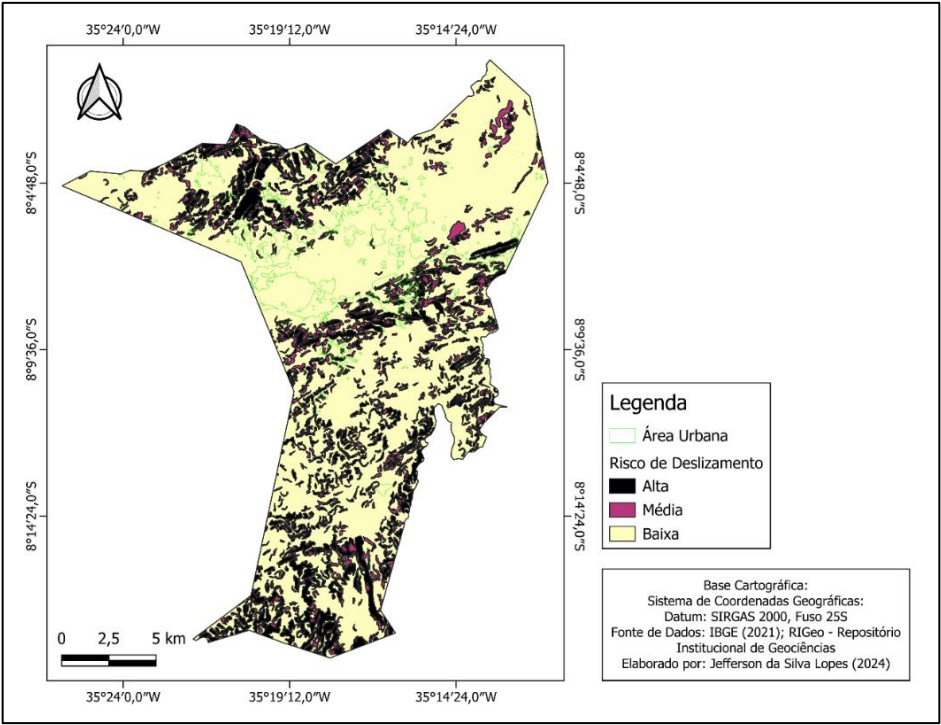
de vida da população local e a preservação dos recursos naturais (Shah *et al.*, 2023). A análise integrada dos dados de elevação e uso da terra fornece uma base sólida para a elaboração de políticas públicas voltadas para o desenvolvimento sustentável, destacando a necessidade de um planejamento cuidadoso que leve em consideração as variabilidades topográficas e suas respectivas vulnerabilidades e potencialidades como relatam Prabowo *et al.*, (2023).

### 3.6 Suscetibilidade a deslizamento

A maior parte do município, 289,05 km<sup>2</sup> ou 78,65%, é classificada como área de risco baixo (em amarelo). Estas áreas são predominantemente planas ou de relevo suave, onde a probabilidade de deslizamentos é significativamente menor. Estas regiões são ideais para o desenvolvimento urbano e agrícola, pois apresentam menores custos associados à implementação de infraestrutura e menor necessidade de intervenções de mitigação de riscos. Zhetchev, (2023) afirma que áreas com baixo risco geotécnico são altamente favoráveis para a expansão urbana planejada, proporcionando segurança e estabilidade para as construções.

Um dos aspectos críticos e reconhecidas como importantes fatores condicionantes para a compreensão está na identificação e análise dos múltiplos fatores que contribuem para a ocorrência de deslizamentos de terra. Entre esses fatores, características derivadas da elevação, como inclinação e aspecto, bem como variáveis como o índice de umidade topográfica e o uso e cobertura da terra como destacam Asadi *et al.*, (2022). Os deslizamentos de terra estão entre os desastres naturais mais comuns, representando uma ameaça significativa à vida e à propriedade, com consequências socioeconômicas amplas. (Moghimi *et al.*, 2024; Barman *et al.*, 2023).

Nesse contexto, a análise de risco de deslizamento no município de Vitória de Santo Antão, conforme ilustrado na Figura 6, revela uma distribuição espacial diversificada de riscos associados a deslizamentos de terra.



**Figura. 6** - Mapa de risco de deslizamento no município de Vitória de Santo Antão, PE.  
Fonte: Autor (2024).

Este mapa, juntamente com a tabela de distribuição de áreas por risco de deslizamento, é essencial para a compreensão dos perigos geotécnicos e para o planejamento urbano e rural na região. O mapa indica que as áreas de risco alto de deslizamento (destacadas em preto) abrangem 47,961 km<sup>2</sup>, o que representa 13,05% do município (Tabela 5).

**Tabela. 5** - Distribuição das Áreas por Risco de Deslizamento.

| Risco de Deslizamento | Área km <sup>2</sup> | %     |
|-----------------------|----------------------|-------|
| Alta                  | 47,961               | 13,05 |
| Média                 | 30,52                | 8,30  |
| Baixa                 | 289,05               | 78,65 |

Fonte: Autor (2024).

Estas áreas estão principalmente localizadas nas regiões de relevo mais acidentado e nas encostas mais inclinadas, como evidenciado pelo modelo digital de elevação discutido anteriormente. De acordo com estudos de Hart (2024), regiões de alto risco demandam intervenções estruturais significativas, como a construção de muros de contenção e sistemas de drenagem avançados, para prevenir deslizamentos e proteger a população local.

As áreas de risco médio (em roxo), cobrindo 30,52 km<sup>2</sup> ou 8,30% do território, também exigem atenção. Embora o risco aqui seja menor em comparação às áreas de risco alto, ainda assim é substancial. A vegetação natural nessas áreas pode atuar como um mitigador natural contra deslizamentos, conforme apontado por Bonomo (2017), que destaca a importância de

práticas de manejo sustentável, incluindo a manutenção de cobertura vegetal adequada para estabilizar o solo e reduzir o risco de escorregamentos.

A identificação das áreas urbanas (em verde claro) no mapa de risco é igualmente importante, pois permite avaliar a vulnerabilidade das áreas residenciais e comerciais existentes. Algumas destas áreas urbanas coincidem com zonas de risco médio e alto, indicando a necessidade de medidas preventivas e de mitigação para proteger a população e a infraestrutura. Intervenções como sistemas de drenagem adequados, reforço das encostas e monitoramento contínuo do solo são essenciais para minimizar os riscos. Zhetchev, (2023) destaca a importância de políticas públicas que incentivem a construção segura e a adaptação das infraestruturas existentes para enfrentar os desafios apresentados pelos riscos geotécnicos.

A compreensão detalhada do risco de deslizamento é vital para o desenvolvimento sustentável de Vitória de Santo Antão. O planejamento urbano deve integrar as informações de risco para orientar a expansão e a ocupação de novas áreas, garantindo que estas sejam seguras e resilientes (Dewitte *et al.*, 2023). Além disso, a comunidade local deve ser engajada em práticas de gestão de riscos, incluindo educação sobre prevenção de deslizamentos e ações de resposta em caso de emergências.

A análise de risco de deslizamento, juntamente com a análise do relevo e da elevação, fornece uma visão abrangente dos desafios e oportunidades para o desenvolvimento na região. A integração destas análises é fundamental para a elaboração de políticas públicas eficazes que promovam um desenvolvimento equilibrado, minimizando os riscos geotécnicos e maximizando a sustentabilidade ambiental e econômica do município (Chaabane *et al.*, 2024).

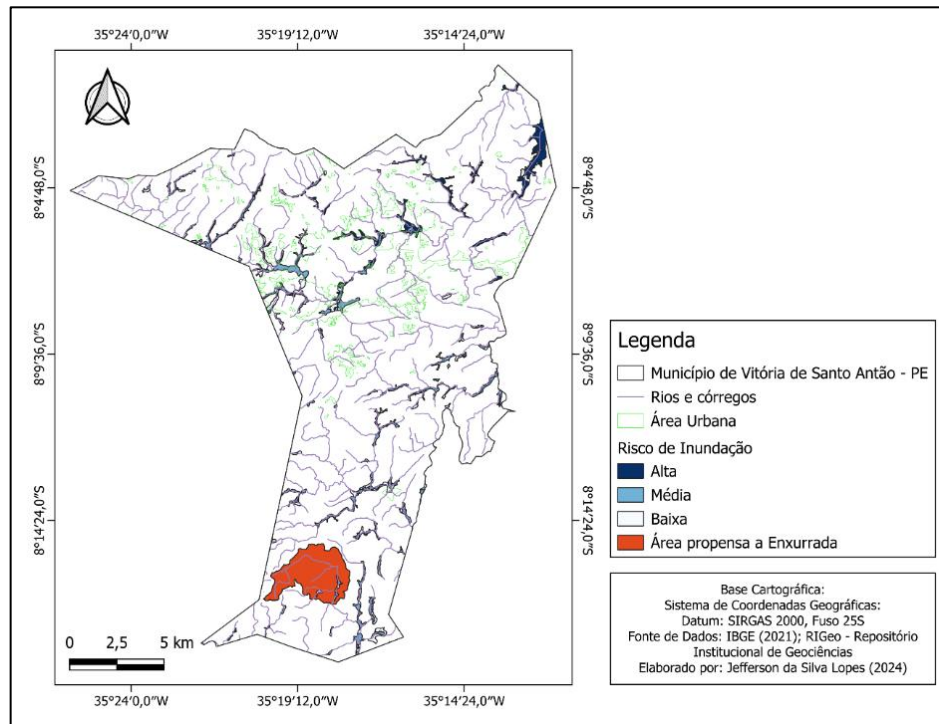
### 3.7 Risco de Inundação e Enxurrada

De acordo com Eckhardt (2008), inundações acontecem quando o excesso de água não é drenado pelo rio e transborda para áreas ribeirinhas, afetando zonas residenciais, industriais, comerciais e vias de circulação. Esses eventos são mais comuns em áreas urbanas devido à ocupação irregular e às atividades humanas que afetam o meio ambiente.

Já as enchentes ocorrem quando o nível de água de um rio supera sua capacidade normal de escoamento durante chuvas intensas, podendo causar inundações. Diante disso, o mapa de risco de inundação e enxurrada (Figura 7) apresenta uma análise detalhada das áreas vulneráveis no município de Vitória de Santo Antão.

Através da avaliação espacial, foram identificadas zonas com diferentes níveis de risco de inundação (alta, média e baixa) e áreas específicas propensas a enxurradas. Os resultados indicam que as áreas de alto risco de inundação estão predominantemente localizadas ao longo

dos principais rios e córregos do município. Essas regiões estão sujeitas a alagamentos frequentes durante períodos de chuvas intensas, devido à proximidade com os corpos d'água e à topografia que facilita o acúmulo de água. As áreas de risco médio e baixo de inundação se espalham por outras partes do território, indicando uma menor, mas ainda presente, susceptibilidade a eventos de inundação.



**Figura. 7** - Mapa de Risco a inundação e enxurrada.

Fonte: Autor (2024).

Além disso, a análise destaca uma área significativa no sudoeste do município que é especialmente propensa a enxurradas. Essa área, representada em vermelho no mapa, sugere um risco elevado de enxurradas rápidas e intensas que podem causar danos substanciais à infraestrutura e à segurança da população. A topografia e o uso do solo nessa região, possivelmente caracterizados por superfícies impermeáveis e práticas de manejo inadequadas, contribuem para a alta vulnerabilidade a enxurradas.

A identificação e mapeamento desses riscos são cruciais para a gestão municipal, pois fornecem informações essenciais para o desenvolvimento de estratégias de mitigação e adaptação. Medidas de engenharia, como a construção de sistemas de drenagem eficientes e a implementação de bacias de retenção, podem ser adotadas nas áreas de alto risco de inundação para reduzir a frequência e a severidade dos alagamentos. Além disso, a revegetação e a criação de zonas de infiltração podem ajudar a absorver o excesso de água e diminuir o escoamento superficial, especialmente nas áreas urbanas.

Para as áreas propensas a enxurradas, é essencial considerar a adoção de práticas de manejo sustentável do solo, que incluam a conservação de vegetação nativa e a implementação de técnicas de agricultura sustentável. Essas medidas podem ajudar a estabilizar o solo e a reduzir a velocidade do escoamento da água, mitigando os impactos das enxurradas.

A análise detalhada do mapa de risco de inundação e enxurrada de Vitória de Santo Antão revela informações cruciais para o manejo de desastres naturais e o planejamento urbano sustentável. Conforme observado em um estudo por Silva; Barbosa (2019), a identificação precisa das áreas vulneráveis é o primeiro passo essencial para a implementação de estratégias eficazes de mitigação. No caso específico deste município, as áreas de alto risco estão estrategicamente localizadas ao longo dos corpos d'água, onde a topografia facilita o acúmulo de água.

A necessidade de intervenções específicas em áreas urbanas vulneráveis é destacada por Amorim *et al.*, (2019), que enfatiza a importância da gestão integrada de bacias hidrográficas para reduzir os impactos de inundações e enxurradas. Isso inclui não apenas medidas de engenharia, como sistemas de drenagem eficientes, mas também a promoção de práticas de manejo do solo que minimizem o escoamento superficial, conforme sugerido por Brown *et al.* (2021).

No contexto das práticas de manejo sustentável do solo, a conservação da vegetação nativa desempenha um papel crucial na estabilização do solo e na redução da erosão, como destacado por Silva; Barbosa (2019). A implementação de técnicas de agricultura sustentável, como a agricultura de conservação, também pode ser uma estratégia eficaz para mitigar os efeitos das enxurradas em áreas agrícolas, conforme discutido por Barbito (2015).

Além das medidas físicas, políticas públicas são essenciais para integrar essas abordagens em um plano de desenvolvimento urbano sustentável. Como salientado por Baum (2024); Marinho; Ferreira (2019), a governança eficaz e a participação comunitária são fundamentais para garantir a implementação bem-sucedida de estratégias de adaptação e mitigação.

O mapa de risco apresentado não apenas identifica áreas vulneráveis, mas também serve como uma ferramenta crucial para orientar políticas públicas que visem à redução dos riscos de desastres naturais, à proteção da infraestrutura urbana e à segurança da população de Vitória de Santo Antão. Integrar práticas de desenvolvimento sustentável e gerenciamento de riscos é essencial para criar cidades resilientes no enfrentamento dos desafios climáticos atuais e futuros.

### 3.8 Erosividade

O fator de erosividade, frequentemente representado pela letra "R" na equação universal de perda de solo (EUPS), é uma medida da capacidade da chuva em causar erosão (Yunita *et al.*, 2024). Suhara *et al.*, (2023) relatam que este fator considera a intensidade e a quantidade de precipitação, sendo uma combinação do poder erosivo das chuvas e da sua distribuição ao longo do tempo. Em termos simples, ele avalia o potencial da precipitação para desagregar e transportar partículas do solo (Teixeira, 2023). Para este estudo, a análise do fator de erosividade ao longo das décadas permitiu identificar padrões e tendências na capacidade erosiva das precipitações. Esses dados são essenciais para a compreensão e gestão da erosão do solo, auxiliando na implementação de práticas de conservação do solo e da água (Barman *et al.*, 2024).

A análise dos dados de fator de erosividade em Vitória de Santo Antão, - PE, no período compreendido entre 1980 e 2022 (43 anos), revelou tendências importantes e flutuações anuais que refletem a dinâmica climática regional e suas implicações ambientais. A avaliação dos índices mensais e anuais de erosividade permitiu identificar padrões sazonais e variações de longo prazo, que são cruciais para entender os processos erosivos e elaborar estratégias de manejo e conservação do solo.

Os dados indicam que a erosividade apresenta uma variação sazonal acentuada ao longo do ano. Nos primeiros meses, especialmente entre janeiro e março, observou-se um aumento significativo nos valores de erosividade, possivelmente relacionado à maior incidência de chuvas intensas e concentradas. Em 1952, por exemplo, os valores de erosividade em janeiro e março foram de 95.55 e 169.45, respectivamente, sugerindo que a estação chuvosa exerce uma forte influência nos processos erosivos. Estes dados corroboram a literatura que aponta para a estação chuvosa como um período crítico para a erosão do solo em regiões tropicais (Silva *et al.*, 2024).

A análise dos dados de erosividade da chuva, revelou que dos 43 anos analisados, a maioria (32 anos) apresentou erosividade média, indicando uma capacidade moderada das chuvas para causar erosão. Dez anos foram classificados como tendo média-alta erosividade, refletindo períodos com precipitações mais intensas ou frequentes que aumentam o risco erosivo. Apenas um ano apresentou alta erosividade (2022), destacando um período crítico que exigiu medidas rigorosas de conservação do solo. Conforme mostra a tabela 6 a seguir.

**Tabela. 6** - Análise temporal da erosividade (EL30) em Vitória de Santo Antão - PE (1980-2022).

| ANO  | EL30    | CLASSE                 | ANO           | EL30           | CLASSE                   |
|------|---------|------------------------|---------------|----------------|--------------------------|
| 1980 | 4407,99 | Média erosividade      | 2002          | 4308,29        | Média erosividade        |
| 1981 | 4477,92 | Média erosividade      | 2003          | 4110,35        | Média erosividade        |
| 1982 | 4365,48 | Média erosividade      | 2004          | 4325,78        | Média erosividade        |
| 1983 | 4842,21 | Média erosividade      | 2005          | 5682,06        | Média-alta erosividade   |
| 1984 | 4747,91 | Média erosividade      | 2006          | 4662,68        | Média erosividade        |
| 1986 | 4029,47 | Média erosividade      | 2007          | 4077,54        | Média erosividade        |
| 1987 | 4423,70 | Média erosividade      | 2008          | 4275,07        | Média erosividade        |
| 1988 | 4305,29 | Média erosividade      | 2009          | 4244,98        | Média erosividade        |
| 1989 | 4342,50 | Média erosividade      | 2010          | 5014,65        | Média-alta erosividade   |
| 1990 | 4784,06 | Média erosividade      | 2011          | 4693,10        | Média erosividade        |
| 1991 | 4900,52 | Média erosividade      | 2012          | 5165,59        | Média-alta erosividade   |
| 1992 | 6270,65 | Média-alta erosividade | 2013          | 5856,84        | Média-alta erosividade   |
| 1993 | 4286,48 | Média erosividade      | 2014          | 4586,48        | Média erosividade        |
| 1994 | 4400,70 | Média erosividade      | 2015          | 5450,73        | Média-alta erosividade   |
| 1995 | 4594,62 | Média erosividade      | 2016          | 5874,15        | Média-alta erosividade   |
| 1996 | 4099,70 | Média erosividade      | 2017          | 6328,98        | Média-alta erosividade   |
| 1997 | 4894,85 | Média erosividade      | 2018          | 3922,22        | Média erosividade        |
| 1998 | 4151,27 | Média erosividade      | 2019          | 5326,63        | Média-alta erosividade   |
| 1999 | 3959,47 | Média erosividade      | 2020          | 4732,53        | Média erosividade        |
| 2000 | 4425,20 | Média erosividade      | 2021          | 5070,60        | Média-alta erosividade   |
| 2001 | 4425,18 | Média erosividade      | 2022          | 9754,47        | Alta erosividade         |
|      |         |                        | Min           | 3922,22        | Média erosividade        |
|      |         |                        | Max           | 9754,47        | Alta erosividade         |
|      |         |                        | <b>Média</b>  | <b>4707,72</b> | <b>Média erosividade</b> |
|      |         |                        | Desvio Padrão | 812,78         |                          |
|      |         |                        | CV            | 17,26          |                          |

Fonte: Autor (2024).

As variações interanuais também são evidentes nos dados analisados. Anos como 1960 e 1985 apresentaram picos extremos de erosividade, possivelmente associados a eventos climáticos anômalos, como El Niño ou La Niña, que são conhecidos por alterar os padrões de precipitação. Em contraste, anos como 1953 e 1964 mostraram valores relativamente baixos de erosividade, indicando uma menor frequência de eventos erosivos intensos (Tabela 6). Esta variabilidade interanual é um reflexo da complexidade dos sistemas climáticos e destaca a necessidade de monitoramento contínuo e detalhado para prever e mitigar os efeitos das mudanças climáticas. Estudos similares realizados em outras regiões do Nordeste brasileiro também encontraram uma variabilidade interanual significativa na erosividade da chuva (Silva *et al.*, 2022).

Além das flutuações sazonais e interanuais, a análise revelou uma tendência de longo prazo no aumento da média anual de erosividade ao longo das últimas décadas. Esta tendência pode estar relacionada às mudanças climáticas globais e regionais, que têm provocado alterações nos padrões de precipitação e intensidade das chuvas. A tendência de aumento é particularmente preocupante, pois sugere que os eventos erosivos podem se tornar mais frequentes e intensos, exacerbando os desafios para a gestão do solo e a conservação da água. Este resultado é consistente com projeções climáticas que indicam um aumento na intensidade das chuvas em várias partes do mundo, incluindo o Nordeste brasileiro (Marengo *et al.*, 2013). As implicações desses resultados para a gestão ambiental em Vitória de Santo Antão são significativas.

Os resultados de erosividade mensal revelam uma distribuição variável ao longo dos anos, com picos significativos em determinados períodos. Por exemplo, em 1983, o mês de março registrou um valor excepcionalmente alto de 2455,04 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> (Tabela 7), destacando-se como um ano crítico em termos de potencial erosivo devido a eventos intensos de precipitação.

Esses picos de erosividade indicam a ocorrência de chuvas intensas e possivelmente eventos meteorológicos extremos que podem resultar em danos significativos ao solo, erosão acelerada e potenciais problemas de sedimentação em áreas vulneráveis (Uber *et al.*, 2023). Em contrapartida, períodos de baixa erosividade são observados em meses de menor precipitação, com valores próximos a zero em diversos anos, especialmente durante os meses de setembro a dezembro.

A análise desses dados não apenas destaca a variabilidade natural das condições climáticas ao longo das décadas, mas também sugere a importância de estratégias robustas de gestão ambiental e agrícola para mitigar os impactos da erosão durante períodos de alta erosividade. Isso inclui a adoção de práticas de conservação do solo, como o plantio direto e o manejo adequado da cobertura vegetal, visando preservar a fertilidade do solo e a sustentabilidade das atividades agrícolas na região (Brown *et al.*, 2020; Lackóová *et al.*, 2024).

Da mesma forma, anos como 1992, 2005 e 2022 também apresentaram meses com valores muito elevados, como janeiro e fevereiro de 1992, com picos de 1041,29 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> e 2376,44 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, respectivamente. (Tabela 7).

**Tabela. 7 - Análise temporal da erosividade (EL30) meses, em Vitória de Santo Antão - PE (1980-2022).**

| ANO/MÊS | JAN     | FEV     | MAR     | ABR     | MAI     | JUN     | JUL     | AGO     | SET    | OUT    | NOV    | DEZ    |
|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|--------|--------|--------|--------|
| 1980    | 27,74   | 762,67  | 637,59  | 428,60  | 479,26  | 1541,79 | 74,28   | 66,00   | 174,81 | 103,58 | 44,15  | 67,51  |
| 1981    | 153,24  | 125,83  | 1870,71 | 277,95  | 178,08  | 330,78  | 453,09  | 98,22   | 56,93  | 3,27   | 102,87 | 826,97 |
| 1982    | 206,67  | 238,83  | 147,64  | 142,30  | 1169,69 | 1444,62 | 388,99  | 282,62  | 117,65 | 13,61  | 20,07  | 192,80 |
| 1983    | 107,56  | 306,99  | 2455,04 | 76,95   | 449,35  | 345,87  | 486,95  | 233,71  | 47,46  | 331,19 | 0,02   | 1,12   |
| 1984    | 95,62   | 1,90    | 62,15   | 1175,80 | 1173,94 | 249,07  | 1109,82 | 592,72  | 169,56 | 92,19  | 24,60  | 0,52   |
| 1985    | 52,06   | 232,31  | 922,19  | 509,15  | 663,72  | 719,33  | 872,34  | 276,13  | 48,68  | 6,12   | 34,46  | 20,99  |
| 1986    | 58,48   | 120,27  | 568,98  | 776,64  | 369,83  | 693,42  | 651,24  | 192,13  | 87,57  | 16,90  | 398,23 | 95,79  |
| 1987    | 153,10  | 411,38  | 1175,19 | 781,08  | 179,92  | 859,48  | 541,00  | 208,03  | 30,79  | 78,45  | 2,86   | 2,43   |
| 1988    | 42,54   | 47,57   | 726,16  | 875,42  | 456,71  | 623,27  | 1058,13 | 125,00  | 76,58  | 29,22  | 64,19  | 180,51 |
| 1989    | 114,97  | 22,88   | 88,96   | 1213,99 | 639,89  | 559,06  | 974,28  | 238,82  | 33,14  | 42,48  | 96,87  | 317,16 |
| 1990    | 22,56   | 21,38   | 9,07    | 944,74  | 735,39  | 635,29  | 1723,97 | 354,31  | 47,70  | 188,71 | 23,47  | 77,48  |
| 1991    | 31,33   | 147,74  | 192,82  | 1291,60 | 1933,55 | 312,42  | 468,01  | 417,89  | 30,10  | 55,00  | 20,07  | 0,00   |
| 1992    | 1041,29 | 2376,44 | 1974,39 | 531,69  | 346,84  | 0,00    | 0,00    | 0,00    | 0,00   | 0,00   | 0,00   | 0,00   |
| 1993    | 59,01   | 1,70    | 404,72  | 315,51  | 374,23  | 957,01  | 1257,11 | 481,75  | 59,83  | 151,90 | 75,05  | 148,65 |
| 1994    | 157,80  | 352,18  | 238,46  | 233,20  | 1018,60 | 1527,06 | 538,05  | 91,94   | 135,79 | 49,50  | 34,77  | 23,34  |
| 1995    | 89,57   | 192,59  | 205,06  | 684,93  | 402,51  | 1312,91 | 1092,64 | 131,50  | 5,18   | 1,79   | 475,94 | 0,00   |
| 1996    | 70,16   | 136,36  | 186,59  | 1155,10 | 283,09  | 579,26  | 719,31  | 400,56  | 205,43 | 44,16  | 301,88 | 17,80  |
| 1997    | 19,07   | 602,76  | 612,21  | 1561,30 | 1444,74 | 145,79  | 298,90  | 115,97  | 24,02  | 6,30   | 4,96   | 58,84  |
| 1998    | 253,17  | 41,11   | 307,77  | 327,03  | 1038,74 | 202,87  | 698,32  | 939,51  | 108,28 | 127,70 | 37,39  | 69,38  |
| 1999    | 305,12  | 408,84  | 135,36  | 112,30  | 876,90  | 286,90  | 1023,55 | 263,55  | 127,53 | 179,81 | 45,07  | 194,54 |
| 2000    | 236,71  | 42,72   | 123,22  | 583,72  | 210,61  | 1237,01 | 854,58  | 848,01  | 15,91  | 27,62  | 20,55  | 224,55 |
| 2001    | 102,28  | 22,64   | 494,26  | 793,76  | 35,20   | 1686,59 | 439,38  | 410,56  | 103,68 | 142,49 | 64,05  | 130,30 |
| 2002    | 648,30  | 341,01  | 386,00  | 107,74  | 488,69  | 1361,01 | 600,19  | 163,52  | 38,62  | 44,69  | 128,51 | 0,00   |
| 2003    | 41,33   | 456,70  | 685,22  | 269,54  | 324,66  | 1063,89 | 577,98  | 154,54  | 368,55 | 110,57 | 13,48  | 43,89  |
| 2004    | 669,32  | 546,74  | 247,61  | 430,85  | 596,07  | 1164,42 | 267,45  | 206,01  | 190,37 | 1,40   | 4,95   | 0,57   |
| 2005    | 1,09    | 162,80  | 8,70    | 190,47  | 798,84  | 3348,50 | 283,53  | 545,51  | 8,20   | 8,57   | 0,31   | 325,55 |
| 2006    | 32,17   | 13,06   | 223,26  | 398,58  | 758,34  | 1961,41 | 550,44  | 124,43  | 50,78  | 11,33  | 100,06 | 438,83 |
| 2007    | 248,45  | 180,83  | 428,11  | 427,60  | 240,28  | 1330,31 | 357,51  | 448,70  | 245,43 | 3,21   | 50,26  | 116,84 |
| 2008    | 853,54  | 44,86   | 741,34  | 142,77  | 539,21  | 328,53  | 836,93  | 582,53  | 62,74  | 43,79  | 0,81   | 98,04  |
| 2009    | 292,39  | 709,32  | 135,73  | 756,32  | 496,58  | 440,08  | 349,34  | 965,49  | 18,63  | 11,27  | 37,64  | 32,20  |
| 2010    | 226,73  | 123,65  | 87,81   | 644,59  | 149,84  | 2946,23 | 329,77  | 258,51  | 92,42  | 42,04  | 9,60   | 103,45 |
| 2011    | 119,45  | 225,88  | 57,51   | 859,52  | 1895,41 | 402,27  | 740,60  | 249,90  | 46,43  | 6,19   | 65,21  | 24,73  |
| 2012    | 744,73  | 1538,46 | 39,82   | 18,32   | 335,73  | 1534,11 | 590,55  | 142,73  | 3,24   | 158,33 | 12,06  | 47,51  |
| 2013    | 167,50  | 31,90   | 56,70   | 1073,53 | 528,16  | 988,47  | 1661,96 | 648,07  | 153,35 | 386,46 | 45,44  | 115,30 |
| 2014    | 32,06   | 418,28  | 388,79  | 316,48  | 1339,35 | 716,11  | 199,10  | 176,99  | 508,49 | 404,62 | 32,06  | 54,13  |
| 2015    | 19,04   | 87,19   | 510,87  | 13,61   | 392,74  | 1894,26 | 1915,17 | 134,36  | 9,13   | 39,87  | 5,86   | 428,66 |
| 2016    | 1432,32 | 63,12   | 1401,63 | 387,09  | 2251,89 | 146,75  | 99,49   | 27,52   | 18,60  | 14,80  | 21,25  | 9,69   |
| 2017    | 0,58    | 37,65   | 138,66  | 959,03  | 1543,97 | 1066,36 | 2160,28 | 76,16   | 228,34 | 35,09  | 4,79   | 78,09  |
| 2018    | 628,54  | 288,17  | 339,46  | 1480,31 | 435,69  | 166,69  | 64,95   | 26,15   | 4,18   | 10,10  | 109,34 | 368,64 |
| 2019    | 307,43  | 369,41  | 428,74  | 290,78  | 248,28  | 1712,46 | 1269,87 | 609,23  | 45,77  | 20,62  | 0,08   | 23,95  |
| 2020    | 0,26    | 492,59  | 262,93  | 221,29  | 1403,66 | 1608,39 | 524,34  | 71,62   | 124,10 | 2,94   | 3,43   | 17,00  |
| 2021    | 21,65   | 4,51    | 377,91  | 718,55  | 1530,85 | 174,27  | 364,55  | 1156,72 | 28,36  | 72,32  | 34,02  | 586,90 |
| 2022    | 306,84  | 111,53  | 942,21  | 672,08  | 2839,87 | 3499,75 | 629,06  | 296,89  | 17,18  | 32,32  | 192,37 | 214,37 |

Fonte: Autor (2024).

Ademais, a compreensão das variações temporais na erosividade pode informar políticas públicas voltadas para a sustentabilidade ambiental e a resiliência das comunidades locais (Flint, 2010). Políticas de incentivo à agricultura sustentável, programas de educação ambiental e investimentos em infraestrutura verde são algumas das ações que podem ser promovidas para mitigar os impactos da erosão hídrica (Lackóová *et al.*, 2023). A cooperação entre pesquisadores, gestores públicos e agricultores é crucial para a implementação efetiva dessas estratégias e para garantir a proteção dos recursos naturais da região (Kamakaula *et al.*, 2024).

Em resumo, a análise do fator de erosividade de Vitória de Santo Antão entre 1982 e 2022 revelou padrões sazonais distintos, variações interanuais significativas e uma tendência preocupante de aumento de longo prazo. Estes resultados sublinham a necessidade de uma abordagem integrada na gestão do solo e da água, combinada com monitoramento climático contínuo, para mitigar os impactos da erosão hídrica e promover a sustentabilidade ambiental. A adoção de práticas de conservação do solo e a formulação de políticas públicas adaptativas são fundamentais para enfrentar os desafios impostos pelas mudanças climáticas e garantir a resiliência das comunidades locais.

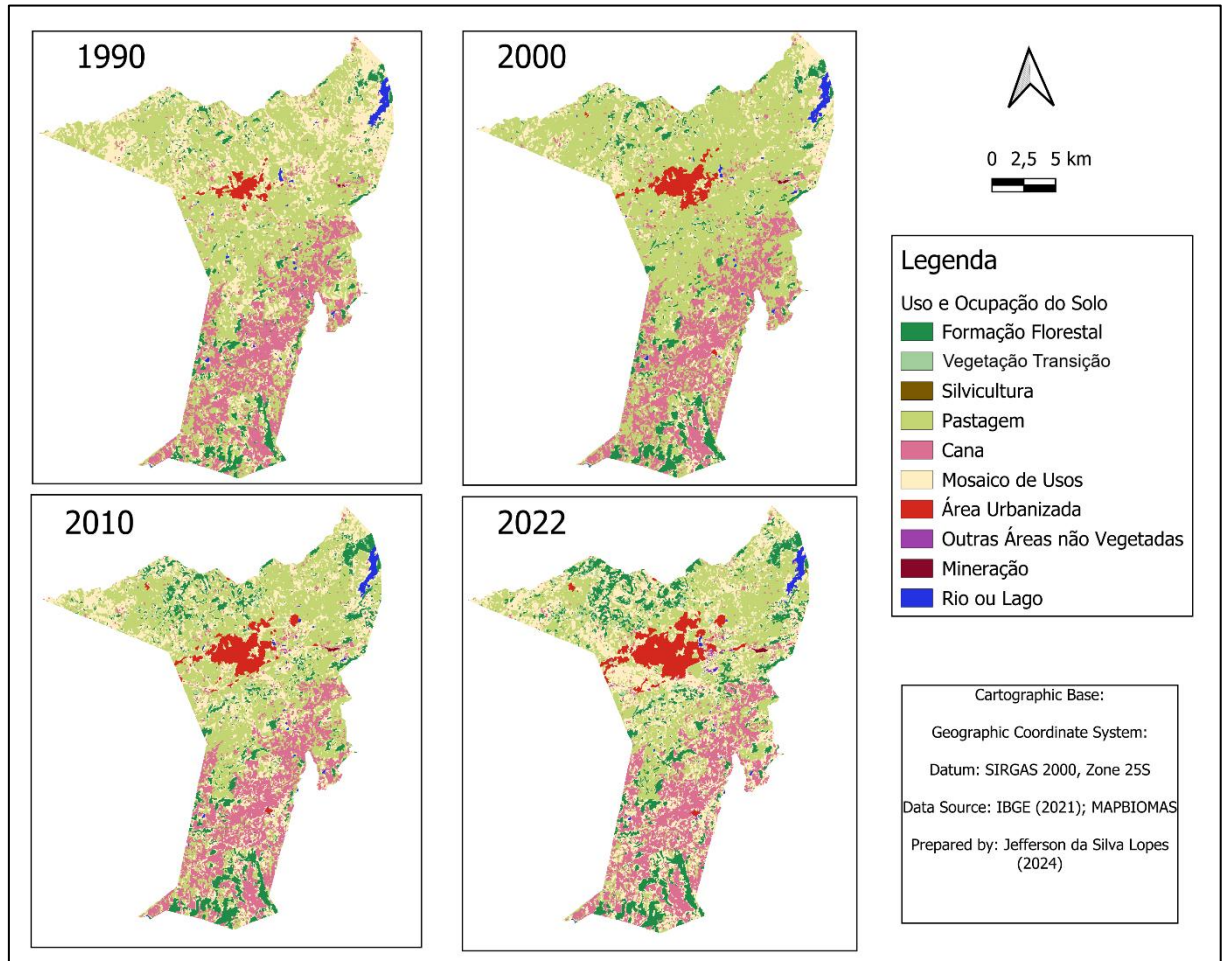
### 3.9 Caracterização do uso e ocupação do município de Vitória de Santo Antão - PE

A análise dos dados adquiridos do MapBiomas permitiu a classificação detalhada da dinâmica do uso e ocupação do solo em Vitória de Santo Antão nos anos de 1990, 2000, 2010, 2020 e 2022. A Figura 8 apresenta os mapas comparativos, que evidenciam mudanças substanciais ao longo desse período. Os resultados mostram uma dinâmica significativa no uso do solo, com variações notáveis entre diferentes categorias de cobertura. Em 1990, a maior parte do território era composta por áreas de floresta e agricultura. No entanto, nas três décadas seguintes, observou-se uma expansão acentuada das áreas urbanas e uma redução das áreas florestais, principalmente devido ao avanço da agricultura e pecuária.

A análise detalhada dos mapas revela que, entre 1990 e 2000, houve um aumento moderado das áreas agrícolas, enquanto as áreas urbanas começaram a se expandir de forma mais acentuada a partir de 2000. Entre 2010 e 2022, a urbanização continuou a crescer, resultando em uma diminuição das áreas naturais e agrícolas. Este padrão está alinhado com o crescimento populacional e econômico do município, que impulsionou a demanda por novas áreas residenciais e industriais. Conforme observado por Hahs *et al.*, (2023) e Joo *et al.*, (2024),

a urbanização rápida e não planejada pode levar à fragmentação de ecossistemas e à perda de biodiversidade.

A seguir, são apresentados os mapas comparativos (Figura 8) que ilustram essas mudanças no uso e ocupação do solo ao longo do período estudado.



**Figura. 8** - Mapa de Uso e Ocupação do município de Vitória de Santo Antão (1990-2022).

Fonte: Autor (2024).

Os processos de urbanização têm exacerbado os impactos ambientais, alterando drasticamente as condições naturais ao longo dos anos. A expansão urbana desordenada coloca em risco a qualidade de vida da população, especialmente devido à ocupação irregular de áreas vulneráveis, como encostas de rios e lagos, resultando em erosão e assoreamento significativos (Trevisol; Back, 2011). Esses problemas são agravados pela falta de planejamento adequado e pela pressão crescente sobre os recursos naturais, como mencionado por Riebsame *et al.*, (1990).

Além disso, a comparação entre os anos mostra uma tendência de intensificação do uso do solo, com maior diversificação das atividades econômicas e maior pressão sobre os recursos

naturais. Como destacado por Riebsame *et al.*, (1990), essa transformação tem implicações significativas para a gestão ambiental e a sustentabilidade do município. Políticas de planejamento urbano e rural que considerem a conservação dos recursos naturais são essenciais para mitigar esses impactos e promover um desenvolvimento sustentável.

A necessidade de integração entre desenvolvimento urbano e conservação ambiental é destacada por autores como Sônia *et al.*, (2010), que enfatizam a importância de políticas públicas que incentivem práticas sustentáveis de uso do solo. Medidas como a criação de áreas verdes urbanas, a restauração de ecossistemas degradados e a implementação de tecnologias de gestão de resíduos são fundamentais para equilibrar o crescimento urbano com a proteção ambiental (Pimentel *et al.*, 1997; Costa *et al* 2023).

A análise do uso e ocupação do solo no município de Vitória de Santo Antão (Figura 8), revela mudanças significativas ao longo das últimas três décadas, conforme apresentado na Tabela 1. A área de formação florestal aumentou substancialmente, passando de 17,69 km<sup>2</sup> em 1990 para 41,32 km<sup>2</sup> em 2022, representando uma variação absoluta de 23,63 km<sup>2</sup> e um crescimento percentual de 133,55%. Esse aumento indica um avanço na cobertura vegetal nativa, possivelmente devido a iniciativas de reflorestamento ou abandono de terras agrícolas.

| Classes                | Área km <sup>2</sup> |        |        |        |        |        |        |        |        | Variação Percentual |
|------------------------|----------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|---------------------|
|                        | 1990                 | 1995   | 2000   | 2005   | 2010   | 2015   | 2020   | 2021   | 2022   |                     |
| Formação Florestal     | 17,69                | 15,78  | 21,60  | 26,40  | 33,15  | 32,27  | 33,80  | 34,89  | 41,32  | +133,55%            |
| Vegetação de transição | 1,87                 | 1,50   | 1,39   | 2,09   | 2,74   | 3,25   | 3,79   | 3,80   | 4,49   | +140,11%            |
| Silvicultura           | 0,00                 | 0,00   | 0,00   | 0,01   | 0,00   | 0,00   | 0,02   | 0,09   | 0,09   | 0%                  |
| Pastagem               | 160,68               | 185,26 | 193,85 | 176,31 | 138,48 | 150,98 | 115,88 | 109,20 | 102,27 | -36,34%             |
| Cana                   | 59,74                | 58,45  | 58,39  | 59,76  | 60,18  | 59,95  | 58,22  | 58,16  | 58,24  | -2,51%              |
| Mosaico de Usos        | 92,03                | 68,40  | 52,43  | 61,03  | 89,46  | 75,78  | 108,70 | 114,30 | 111,99 | +21,70%             |
| Área Urbanizada        | 4,18                 | 6,84   | 8,58   | 10,46  | 11,97  | 14,10  | 16,51  | 16,55  | 17,11  | +309,81%            |
| Áreas não vegetadas    | 0,02                 | 0,00   | 0,01   | 0,11   | 0,30   | 0,48   | 0,42   | 0,45   | 0,85   | +4150,00%           |
| Mineração              | 0,05                 | 0,05   | 0,11   | 0,16   | 0,17   | 0,24   | 0,25   | 0,24   | 0,24   | +380,00%            |
| Rio, Lago e Oceano     | 2,78                 | 2,76   | 2,68   | 2,70   | 2,59   | 1,98   | 1,46   | 1,35   | 2,43   | -12,59%             |

(Tabela 8).

**Tabela. 8** - Classes de uso e ocupação em km<sup>2</sup> (1990 – 2022) em Vitória de Santo Antão – PE.

Fonte: Autor (2024).

A vegetação de transição também mostrou um crescimento considerável, com a área passando de 1,87 km<sup>2</sup> em 1990 para 4,49 km<sup>2</sup> em 2022, um incremento de 2,62 km<sup>2</sup>, equivalente a um aumento percentual de 140,11%. Este aumento sugere uma expansão das áreas de vegetação típica de savana, que pode estar associada a mudanças nas práticas de uso da terra ou à regeneração natural.

Por outro lado, a área destinada a pastagem diminuiu significativamente, de 160,68 km<sup>2</sup> em 1990 para 102,27 km<sup>2</sup> em 2022, o que representa uma redução de 36,34%. Essa queda pode indicar uma conversão dessas áreas para outros usos, como urbanização, reflorestamento ou atividades agrícolas mais intensivas. A área ocupada por cana-de-açúcar manteve-se relativamente estável ao longo do período analisado, com uma ligeira variação negativa de 2,51%, passando de 59,74 km<sup>2</sup> em 1990 para 58,24 km<sup>2</sup> em 2022. Esta estabilidade sugere que a cana-de-açúcar continua sendo uma cultura importante na região, apesar das variações pontuais.

O mosaico de usos, que inclui áreas com uso diversificado e não intensivo, teve um aumento de 92,03 km<sup>2</sup> em 1990 para 111,99 km<sup>2</sup> em 2022, representando uma variação absoluta de 19,96 km<sup>2</sup> e um crescimento de 21,70%. Esse incremento pode refletir a diversificação das atividades econômicas e a ocupação de terras de forma menos homogênea.

A área urbanizada apresentou um aumento expressivo, crescendo de 4,18 km<sup>2</sup> em 1990 para 17,11 km<sup>2</sup> em 2022, uma variação absoluta de 12,93 km<sup>2</sup> e um aumento percentual de 309,81%. Este crescimento acentuado da urbanização indica um forte processo de expansão urbana, possivelmente associado ao crescimento populacional e à industrialização.

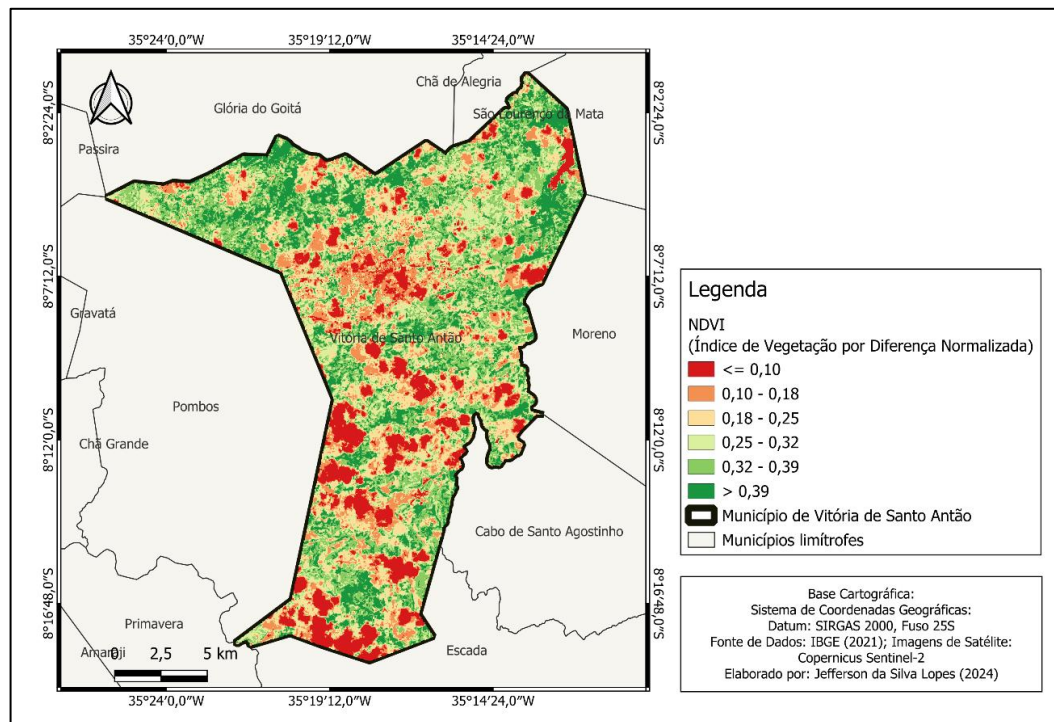
As outras áreas não vegetadas, que incluem terrenos sem cobertura vegetal significativa, aumentaram drasticamente, passando de 0,02 km<sup>2</sup> em 1990 para 0,85 km<sup>2</sup> em 2022, um crescimento de 4150%. Este aumento pode estar relacionado a atividades como construção civil e desenvolvimento de infraestrutura. A área destinada à mineração também cresceu, de 0,05 km<sup>2</sup> em 1990 para 0,24 km<sup>2</sup> em 2022, uma variação absoluta de 0,19 km<sup>2</sup> e um aumento percentual de 380%. Este aumento indica uma intensificação das atividades de extração mineral na região.

Por fim, as áreas de rios, lagos e oceanos mostraram uma ligeira diminuição, de 2,78 km<sup>2</sup> em 1990 para 2,43 km<sup>2</sup> em 2022, uma variação negativa de 0,35 km<sup>2</sup>, equivalente a uma redução de 12,59%. Esta variação pode estar associada a alterações no curso dos rios ou a mudanças na delimitação dessas áreas devido a fatores naturais ou antrópicos. Essas transformações no uso e ocupação do solo destacam a dinâmica e a complexidade do desenvolvimento territorial em Vitória de Santo Antão, sublinhando a importância de políticas de gestão sustentável e planejamento urbano e rural para equilibrar o desenvolvimento econômico e a conservação ambiental.

### 3.10 Análise do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)

A Figura 9 ilustra a distribuição espacial do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) no município de Vitória de Santo Antão, PE. Este índice é uma medida crucial para avaliar a densidade e a saúde da vegetação, refletindo diretamente a cobertura vegetal e a vitalidade ecológica da região.

Os valores de NDVI variam de -1 a +1, sendo que valores próximos a +1 indicam uma vegetação densa e saudável, enquanto valores negativos ou próximos a zero sugerem áreas sem vegetação ou com cobertura vegetativa muito baixa. No mapa, as diferentes faixas de NDVI são representadas por uma gradação de cores, onde verde escuro ( $> 0,39$ ) indica áreas com alta densidade de vegetação, enquanto vermelho ( $\leq 0,10$ ) indica áreas com pouca ou nenhuma cobertura vegetal.



**Figura. 9** - Mapa de índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) do município de Vitória de Santo Antão, PE.

Fonte: Autor (2024).

Conforme observado na Figura 9, uma parcela significativa do território de Vitória de Santo Antão apresenta valores de NDVI entre 0,10 e 0,32, sugerindo uma vegetação de densidade moderada. As áreas com NDVI mais alto ( $> 0,39$ ), que representam 13,65% da área total, estão dispersas principalmente em zonas rurais e áreas de preservação, onde a vegetação é mais robusta e menos impactada pela atividade humana. Esses resultados corroboram estudos

anteriores que destacam a importância das áreas de vegetação densa para a manutenção da biodiversidade e a estabilização do solo (Silva *et al.*, 2019).

Áreas com valores de NDVI entre 0,18 e 0,25 são prevalentes e refletem zonas agrícolas e áreas de vegetação secundária, que são comuns em regiões de uso agrícola intensivo. Estes resultados são consistentes com a configuração geográfica do município, onde a agricultura desempenha um papel significativo na economia local. A vegetação nessas áreas, apesar de não ser tão densa quanto nas áreas de preservação, ainda contribui para a estabilidade ecológica e a mitigação da erosão do solo (Moura-Bueno *et al.*, 2018).

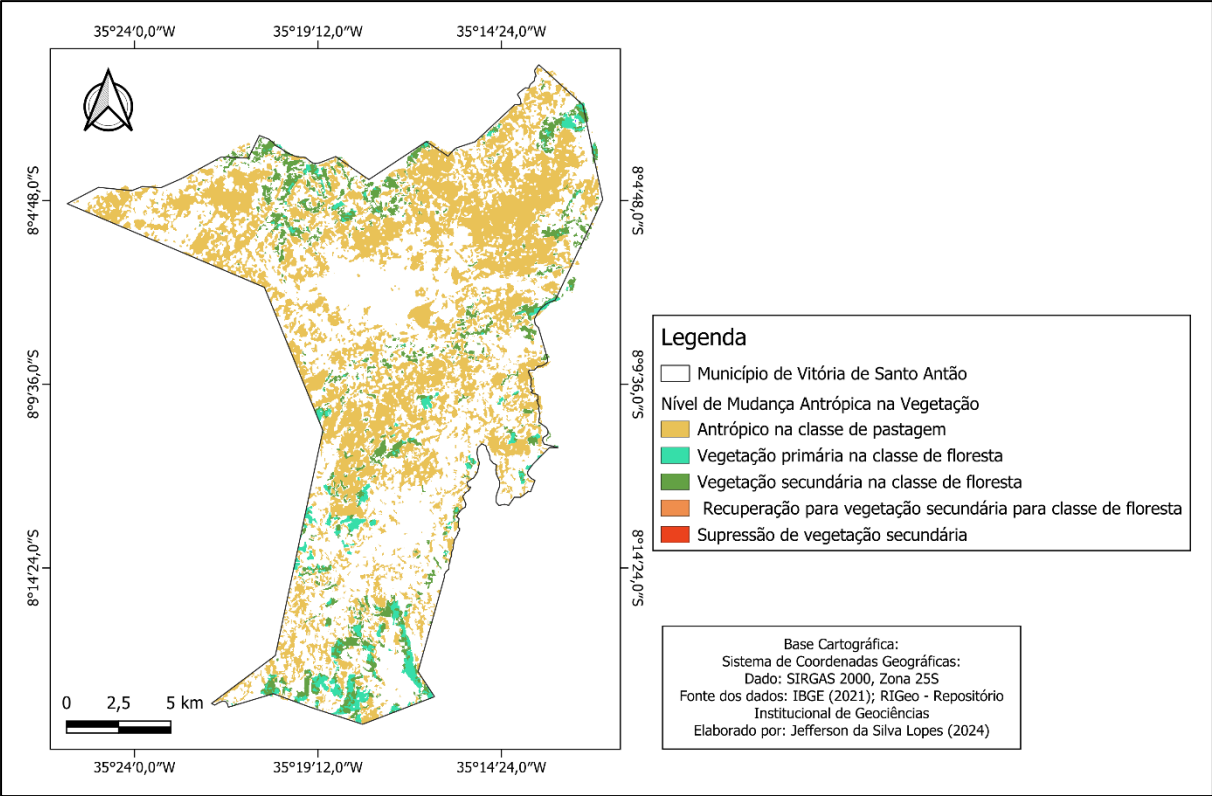
As áreas com baixos valores de NDVI ( $\leq 0,10$ ), indicadas em vermelho, cobrem 13,05% do território e estão majoritariamente localizadas em zonas urbanizadas ou áreas com alta degradação ambiental. Este cenário é preocupante, pois a vegetação escassa nessas áreas pode levar a uma série de problemas ambientais, incluindo a diminuição da qualidade do ar, a perda de biodiversidade e o aumento do risco de deslizamentos, conforme discutido anteriormente. Essas áreas requerem estratégias de reabilitação ambiental, como o replantio de árvores e a implementação de corredores verdes (Behera; Sahoo, 2023), para melhorar a cobertura vegetal e os serviços ecossistêmicos fornecidos pela vegetação (Li; Jenkins; Xu, 2022). O NDVI é uma ferramenta essencial para o monitoramento ambiental e a gestão de recursos naturais (Jin; Huang, 2024). Os dados apresentados na Figura 10 demonstram claramente a variabilidade da vegetação em Vitória de Santo Antão, destacando a necessidade de políticas públicas que incentivem a conservação e a recuperação de áreas degradadas. Li; Duan (2024) destacam que o planejamento urbano deve considerar a integração de espaços verdes e a preservação das áreas com alta densidade de vegetação para promover um ambiente urbano sustentável e resiliente.

Este estudo destaca a importância de uma abordagem integrada para a gestão do território, combinando informações de risco de deslizamento e dados de vegetação para promover um desenvolvimento sustentável e seguro. A combinação dessas análises proporciona uma base sólida para a tomada de decisões estratégicas, visando a proteção ambiental e a segurança da população local, alinhada com as diretrizes de planejamento urbano e rural sustentável (Yang *et al.*, 2024).

### 3.11 Nível de Mudança Antrópica na Vegetação

O mapa (Figura 10) ilustra a mudança na vegetação de Vitória de Santo Antão, com predomínio de pastagem antrópica (em amarelo), evidenciando a conversão para atividades agrícolas, especialmente pastagem para gado. Isso resultou na modificação significativa da

cobertura vegetal original. As áreas de vegetação primária, como florestas (verde escuro), e as áreas de vegetação secundária na classe de floresta (verde claro), são limitadas e fragmentadas, afetando a biodiversidade e os serviços ambientais dos ecossistemas, como regulação do ciclo hidrológico e conservação do solo conforme apontado por Dambros *et al.* 2024.



**Figura. 10** - Nível de mudança antrópica na vegetação.

Fonte: Autor (2024).

Os resultados mostram a presença de áreas de vegetação primária na classe de floresta (verde claro), que representam fragmentos remanescentes da vegetação original, fundamentais para a conservação da biodiversidade local e para a manutenção dos serviços ecossistêmicos, como regulação climática e controle da erosão do solo. Adjacentes a essas áreas, observa-se a vegetação secundária na classe de floresta (verde escuro), que reflete processos de regeneração natural após distúrbios antrópicos. Essas áreas secundárias, embora possuam uma estrutura florística e faunística diferenciada da vegetação primária, contribuem significativamente para a conectividade de habitats e oferecem suporte à restauração ecológica no município de Vitória de Santo Antão.

Os resultados também destacam áreas de recuperação para vegetação secundária na classe de floresta (azul claro), que refletem regeneração após supressão, sugerindo esforços de

reflorestamento ou regeneração natural. Essas áreas podem ter uma composição florística e estrutural distinta da vegetação primária, afetando a fauna e a funcionalidade do ecossistema (Borges *et al.*, 2022). Além disso, a classe de supressão de vegetação secundária (laranja) indica perda de cobertura devido a atividades antrópicas, como expansão agrícola e urbanização, impactando a estrutura do solo, recursos hídricos e habitats para diversas espécies (Trevisan; Moschini, 2021).

As áreas em regeneração para vegetação secundária desempenham um papel essencial na restauração ecológica, funcionando como sumidouros de carbono e ajudando a preservar a biodiversidade (Borges *et al.*, 2022).

O mapa de mudança antrópica na vegetação de Vitória de Santo Antão mostra transformações no uso da terra e coberturas vegetais. Esses resultados são fundamentais para políticas públicas de conservação ambiental e desenvolvimento sustentável (Ramos *et al.*, 2023). Identificar áreas prioritárias para conservação, restaurar ecossistemas degradados e promover práticas agrícolas sustentáveis são essenciais para a integridade ecológica e resiliência ambiental do município (Silva; Bezerra *et al.*, 2023).

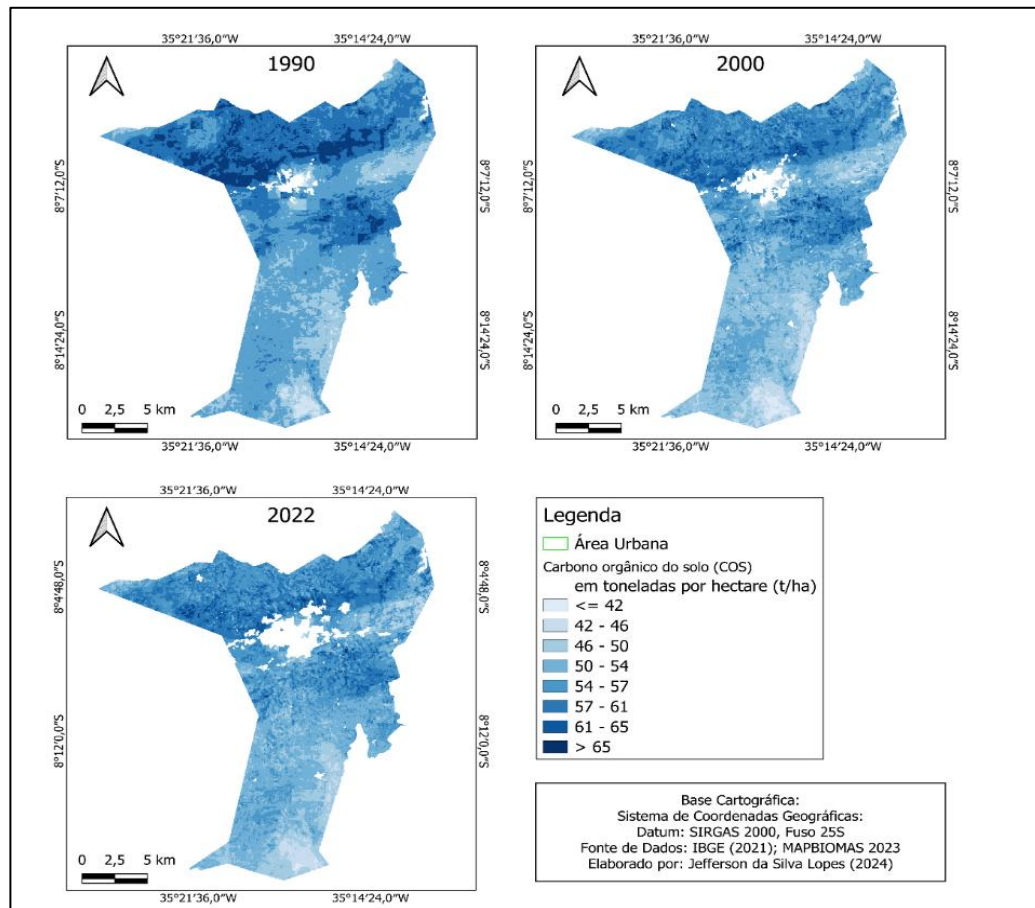
### 3.12 Estoque de Carbono

Em 1990, Vitória de Santo Antão mostrava a maioria das áreas com valores de carbono orgânico do solo (COS) entre 46 e 50 toneladas por hectare ( $t\ ha^{-1}$ ) (Figura 11), evidenciando a presença de vegetação densa, como florestas maduras (Abadie *et al.*, 2022). Em 2000, os níveis de COS diminuíram devido ao desmatamento e expansão agrícola, resultando em valores inferiores a  $42\ t\ ha^{-1}$  em várias áreas (Silva *et al.*, 2024). Em 2022, embora haja sinais de recuperação em algumas regiões, muitos locais ainda apresentam baixos níveis de COS. Manter e aumentar esses níveis requer práticas de reflorestamento e agricultura sustentável (Thomas *et al.*, 2024; Silva *et al.*, 2024).

Os mapas apresentados demonstram a distribuição espacial do carbono orgânico do solo (COS) no município de Vitória de Santo Antão para os anos de 1990, 2000 e 2022. Esses mapas fornecem uma visão abrangente das mudanças temporais na quantidade de carbono armazenado no solo, refletindo as influências das atividades antrópicas e das dinâmicas ambientais sobre a capacidade de sequestro de carbono do solo ao longo de três décadas.

Em 1990, a maior parte do município apresenta valores de COS variando de 46 a 50 toneladas por hectare ( $t\ ha^{-1}$ ), conforme indicado pelas tonalidades intermediárias de azul no mapa. Notam-se áreas mais escuras, representando maiores concentrações de COS ( $>65\ t\ ha^{-1}$ ), principalmente em regiões de vegetação mais densa e menos perturbadas. Essas áreas

provavelmente correspondem a florestas primárias ou secundárias maduras, onde a decomposição da matéria orgânica é mais constante e eficiente, contribuindo para um estoque de carbono mais elevado (Abadie *et al.*, 2022). (Figura 11).



**Figura. 11** - Estoque de carbono orgânico do solo.

Fonte: Autor (2024).

O mapa de 2000 revela uma diminuição geral nos níveis de COS em várias partes do município. A redução é especialmente notável nas áreas anteriormente identificadas com altos níveis de carbono, agora representadas por tonalidades mais claras, indicando um valor menor de COS ( $<42 \text{ t ha}^{-1}$ ). Essa redução pode ser atribuída a atividades de desmatamento, expansão agrícola e urbanização, que afetam a quantidade de matéria orgânica retornando ao solo e, consequentemente, o estoque de carbono (Silva *et al.*, 2024).

Em 2022, observa-se uma tendência de recuperação em algumas áreas, com um leve aumento nos níveis de COS em comparação ao ano 2000. As tonalidades intermediárias e escuras reaparecem em algumas regiões, sugerindo que esforços de reflorestamento ou mudanças nas práticas de manejo do solo podem estar contribuindo para a recuperação do

estoque de carbono. No entanto, ainda há áreas significativas com baixos níveis de COS, indicando que a recuperação não é uniforme e pode estar limitada a certas regiões. Solos ricos em carbono desempenham um papel crucial no sequestro de CO<sub>2</sub> atmosférico, ajudando a reduzir a concentração de gases de efeito estufa na atmosfera (Thomas *et al.*, 2024). A gestão adequada das terras, incluindo a conservação das florestas remanescentes e a implementação de práticas agrícolas sustentáveis, é essencial para manter e aumentar os níveis de COS (Silva *et al.*, 2024).

As florestas podem atuar tanto como fontes quanto como sumidouros de carbono. As plantas absorvem uma quantidade significativa de CO<sub>2</sub> da atmosfera por meio da fotossíntese, armazenando-o como biomassa acima e abaixo do solo, bem como no solo. Esse mecanismo é denominado sequestro de carbono (Chaudhary; Aryal, 2024). Diante disso, nas últimas décadas, o mapeamento digital do solo tem sido amplamente utilizado para estimar o carbono orgânico do solo (SOC). Como os estudos realizados por Garosi *et al.* (2022) e Chen *et al.*, (2023), empregando covariáveis ambientais obtidas a partir de dados de radar, sensoriamento remoto óptico e atributos topográficos.

Diante da problemática envolvendo o manejo e o que resulta no estoque de Carbono no solo, o MapBiomas lançou a primeira versão beta dos mapas anuais de carbono orgânico do solo (COS) no Brasil, abrangendo o período de 1985 a 2021. Estes mapas foram criados utilizando dados de amostras de solo coletadas em campo e diversas variáveis ambientais que representam os fatores de formação do solo. Com uma resolução espacial de 30 metros, os mapas indicam os estoques de COS nos primeiros 30 cm do solo, medidos em toneladas por hectare (t ha<sup>-1</sup>). O desenvolvimento deste produto foi realizado de maneira colaborativa e com rigor científico, empregando os melhores dados de solo disponíveis, informações ambientais e técnicas avançadas de mapeamento digital do solo (Figura 11).

No entanto, trata-se de uma primeira aproximação que será refinada com contribuições adicionais da comunidade científica, dos usuários e novas amostras de solo coletadas em campo. Para este estudo, foi realizada uma comparação entre os anos 1990, 2000 e 2022, visando analisar as variações nos estoques de carbono orgânico do solo ao longo desses períodos.

Além disso, os dados ressaltam a importância de políticas públicas focadas na recuperação de áreas degradadas e na promoção de práticas que aumentem o conteúdo de matéria orgânica do solo. Estratégias como a agrofloresta, a rotação de culturas e a cobertura permanente do solo podem contribuir significativamente para a melhoria dos estoques de carbono como destacam Ahmad *et al.*, (2024).

A análise temporal do COS em Vitória de Santo Antão revela tanto os impactos negativos das atividades antrópicas quanto as potencialidades de recuperação ambiental. Essas informações são cruciais para orientar iniciativas de conservação e restauração ecológica, promovendo a sustentabilidade ambiental e contribuindo para a mitigação das mudanças climáticas.

### 3.13 Qualidade ambiental em Vitória de Santo Antão – PE

Os resultados deste estudo sobre a qualidade ambiental em Vitória de Santo Antão - PE revelam um cenário alarmante que exige atenção imediata e ações concretas. A análise dos dados de carbono orgânico do solo (COS), uso e ocupação do solo, NDVI, risco de inundação, erosividade e relevo expõe uma deterioração significativa dos recursos naturais e da saúde ambiental do município ao longo das últimas décadas.

A análise do uso e ocupação do solo corrobora essa degradação. Entre 1990 e 2022, houve uma expansão significativa das áreas urbanas e agrícolas, que avançaram sobre áreas de floresta nativa. Esta transição de floresta para agricultura e áreas urbanas aponta para uma pressão intensa sobre os ecossistemas naturais, resultando na perda de biodiversidade e na degradação dos serviços ecossistêmicos. A urbanização acelerada, com a consequente redução das áreas verdes, aumenta os riscos de enchentes, cria ilhas de calor e compromete a qualidade do ar, fatores que impactam diretamente a saúde e o bem-estar da população.

Os mapas de COS de 1990, 2000 e 2022 evidenciam uma queda substancial nos estoques de carbono do solo. Em 1990, muitas áreas apresentavam valores moderados de COS, mas em 2000, esses valores declinaram acentuadamente, refletindo uma possível degradação do solo devido ao desmatamento e à intensificação das atividades agrícolas. Em 2022, apesar de uma leve recuperação em algumas áreas, a maioria do território ainda mostra baixos valores de COS, indicando que as práticas de uso da terra continuam prejudicando a capacidade do solo de armazenar carbono. Este declínio não só reduz a fertilidade do solo, como também compromete a sua função como sumidouro de carbono, exacerbando os efeitos das mudanças climáticas.

Os índices de NDVI também refletem uma perda significativa de cobertura vegetal. Áreas que, em 1990, apresentavam altos valores de NDVI, indicando vegetação densa e saudável, foram drasticamente reduzidas. Em 2022, os baixos valores de NDVI predominam, especialmente em regiões urbanizadas e áreas de alta degradação ambiental. Esta redução na densidade da vegetação não apenas reduz a capacidade de sequestro de carbono, mas também aumenta a vulnerabilidade da região a desastres naturais, como enchentes e deslizamentos de terra.

O risco de inundação é outro fator crítico que afeta a qualidade ambiental de Vitória de Santo Antão. Os mapas de risco de inundação e áreas propensas a enxurradas indicam que há regiões significativas no município suscetíveis a esses eventos, especialmente em áreas de baixa altitude e próximas a cursos d'água. A urbanização desordenada e a impermeabilização do solo exacerbam esses riscos, pois reduzem a capacidade de infiltração da água da chuva, aumentando o volume de escoamento superficial. Este cenário não apenas ameaça a infraestrutura e as propriedades, mas também a vida das pessoas, especialmente nas comunidades mais vulneráveis.

O relevo, por sua vez, desempenha um papel fundamental na dinâmica ambiental do município. As áreas de maior altitude e declividade estão mais sujeitas à erosão e deslizamentos de terra, especialmente quando associadas a chuvas intensas e à falta de cobertura vegetal adequada. O planejamento territorial deve considerar essas características topográficas para mitigar riscos e promover um desenvolvimento sustentável.

Juntamente com a erosividade do solo, influenciada pela combinação de declividade e uso inadequado da terra, é uma preocupação adicional. O relevo acidentado de Vitória de Santo Antão, caracterizado por áreas com declives acentuados, favorece processos erosivos, especialmente quando a cobertura vegetal é removida para atividades agrícolas ou urbanização. A erosão do solo resulta na perda de nutrientes, diminuição da capacidade produtiva das terras agrícolas e sedimentação de corpos d'água, o que compromete a qualidade da água e aumenta os riscos de inundação.

A partir desses resultados, fica evidente que a qualidade ambiental de Vitória de Santo Antão está seriamente comprometida. A contínua degradação do solo, a perda de cobertura vegetal, o risco de inundações e a erosividade do solo têm implicações profundas para a sustentabilidade ambiental e o bem-estar da população local.

É imperativo que sejam implementadas ações de conservação e recuperação ambiental. Práticas agrícolas sustentáveis, como a agroecologia, e iniciativas de reflorestamento são cruciais para restaurar a fertilidade do solo e aumentar a resiliência dos ecossistemas. Além disso, políticas públicas devem focar na preservação das áreas remanescentes de vegetação nativa e na criação de áreas verdes urbanas, contribuindo para a melhoria da qualidade do ar e a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas.

## 4 CONCLUSÕES

1 - A qualidade ambiental de Vitória de Santo Antão está severamente comprometida pela redução dos estoques de carbono do solo, fragmentação de habitats e perda de biodiversidade.

2 - O município enfrenta altos riscos de inundações e erosão devido à urbanização descontrolada e relevo acidentado, exigindo medidas preventivas urgentes.

3 - Sugere-se a adoção de práticas agrícolas sustentáveis, programas de reflorestamento e políticas públicas focadas na conservação ambiental e no desenvolvimento urbano sustentável para mitigar os impactos identificados.

## REFERÊNCIAS

ABADIE, C.; MAIGNAN, F.; REMAUD, M.; OGÉE, J.; CAMPBELL, J. E.; WHELAN, M. E.; KITZ, F.; SPIELMANN, F. M.; WOHLFAHRT, G.; WEHR, R.; SUN, W.; RAOULT, N.; SEIBT, U.; HAUGLUSTAINE, D.; LENNARTZ, S. T.; BELVISO, S.; MONTAGNE, D.; PEYLIN, P. Global modelling of soil carbonyl sulfide exchanges. **Biogeosciences**, v. 19, n. 9, p. 2427–2463, 11 maio 2022. <https://doi.org/10.5194/bg-19-2427-2022>.

AHMAD, N.; VIRK, A. L.; HAFEEZ, M. B.; ERCISLI, S.; GOLOKHAVAST, K. S.; QI, Y.; GUO, X.; ZHANG, Y.; WANG, R.; WANG, X.; REHMANI, M. I. A.; LI, J. Effects of different tillage and residue management systems on soil organic carbon stock and grain yield of rice–wheat double cropping system. **Ecological Indicators**, v. 158, p. 111452, 1 jan. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.111452>.

ALI, A.; ZAKWAN HADEED, M.; SAFAVI, S.; AHMAD, M.; ALI, A.; ZAKWAN HADEED, M.; SAFAVI, S.; AHMAD, M. Leveraging GIS for Environmental Planning and Management. 1 jan. 1DC. <https://services.igi-global.com/resolvedoi/resolve.aspx?doi=10.4018/979-8-3693-2845-3.ch016>. DOI 10.4018/979-8-3693-2845-3.ch016. Disponível em: <https://www.igi-global.com/gateway/chapter/www.igi-global.com/gateway/chapter/351392>. Acesso em: 8 nov. 2024.

ALVES, T. D. UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA INSTITUTO DE CIÊNCIAS HUMANAS DO PONTAL CURSO DE GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA. 2023.

AMORIM, R. R.; REIS, C. H.; FERREIRA, C. Mapeamento dos geossistemas e dos sistemas antrópicos como subsídio ao estudo de áreas com riscos a inundações no baixo curso da bacia hidrográfica do rio Muriaé (Rio de Janeiro – Brasil). **Territorium**, n. 24, p. 89, 2017.

ASADI, M.; GOLI MOKHTARI, L.; SHIRZADI, A.; SHAHABI, H.; BAHRAMI, S. A comparison study on the quantitative statistical methods for spatial prediction of shallow landslides (case study: Yozidar-Degaga Route in Kurdistan Province, Iran). **Environmental Earth Sciences**, v. 81, n. 2, p. 51, 19 jan. 2022. <https://doi.org/10.1007/s12665-021-10152-4>.

BARBITO, M. A. A AGRICULTURA DE CONSERVAÇÃO E A SUA SUSTENTABILIDADE SOCIAL CONSERVATION AGRICULTURE AND ITS SOCIAL SUSTAINABILITY. 1 jan. 2015.

BARMAN, J.; SOREN, D. D. L.; BISWAS, B. Landslide Susceptibility Evaluation and Analysis: A Review on Articles Published During 2000 to 2020. In: DAS, J.; BHATTACHARYA, S. K. (orgs.). **Monitoring and Managing Multi-hazards: A Multidisciplinary Approach**. Cham: Springer International Publishing, 2023. p. 211–220. DOI 10.1007/978-3-031-15377-8\_14. Disponível em: [https://doi.org/10.1007/978-3-031-15377-8\\_14](https://doi.org/10.1007/978-3-031-15377-8_14). Acesso em: 19 jun. 2024.

BAUM, K.; SOTT, M.; BARBOSA, P. Existe efetividade de Políticas Públicas para o Desenvolvimento Sustentável no Brasil? 1 jan. 2024. [S. l.: s. n.], 1 jan. 2024. <https://doi.org/10.29327/sustentare-wipis-2023-311985.762259>.

BEHERA, S. K.; SAHOO, C. Land Slide Causes and Rehabilitation Measures. **International Journal for Research in Applied Science and Engineering Technology**, v. 11, n. 6, p. 4829–4834, 30 jun. 2023. <https://doi.org/10.22214/ijraset.2023.54536>.

BERG, B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. **Forest Ecology and Management**, v. 133, n. 1, p. 13–22, 1 ago. 2000. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00294-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00294-7).

BERNARDES, LUANA. Zona da Mata: quadro natural e características [resumo]. 2018. Disponível em: <https://www.todoestudo.com.br/geografia/zona-da-mata>. Acesso em: 11 set. 2023.

BONOMO, H. R. MÉTODOS PARA ESTABILIZAÇÃO DE TALUDES: SOLO GRAMPEADO E BIOCIMENTAÇÃO. 2017.

BORGES, G. A.; MANCILLA, G.; SIQUEIRA, A. B.; VANCINE, M. H.; RIBEIRO, M. C.; MAIA, J. C. de S. The fate of vegetation remnants in the southern Amazon's largest threatened hotspot: part (I) a 33-year analysis of LULCC in the Tapajos River basin, Brazil. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 10, p. e448111032553–e448111032553, 12 ago. 2022. <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i10.32553>.

BRAGA, R. A. P. **Gestão ambiental da bacia do Tapacurá: Plano de ação**. UFPE/CTG/DECIVIL/GRH; [S. l.]: Ed. Universitária da UFPE, 2012.

BROWN, D. R. N.; BRINKMAN, T. J.; BOLTON, W. R.; BROWN, C. L.; COLD, H. S.; HOLLINGSWORTH, T. N.; VERBYLA, D. L. Implications of climate variability and changing seasonal hydrology for subarctic riverbank erosion. **Climatic Change**, v. 162, n. 2, p. 1–20, 1 set. 2020. <https://doi.org/10.1007/s10584-020-02748-9>

CAMPAGNOLO, K.; KOBIYAMA, M.; MAZZALI, L. H.; PAIXÃO, M. A. A INFLUÊNCIA DA VEGETAÇÃO NA ESTABILIDADE DE ENCOSTAS COM ÊNFASE EM MARGEM DE RIO.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. 2. ed. [S. l.]: Editora Interciência, 2008.

CHAABANE, F. Z.; LAMINE, S.; GUETTOUCHE, M. S.; BACHARI, N. E. I.; HALLAL, N. Landslide Risk Assessments through Multicriteria Analysis. 27 maio 2024. DOI

10.20944/preprints202405.1682.v1. Disponível em:  
<https://www.preprints.org/manuscript/202405.1682/v1>. Acesso em: 18 jul. 2024.

CHAUDHARY, S.; ARYAL, B. Fatores que afetam o estoque de carbono nas árvores e no solo em *Shorea robusta* Gaertn. florestas ao longo do gradiente de elevação no leste do Nepal. **Ecological Frontiers**, v. 44, n. 3, p. 517–528, 1 jun. 2024.  
<https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2023.09.001>.

CHEN, Z.; SHUAL, Q.; SHI, Z.; ARROUAYS, D.; RICHER-DE-FORGES, A. C.; CHEN, S. National-scale mapping of soil organic carbon stock in France: New insights and lessons learned by direct and indirect approaches. **Soil ; Environmental Health**, v. 1, n. 4, p. 100049, 1 dez. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.seh.2023.100049>.

COJOCARIU, L. *et al.* The influence of the altitude gradient in the distribution of grasslands, central elements in the sustainable development of rural areas. Case study. *Em: 22ND SGEM INTERNATIONAL MULTIDISCIPLINARY SCIENTIFIC GEOCONFERENCE 2022*. Vienna, Austria: 27 dez. 2022Disponível em:

<[https://epslibrary.at/sgem\\_jresearch\\_publication\\_view.php?page=view&editid1=8937](https://epslibrary.at/sgem_jresearch_publication_view.php?page=view&editid1=8937)>. Acesso em: 18 jul. 2024

COSTA, E. C. da S.; SILVA, J. G. M. da; CARVALHO, G. W. de A.; SILVA, J. M. S. da. Avaliação do uso e ocupação do solo na sub-bacia do Ribeirão Graipu (MG): Uma proposta de conservação das áreas de proteção permanente (APP's). **Research, Society and Development**, v. 12, n. 4, p. e7712441009–e7712441009, 30 mar. 2023.  
<https://doi.org/10.33448/rsd-v12i4.41009>.

CPRM. **Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea, estado de - PE: relatório diagnóstico do município de Vitória de Santo Antão**. Technical Report. [S. l.]: CPRM, 2005. Disponível em: <http://rigeo.sgb.gov.br/jspui/handle/doc/16993>. Acesso em: 11 set. 2023.

DAMBROS, C. S.; JUNQUEIRA IZZO, T.; CASTUERA DE OLIVEIRA, L.; EDUARDO VICENTE, R.; PERES, C. A. Beta-diversity buffers fragmented landscapes against local species losses. **Oikos**, v. 2024, n. 3, p. e10401, 2024. <https://doi.org/10.1111/oik.10401>.

DEWITTE, O.; MICHELLIER, C.; BIBENTYO, T. M.; MATABARO, S. K.; KADEKERE, I.; NZOLANG, C.; KERVYN, F. **Operational assessment of landslide risks in the sprawling city of Bukavu (DR Congo)**, n. EGU23-14325. [S. l.]: Copernicus Meetings, 22 fev. 2023. DOI 10.5194/egusphere-egu23-14325. Disponível em:  
<https://meetingorganizer.copernicus.org/EGU23/EGU23-14325.html>. Acesso em: 18 jul. 2024.

DURÁN ZUAZO, V. H.; RODRÍGUEZ PLEGUEZUELO, C. R.; RODRÍGUEZ, B. C.; RUIZ, B. G.; GORDILLO, S. G.; SACRISTÁN, P. C.; TAVIRA, S. C.; GARCÍA-TEJERO, I. F. Terraced Subtropical Farming: Sustainable Strategies for Soil Conservation. *In: MEENA, R. S. (org.). Soil Health Restoration and Management*. Singapore: Springer, 2020. p. 231–278. DOI 10.1007/978-981-13-8570-4\_7. Disponível em:  
[https://doi.org/10.1007/978-981-13-8570-4\\_7](https://doi.org/10.1007/978-981-13-8570-4_7). Acesso em: 18 jun. 2024.

ECKHARDT, R. R. Geração de modelo cartográfico aplicado ao mapeamento das áreas sujeitas às inundações urbanas na cidade de Lajeado/RS. 2008. Disponível em:  
<https://lume.ufrgs.br/handle/10183/13755>. Acesso em: 18 jun. 2024.

GAROSI, Y.; AYOUBI, S.; NUSSBAUM, M.; SHEKLABADI, M.; NAEL, M.; KIMIAEE, I. Use of the time series and multi-temporal features of Sentinel-1/2 satellite imagery to predict soil inorganic and organic carbon in a low-relief area with a semi-arid environment. **International Journal of Remote Sensing**, v. 43, n. 18, p. 6856–6880, 17 set. 2022. <https://doi.org/10.1080/01431161.2022.2147037>.

GENEVOIS, R.; TECCA, P. R.; GENEVOIS, C. Mitigation measures of debris flow and landslide risk carried out in two mountain areas of North-Eastern Italy. **Journal of Mountain Science**, v. 19, n. 6, p. 1808–1822, 1 jun. 2022.

GERSTNER, B. E.; BLAIR, M. E.; BILLS, P.; CRUZ-RODRIGUEZ, C. A.; ZARNETSKE, P. L. The influence of scale-dependent geodiversity on species distribution models in a biodiversity hotspot. **Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences**, v. 382, n. 2269, p. 20230057, 12 fev. 2024. <https://doi.org/10.1098/rsta.2023.0057>.

GREGORY, S. The definition of wet and dry periods for discrete regional units. **Weather**, Hoboken, v. 34, 1979.

HAHS, A. K.; FOURNIER, B.; ARONSON, M. F. J.; NILON, C. H.; HERRERA-MONTES, A.; SALISBURY, A.; THRELFALL, C. G.; REGA-BRODSKY, C. C.; LEPCZYK, C. A.; SORTE, F. A. L.; MACGREGOR-FORS, I.; MACIVOR, J. S.; JUNG, K.; PIANA, M. R.; WILLIAMS, N. S. G.; KNAPP, S.; VERGNES, A.; ACEVEDO, A. A.; GAINSBURY, A. M.; ... MORETTI, M. Urbanisation generates multiple trait syndromes for terrestrial taxa worldwide. , seq. New Results, p. 2023.05.24.541105, 24 maio 2023. DOI 10.1101/2023.05.24.541105. Disponível em: <https://www.biorxiv.org/content/10.1101/2023.05.24.541105v1>. Acesso em: 18 jul. 2024.

HART, A. 104 - Landslides. In: CIOTTONE, G. (org.). **Ciottone's Disaster Medicine (Third Edition)**. New Delhi: Elsevier, 2024. p. 640–643. DOI 10.1016/B978-0-323-80932-0.00104-X. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B978032380932000104X>. Acesso em: 18 jul. 2024.

HOFER, G.; WAGNER, H.; HERZOG, F.; EDWARDS, P. Effects of topographic variability on the scaling of plant species richness in gradient dominated landscapes. **Ecography**, v. 31, p. 131–139, 1 fev. 2008. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.05246.x>.

IBGE. PANORAMA DO CENSO 2022. 2023. **Panorama do Censo 2022**. Disponível em: <https://censo2022.ibge.gov.br/panorama/>. Acesso em: 16 jul. 2024.

JIN, Z.; HUANG, Y. Application of Integrated Multi-source Data in Landslide Vulnerability Assessment. **Applied Science and Innovative Research**, v. 8, n. 3, p. 8, 11 jun. 2024. <https://doi.org/10.22158/asir.v8n3p8>.

JOO, Y.; BYEON, U.-J.; KIM, J.-M.; CHO, Y.-C.; KANG, J.-W.; PARK, J.-S. Unveiling the Hidden Impact: Urbanization Disproportionately Reduces Belowground Insect Functional Group Richness. Rochester, NY, 11 maio 2024. DOI 10.2139/ssrn.4824558. Disponível em: <https://papers.ssrn.com/abstract=4824558>. Acesso em: 18 jul. 2024.

KAMAKAULA, Y.; AMRUDDIN, A.; DEMMANGGASA, Y.; SAPRUDIN, S.; NUGROHO, R. J. The Role of Local Knowledge in Natural Resources Conservation: An

Environmental Anthropological Perspective in Traditional Agriculture. **Global International Journal of Innovative Research**, v. 1, n. 2, p. 97–106, 5 jun. 2024. <https://doi.org/10.59613/global.v1i2.13>.

LACKÓOVÁ, L.; KALETOVÁ, T.; HALÁSZOVÁ, K. Are Drought and Wind Force Driving Factors of Wind Erosion Climatic Erosivity in a Changing Climate? A Case Study in a Landlocked Country in Central Europe. **Land**, v. 12, n. 4, p. 757, abr. 2023. <https://doi.org/10.3390/land12040757>.

LI, B. V.; JENKINS, C. N.; XU, W. Strategic protection of landslide vulnerable mountains for biodiversity conservation under land-cover and climate change impacts. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 119, n. 2, p. e2113416118, 11 jan. 2022. <https://doi.org/10.1073/pnas.2113416118>.

LI, Y.; DUAN, W. Decoding vegetation's role in landslide susceptibility mapping: An integrated review of techniques and future directions. **Biogeotechnics**, v. 2, n. 1, p. 100056, 1 mar. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.bgtech.2023.100056>.

LORENA, E. M. G.; BEZERRA, A. P. X. de G.; SANTOS, Í. G. S. dos; MEDEIROS, R. M.; NETO, F. C. R.; HOLANDA, R. M. de. Cálculo da evolução temporal de área degradada às margens do rio Tapacurá na Zona da Mata de Pernambuco, Brasil. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, p. 173–180, 31 jan. 2018. <https://doi.org/10.24221/jeap.3.1.2018.1802.173-180>.

MACHADO, I. L. de O.; GARRAFA, V. Proteção ao meio ambiente e às gerações futuras: desdobramentos e reflexões bioéticas. **Saúde em Debate**, v. 44, p. 263–274, 8 maio 2020. <https://doi.org/10.1590/0103-1104202012419>.

MALAKHOV, A. V.; BORISOV, A. A. Efficiency of Agricultural Machinery: How to Integrate Traditional and Alternative Methods of Economic Evaluation? In: BOGOVIZ, A. V. (org.). **The Challenge of Sustainability in Agricultural Systems: Volume 2**. Cham: Springer International Publishing, 2021. p. 885–895. DOI 10.1007/978-3-030-72110-7\_97. Disponível em: [https://doi.org/10.1007/978-3-030-72110-7\\_97](https://doi.org/10.1007/978-3-030-72110-7_97). Acesso em: 18 jun. 2024.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M.; SOARES, W. R.; RODRIGUEZ, D. A.; CAMARGO, H.; RIVEROS, M. P.; PABLÓ, A. D. Two Contrasting Severe Seasonal Extremes in Tropical South America in 2012: Flood in Amazonia and Drought in Northeast Brazil. **Journal of Climate**, v. 26, n. 22, p. 9137–9154, 15 nov. 2013. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-12-00642.1>.

MARINHO, R.; FERREIRA, A. Políticas públicas de desenvolvimento regional em Minas Gerais: o Plano Estratégico de Desenvolvimento Sustentável do Consórcio da Zona da Mata e Campos das Vertentes. **Revista Brasileira de Desenvolvimento Regional**, v. 6, p. 125, 26 mar. 2019. <https://doi.org/10.7867/2317-5443.2018v6n2p125-146>.

Microsoft Corporation. (2021). *Microsoft Excel* (Versão 365). Disponível em: <https://office.microsoft.com/excel>. Acesso em: 21 jul. 2024.

MOGHIMI, A.; SINGHA, C.; FATHI, M.; PIRASTEH, S.; MOHAMMADZADEH, A.; VARSHOSAZ, M.; HUANG, J.; LI, H. Hybridizing genetic random forest and self-attention based CNN-LSTM algorithms for landslide susceptibility mapping in Darjiling and Kurseong, India. **Quaternary Science Advances**, v. 14, p. 100187, 1 jun. 2024.

<https://doi.org/10.1016/j.qsa.2024.100187>.

MOREIRA, P. R.; SILVA, O. A. da. Produção de serapilheira em área reflorestada; a name=tx;gt; ;lt;/a;gt; **Revista Árvore**, v. 28, p. 49–59, fev. 2004. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622004000100007>.

MOURA-BUENO, J.M.; DALMOLIN, R.S.D.; MIGUEL, P.; HORST, T.Z. (2018) Erosão em áreas de encosta com solos frágeis e sua relação com a cobertura do solo. *Scientia Agraria*, v. 19, n. 1, p. 102-112. <http://doi.org/10.5380/rsa.v19i1.53738>

NUNES, E. F. **A IMPORTÂNCIA DA VEGETAÇÃO NAS ENCOSTAS - EDUCAÇÃO AMBIENTAL UM ALIADO PARA CONTENÇÃO DE ENCOSTAS**. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2016. Disponível em: <https://pantheon.ufrj.br/bitstream/11422/1/EFNunes.pdf>.

OTA, H. O.; MOHAN, K. C.; UDUME, B. U.; OLIM, D. M.; OKOLO, C. C. Assessment of land use management and its effect on soil quality and carbon stock in Ebonyi State, Southeast Nigeria. **Journal of Environmental Management**, v. 358, p. 120889, 1 maio 2024. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120889>.

PEI, G.; LIU, J.; PENG, B.; GAO, D.; WANG, C.; DAI, W.; JIANG, P.; BAI, E. Nitrogen, lignin, C/N as important regulators of gross nitrogen release and immobilization during litter decomposition in a temperate forest ecosystem. **Forest Ecology and Management**, v. 440, p. 61–69, 15 maio 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.001>.

PIMENTEL, D.; HUANG, X.; CODOVA, A.; PIMENTEL, M. Impact of a Growing Population on Natural Resources: The Challenge for Environmental Management. **Frontiers: The Interdisciplinary Journal of Study Abroad**, v. 3, n. 1, p. 105–131, 15 nov. 1997. <https://doi.org/10.36366/frontiers.v3i1.48>.

PRABOWO, I.; JAMALUDDIN, J.; PRATIKNO, F. A. Integrasi Data Geomorfologi dan Data Geospasial untuk Pemetaan Kawasan Rawan Pergerakan Tanah Wilayah Kecamatan Balikpapan Utara. **Jurnal Ilmiah Geologi PANGAEA**, v. 10, n. 1, p. 46–54, 24 jul. 2023. <https://doi.org/10.31315/jigp.v10i1.9998>.

QGIS Development Team. (2023). *QGIS Geographic Information System* (Versão 3.28). Disponível em: <https://www.qgis.org>. Acesso em: 21 jan. 2025.

RAMOS, R. G.; SCARABELLO, M.; SOTERRONI, A. C.; ANDRADE, P. R.; SIMÕES, R.; RUIVO, H. M.; KRAXNER, F.; RAMOS, F. M. Current policies are insufficient to protect or restore Brazil's cost-effective conservation priority zones. **Environmental Research Letters**, v. 18, n. 6, p. 065006, 1 jun. 2023. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/acd209>.

RIEBSAME, W. E. Anthropogenic Climate Change and a New Paradigm of Natural Resource Planning\*. **The Professional Geographer**, v. 42, n. 1, p. 1–12, 1 fev. 1990. <https://doi.org/10.1111/j.0033-0124.1990.00001.x>.

SANTOS, R. **Planejamento ambiental e ordenamento territorial: subsídios à gestão ambiental do município de Presidente Epitácio, estado de São Paulo, Brasil**. 2020.

SEEKING RESILIENCY IN THE DEVELOPMENT OF SUSTAINABLE COMMUNITIES. [S. l.: s. n.], 1 jan. 2010. Disponível em: <https://typeset.io/papers/seeking-resiliency-in-the->

development-of-sustainable-2fhnbrgmiy. Acesso em: 18 jul. 2024.

SHAH, N. A.; SHAFIQUE, M.; ISHFAQ, M.; FAISAL, K.; VAN DER MEIJDE, M. Integrated Approach for Landslide Risk Assessment Using Geoinformation Tools and Field Data in Hindukush Mountain Ranges, Northern Pakistan. **Sustainability**, v. 15, n. 4, p. 3102, jan. 2023. <https://doi.org/10.3390/su15043102>.

SILVA, A. S. A. da; BARRETO, I. D. de C.; CUNHA-FILHO, M.; MENEZES, R. S. C.; STOSIC, B.; STOSIC, T. Spatial and Temporal Variability of Precipitation Complexity in Northeast Brazil. **Sustainability**, v. 14, n. 20, p. 13467, jan. 2022. <https://doi.org/10.3390/su142013467>.

SILVA, B. de O.; MOITINHO, M. R.; PANOSSO, A. R.; OLIVEIRA, D. M. da S.; MONTANARI, R.; MORAES, M. L. T. de; MILORI, D. M. B. P.; BICALHO, E. da S.; LA SCALA, N. Implications of converting native forest areas to agricultural systems on the dynamics of CO<sub>2</sub> emission and carbon stock in a Cerrado soil, Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 358, p. 120796, 1 maio 2024. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120796>.

SILVA, L. de O.; BARBOSA, K. V. Análise espacial da suscetibilidade à inundação na Sub-Bacia Muriaé 2, Campos dos Goytacazes (RJ). **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, 2019. DOI 10.6008/CBPC2179-6858.2018.008.0011. Disponível em: [https://www.academia.edu/61043800/An%C3%A1lise\\_espacial\\_da\\_suscetibilidade\\_%C3%A0\\_inunda%C3%A7%C3%A3o\\_na\\_Sub\\_Bacia\\_Muria%C3%A9\\_2\\_Campos\\_dos\\_Goytacazes\\_RJ\\_](https://www.academia.edu/61043800/An%C3%A1lise_espacial_da_suscetibilidade_%C3%A0_inunda%C3%A7%C3%A3o_na_Sub_Bacia_Muria%C3%A9_2_Campos_dos_Goytacazes_RJ_). Acesso em: 18 jun. 2024.

SÔNIA, R.; DA, C.; SEIXAS, C.; FERRAZ; SUAREZ, S.; SILVA, G.; ALMERINDA, A.; BARBOSA, F.; PINTO, J.; ANDRADE, J.; DE, L.; SILVA, C.; SEIXAS, S.; SUAREZ, C.; FADINI, A.; CONSERVAÇÃO. Conservação de recursos naturais e práticas turísticas sustentáveis em Vargem (SP). **Revista Brasileira de Ecoturismo (RBEcotur)**, v. 3, 25 maio 2010. <https://doi.org/10.34024/rbecotur.2010.v3.5875>.

SOUZA, C. M.; Z. SHIMBO, J.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; A. ALENCAR, A.; RUDORFF, B. F. T.; HASENACK, H.; MATSUMOTO, M.; G. FERREIRA, L.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; DE OLIVEIRA, S. W.; ROCHA, W. F.; FONSECA, A. V.; MARQUES, C. B.; DINIZ, C. G.; COSTA, D.; MONTEIRO, D.; ROSA, E. R.; VÉLEZ-MARTIN, E.; ... AZEVEDO, T. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, jan. 2020. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>.

SUHARA, S.; VARUGHESE, A.; C SUNNY, A.; R, A. Erosivity Factor of the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) - A Systematized Review. **Current World Environment**, v. 18, p. 433–445, 31 ago. 2023. <https://doi.org/10.12944/CWE.18.2.02>.

SUI, H.; SU, T.; HU, R.; WANG, D.; ZHENG, Z. Study on the Risk Assessment Method of Rainfall Landslide. **Water**, v. 14, n. 22, p. 3678, jan. 2022. <https://doi.org/10.3390/w14223678>.

TEIXEIRA, D. B. de S. Rainfall erosivity in Brazil. 29 mar. 2023. Disponível em: <https://locus.ufv.br/handle/123456789/31039>. Acesso em: 18 jul. 2024.

THOMAS, A.; LAASONEN, A.; KOHONEN, K.-M.; VESALA, T.; ASLAN, T.; KOLARI, P.; MASEYK, K.; DEWAR, R.; MAMMARELLA, I. **Insights to anomalous positive**

**carbonyl sulfide fluxes in a boreal forest by using eddy covariance flux measurements.**, n. EGU24-7135. [S. l.]: Copernicus Meetings, 7 mar. 2024. DOI 10.5194/egusphere-egu24-7135. Disponível em: <https://meetingorganizer.copernicus.org/EGU24/EGU24-7135.html>. Acesso em: 30 jul. 2024.

TREVISAN, D. P.; MOSCHINI, L. E. Analysis of the vegetation fragments connectivity: A case study in the Tietê-Jacaré Hydrographic Basin – SP, Brazil. **Revista Territórios e Fronteiras**, v. 16, n. 1, p. 249–274, 1 ago. 2023. <https://doi.org/10.22228/rtf.v16i1.1209>.

TREVISOL, J. P.; BACK, Á. J. AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DA URBANIZAÇÃO NA DRENAGEM SUPERFICIAL NO CENTRO DE FORQUILHINHA, SC. 2011.

UBER, M.; HALLER, M.; BRENDDEL, C.; HILLEBRAND, G.; HOFFMANN, T. Past, present and future rainfall erosivity in Central Europe based on convection-permitting climate simulations. 11 maio 2023. DOI 10.5194/hess-2023-120. Disponível em: <https://hess.copernicus.org/preprints/hess-2023-120/hess-2023-120.pdf>. Acesso em: 18 jul. 2024.

VIGOLO, M.; BREDA, B.; BORTOLIN, T. Estudo fisiográfico da sub-bacia pertencente à bacia do Rio Turvo-Santa Rosa-Santo Cristo, Rio Grande do Sul. **Acta Brasiliensis**, v. 3, p. 63, 27 maio 2019. <https://doi.org/10.22571/2526-4338187>.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning**. [S. l.]: Department of Agriculture, Science and Education Administration, 1978.

YANG, C.; WANG, J.; LI, S.; XIONG, R.; LI, X.; GAO, L.; GUO, X.; MA, C.; XIONG, H.; QIU, Y. Landslide Susceptibility Assessment and Future Prediction with Land Use Change and Urbanization towards Sustainable Development: The Case of the Li River Valley in Yongding, China. **Sustainability**, v. 16, n. 11, p. 4416, jan. 2024. <https://doi.org/10.3390/su16114416>.

YU, D. *et al.* Prioritization of critical source areas for soil and water conservation by using a one-at-a-time removal approach in the upper Huaihe River basin. **Land Degradation & Development**, v. 32, n. 3, p. 1513–1524, 2021.

YUNITA, F. T.; SOEKARNO, I.; NUGROHO, J.; SAMSKERTA, I. P. Comparison of Various Rainfall Erosivity Formulas in the Application of USLE for Erosion Cases in Indonesia. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 1343, n. 1, p. 012025, maio 2024. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1343/1/012025>.

ZHETCHEV, N. SYSTEM FOR RISK MANAGEMENT, PREVENTION AND PROTECTION ON ROAD INFRASTRUCTURE SLOPES. *In*: 23RD SGEM INTERNATIONAL MULTIDISCIPLINARY SCIENTIFIC GEOCONFERENCE 2023, 1 out. 2023. Albena, Bulgaria: [s. n.], 1 out. 2023. p. 269–276. DOI 10.5593/sgem2023/1.1/s02.32. Disponível em: [https://epslibrary.at/sgem\\_jresearch\\_publication\\_view.php?page=view&editid1=9021](https://epslibrary.at/sgem_jresearch_publication_view.php?page=view&editid1=9021). Acesso em: 18 jul. 2024.

## **CAPÍTULO 2**

---

### **INFLUÊNCIA DOS FATORES EDAFOCLIMÁTICOS NA DECOMPOSIÇÃO FOLIAR, LIBERAÇÃO DO NITROGÊNIO E MACROFAUNA EDÁFICOS**

## RESUMO

A prática de deixar resíduos vegetais na superfície do solo desempenha diversas funções importantes, como a prevenção da erosão, a redução da temperatura do solo, a diminuição da evaporação de água e o enriquecimento do solo com nutrientes essenciais para o crescimento das plantas. Este estudo teve como objetivo analisar a influência dos fatores edafoclimáticos na decomposição foliar, liberação de nitrogênio e atividade da macrofauna edáfica em Vitória de Santo Antão - PE. A pesquisa caracterizou o clima da região, distinguindo os meses chuvosos (março a agosto) dos meses secos (setembro a fevereiro). Foram realizadas análises da precipitação, temperatura, evapotranspiração, temperatura do solo, decomposição de resíduos vegetais e presença da macrofauna em diferentes locais e profundidades. Os dados mostraram que a precipitação totalizou 1696,59 mm, concentrando-se nos meses chuvosos, enquanto a temperatura média foi de 25,19°C, com os maiores registros ocorrendo entre dezembro e fevereiro. A evapotranspiração apresentou variações distintas, com valores mais baixos em maio e junho (estação úmida) e mais altos em outubro e dezembro (estação seca). A decomposição de resíduos vegetais foi mais rápida durante a estação úmida, com perdas de massa significativas nos primeiros 31 dias do experimento, especialmente no Solo descoberto e na Vegetação Nativa. No local Solo descoberto, as perdas de massa atingiram 50,44% na camada superficial e 34,13% na subsuperfície nos primeiros 31 dias do experimento. No local Vegetação Nativa, foram observadas perdas médias de massa de 18,35% na subsuperfície e 35,23% na superfície durante o mesmo período. A presença da macrofauna foi relevante, com maior atividade durante os meses chuvosos, promovendo liberação de nitrogênio em locais com maior atividade decompositora, como no Solo descoberto. Em 2022, a precipitação foi consideravelmente maior em comparação aos anos anteriores, reforçando os dados climáticos e ambientais obtidos. Esses resultados proporcionam uma compreensão detalhada do clima, dinâmica da macrofauna e processo de decomposição na região, fornecendo informações úteis para a gestão ambiental e agrícola. Conclui-se que a integração entre fatores edafoclimáticos e a atividade da macrofauna são fundamentais para a sustentabilidade do solo, contribuindo para a melhoria da fertilidade e saúde ambiental na região estudada.

**Palavras-chave:** dinâmica de decomposição; precipitação; macrofauna; nitrogênio.

## ABSTRACT

The practice of leaving plant residues on the soil surface serves various important functions, such as preventing erosion, reducing soil temperature, decreasing water evaporation, and enriching the soil with essential nutrients for plant growth. This study aimed to analyze the influence of edaphoclimatic factors on leaf decomposition, nitrogen release, and macrofauna activity in Vitória de Santo Antão - PE. The research characterized the region's climate, distinguishing rainy months (March to August) from dry months (September to February). Analyses were conducted on precipitation, temperature, evapotranspiration, soil temperature, decomposition of plant residues, and macrofauna presence at different locations and depths. The data showed that precipitation totaled 1696.59 mm, concentrated during the rainy months, while the average temperature was 25.19°C, with the highest readings occurring between December and February. Evapotranspiration exhibited distinct variations, with lower values in May and June (wet season) and higher values in October and December (dry season). Plant residue decomposition was faster during the wet season, with significant mass losses in the first 31 days of the experiment, particularly in Bare Soil and Native Vegetation. In the Bare Soil location, mass losses reached 50.44% at the surface layer and 34.13% in the subsurface during the first 31 days of the experiment. In Native Vegetation, average mass losses were 18.35% in the subsurface and 35.23% on the surface during the same period. Macrofauna presence was significant, with higher activity during the rainy months, promoting nitrogen release in locations with higher decompositional activity, such as in Bare Soil. In 2022, precipitation was considerably higher compared to previous years, reinforcing the obtained climatic and environmental data. These results provide a detailed understanding of the climate, macrofauna dynamics, and decomposition process in the region, offering valuable information for environmental and agricultural management. It is concluded that the integration of edaphoclimatic factors and macrofauna activity is essential for soil sustainability, contributing to improved fertility and environmental health in the studied region.

**Keywords:** decomposition dynamics; precipitation; macrofauna; nitrogen.

## 1 INTRODUÇÃO

A decomposição foliar, um processo crucial nos ecossistemas terrestres, exerce um papel proeminente na ciclagem de nutrientes, desempenhando uma função integral no ciclo biogeoquímico dos ecossistemas florestais tropicais. De acordo com Moreira; Silva (2004) e Costa *et al.* (2023), a recomposição da vegetação por meio da produção de serrapilheira desempenha um papel fundamental nos ecossistemas florestais, fornecendo uma fonte constante de material orgânico para alimentar a reciclagem de nutrientes presentes nos tecidos vegetais.

Esse processo não se limita à liberação de nutrientes presentes nas folhas em decomposição, mas também resulta na formação de matéria orgânica, que atua como fonte de nutrientes para as plantas, contribuindo diretamente para o seu crescimento. (Silva *et al.*, 2014). No entanto, é essencial considerar a sensibilidade da decomposição foliar a diversos fatores ambientais, especialmente a interação entre o uso do solo e as condições climáticas. Esses fatores podem direcionar a qualidade e a quantidade dos nutrientes liberados no solo (Zhang *et al.*, 2014)

No decorrer dos anos, houve uma investigação profunda da dinâmica de decomposição de serrapilheira em ecossistemas tanto naturais quanto reflorestados. Estudos conduzidos por Poggiani *et al.*, (2000), Schumacher *et al.*, (2004) e Oliveira *et al.*, (2019), têm contribuído para a compreensão aprofundada dos complexos processos de ciclagem de nutrientes e seus padrões associados. Além de esclarecer os padrões de decomposição, essas pesquisas têm estabelecido conexões cruciais entre esses padrões e as variáveis ambientais que exercem influência na configuração dos ecossistemas.

No contexto da região da Mata de Pernambuco, situada no nordeste brasileiro, os ecossistemas florestais tropicais desempenham uma função de suma importância, abrigando uma biodiversidade rica e desempenhando um papel crucial na dinâmica de nutrientes (Bernardes, 2023). Todavia, o manejo inadequado do solo, ilustrado pelo desmatamento e a intensificação agrícola, acarreta a deterioração da qualidade do solo e prejudica a eficácia da ciclagem de nutrientes, culminando na debilitação dos ecossistemas e na ameaça à biodiversidade característica da região.

Diante deste contexto, compreender os processos subjacentes à decomposição foliar, liberação de nutrientes e influência da macrofauna edáfica em diferentes usos do solo e condições climáticas é essencial para decifrar a dinâmica biogeoquímica desses ecossistemas. Esse entendimento pode subsidiar a adoção de práticas de manejo sustentável, promovendo a conservação dos recursos naturais e a manutenção da produtividade a longo prazo. (Carpanezzi, 1997).

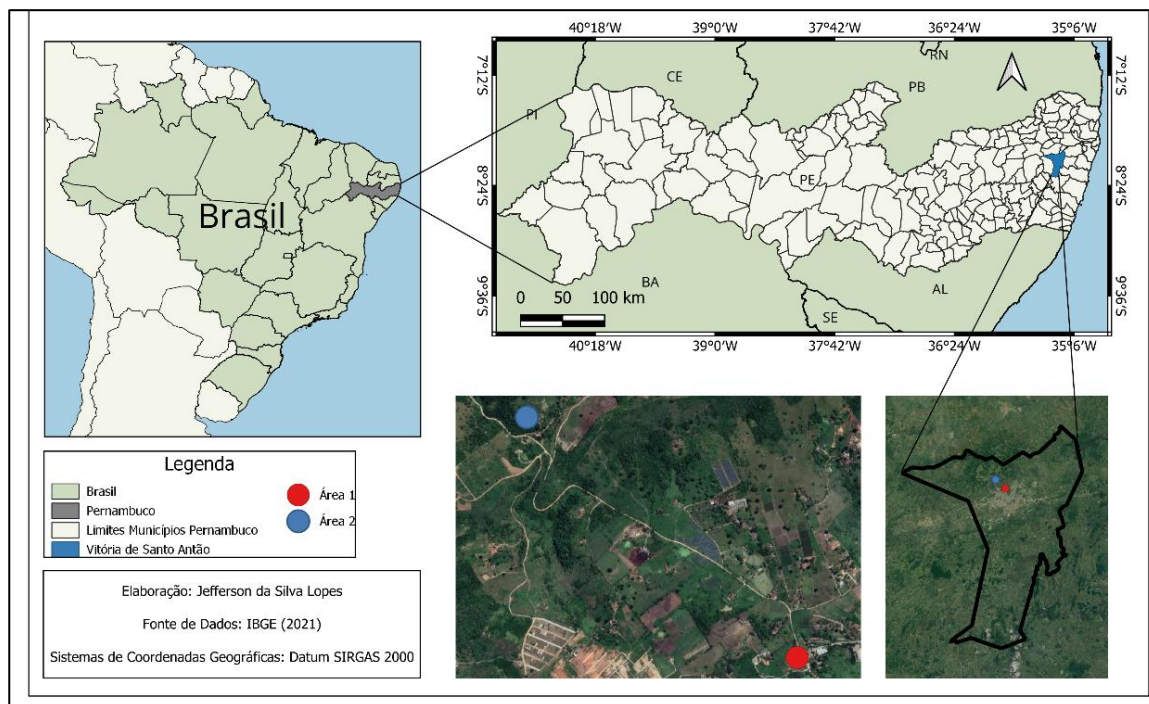
A decomposição foliar, intrinsecamente ligada às características ambientais, segue padrões gerais em diferentes estágios de desenvolvimento florestal, uma observação corroborada por Carpanezzi (1997). No mesmo contexto, Schumacher *et al.*, (2004) destaca a interação sensível entre fatores ambientais e a produção de serrapilheira. Além disso, a relação entre a senescência, influenciada pelo fotoperíodo e pela temperatura, e a quantidade de folhas caídas ressalta a conexão entre processos biológicos e ambientais (Japiassú *et al.*, 2018), o que tem implicações importantes para práticas de manejo que buscam a sustentabilidade e eficácia na gestão dos recursos naturais.

Neste capítulo, o objetivo geral é analisar como o uso do solo, as condições climáticas e a dinâmica da decomposição foliar estão interligados, com foco na influência da macrofauna edáfica e na liberação de nitrogênio. Para isso, foram investigados diferentes sistemas de uso do solo, incluindo florestas naturais, áreas agrícolas e pastagens, em dois períodos climáticos distintos, marcados pela variação das chuvas intensas.

Espera-se que os resultados desta pesquisa ampliem o entendimento sobre a dinâmica biogeoquímica dos ecossistemas da Mata de Pernambuco, contribuindo para a formulação de estratégias de manejo que promovam a sustentabilidade e a eficiência na gestão desses recursos naturais.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento foi realizado no município de Vitória de Santo Antão, localizado na mesorregião da Zona da Mata Norte de - PE. O município faz divisa ao norte com Glória do Goitá e Chã de Alegria, ao sul com Primavera e Escada, a Leste com Moreno, Cabo e São Lourenço da Mata, e a oeste com Pombos (CPRM, 2005). (Figura 1).



**Figura. 1** - Localização geográfica do município Vitória de Santo Antão – PE e dos locais do experimento.

Fonte: Autor (2024).

Vitória de Santo Antão, localizada na região da Mata Atlântica, está situada na Província Borborema do ponto de vista geológico. Sua geologia compreende os complexos Salgadinho, Belém do São Francisco e Vertentes, que incluem suítes Intrusiva Leucocrática Peraluminosa e Calcicalcina de Médio a Alto Potássio Itaporanga, além de Granitóides Indiscriminados (CPRM, 2005). Em relação ao relevo, a área pertence às Superfícies Retrabalhadas, caracterizadas por um terreno intensamente dissecado, apresentando vales profundos devido à erosão e retrabalhamento do relevo (CPRM, 2005).

O município está na bacia do Rio Capibaribe e possui diversos afluentes, como o Rio Capibaribe, Tapacurá, Tamatá-Mirim, Jaboatão, Cueira de Suassuna e Ipojuca, além de vários riachos. As principais fontes de acumulação de água são a Barragem Tapacurá e os açudes Toró e da Usina Santo Antônio. A maioria dos cursos d'água na região flui constantemente, e o padrão de drenagem predominante é dendrítico (CPRM, 2005).

## 2.1 Instalação do Experimento

O experimento foi instalado em duas localidades distintas: a primeira em um fragmento de Mata Atlântica, e a segunda na unidade de produção, ambas pertencente ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de - PE - *Campus Vitória de Santo Antão*.

Para caracterizar os períodos seco e chuvoso no município de Vitória de Santo Antão - PE, utilizou-se dados de precipitação pluviométrica acumulada mensal provenientes da Estação Meteorológica do Instituto Agrônomo de - PE (IPA), fornecidos pela Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC). Essa estação está localizada a uma latitude de 08°07'05" S e longitude de 35°17'29" W Gr, com altitude em torno de 156 metros.

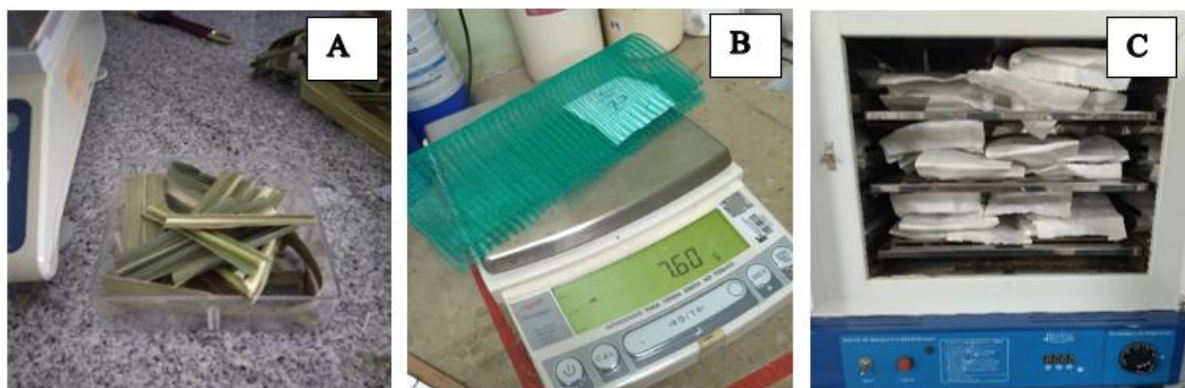
## 2.2 Delineamento experimental e descrição dos tratamentos

O experimento foi conduzido seguindo um delineamento completamente ao acaso, envolvendo 4 tratamentos (Vegetação Nativa, Cana-de-açúcar, Plantio de Limão e Solo descoberto), com amostragem realizada em cada estação (Chuvosa e Seca) entre março de 2022 e março de 2023. Para coletar as amostras de análise, uma área de 20 x 20 metros foi estabelecida em cada ambiente. Dentro dessa área, linhas foram traçadas a cada 5 metros em ambos os lados e os pontos de coleta foram determinados na interseção dessas linhas.

Para conduzir este estudo, a espécie predominante no local, a Cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*), composta por híbridos, ou seja, plantas resultantes de cruzamentos seletivos entre diferentes variedades ou até mesmo espécies relacionadas, foi selecionada. Esses híbridos apresentam características distintas, como maior resistência a pragas, melhores rendimentos ou adaptação a diferentes condições ambientais. Antes da instalação do experimento, foi realizada a coleta dos resíduos vegetais.

A instalação do experimento começou em março de 2022, com a coleta do material fresco. Após a limpeza, o material coletado foi seco em estufa com ventilação forçada a 65 °C por 24 horas, para determinar a massa seca inicial. Em seguida, os resíduos foram fracionados e preparados para serem acondicionados em bolsas de náilon, conforme ilustrado na Figura 2.

Em seguida, para avaliar o processo de decomposição, foram empregadas bolsas feitas de nylon, com dimensões de 25 x 25 cm e malha de 1 mm, previamente pesadas quando vazias. Essas bolsas foram preenchidas com aproximadamente 10 g de material vegetal seco, conforme mostrado na figura 2B.



**Figura. 2** - A - Resíduos vegetais fracionados 10 (cm) ; B – Pesagem das sacolas de náilon; C – Sacolas de náilon acondicionadas em estufa.

Fonte: Autor (2024).

O período experimental foi de março de 2022 a março de 2023, com coletas das bolsas de náilon realizadas a cada dois meses após a primeira coleta, ou seja, nos dias 31, 62, 125, 187, 249, 309 e 365, dividindo-se em duas estações distintas: a estação úmida e a estação seca. Em cada local, foram distribuídas 42 bolsas de náilon, divididas em 3 repetições, conforme ilustrado na Figura 3.



**Figura. 3** – Aspectos das áreas experimentais, A - Vegetação Nativa; B - Unidade de produção, Plantio de Limão; C - Cana-de-açúcar.

Fonte: Autor (2024).

No total, foram utilizadas 168 bolsas (Sacolas de náilon) neste experimento. Utilizou-se um delineamento inteiramente casualizados, distribuídas as bolsas em uma área de 5 x 5 metros, totalizando uma área de 25 metros quadrados. As sacolas de náilon foram distribuídas em duas condições: na superfície do solo e enterradas a 20 cm de profundidade colocadas na superfície do solo (Figura 4).



**Figura. 4** - Sacolas de náilon distribuídas no local, **A** - Unidade de produção; **B** - Vegetação Nativa.

Fonte: Autor (2024).

Concomitantemente a cada coleta nas áreas de estudo, a temperatura do solo foi aferida com o uso de um termômetro a 10 cm de profundidade, com 3 amostras em cada local para obter a média (Figura 5).



**Figura. 5** - Termômetro posicionado no solo para aferição da temperatura.

Fonte: Autor (2024).

O período experimental foi subdividido em duas estações distintas: a estação úmida, com uma duração de  $0,59 \text{ ano}^{-1}$  (equivalente a 186 dias), e a estação seca, com uma extensão de  $0,50 \text{ ano}^{-1}$  ou (179 dias).

### 2.3 Determinação da taxa de decomposição (k)

Com base no modelo exponencial apresentado por Olson (1963), foi determinada a taxa de decomposição (k) utilizando a seguinte equação:

$$\frac{X_t}{X_0} = e^{-kt} \quad \text{Eq. (1)}$$

em que:  $X_0$  é a massa inicial de serrapilheira;  $X_t$  é a massa remanescente depois de um dado período de tempo  $t$ ; e  $t$  é o tempo de decomposição.

Sendo a massa remanescente ( $X_t$ ) calculada pela seguinte equação:

$$Xt_{(\%)} = \left( \frac{\text{Massa Final}}{\text{Massa Inicial}} \right) \times 100 \quad \text{Eq. (2)}$$

O tempo requerido para 50% de decomposição (meia vida) e 99% de decomposição (Zhao *et al.*, 2014).

$$t^{0,5} = 0,693 / k \quad \text{Eq. (3)}$$

$$t^{0,99} = 5 / k \quad \text{Eq. (4)}$$

### 2.4 Determinação das variáveis climáticas

Para realizar essa caracterização e definição dos meses considerados úmidos e secos, conforme métodos propostos por Gregory (1979). A partir dos dados de precipitação, foram calculadas as medidas de tendência central, como média aritmética e mediana, e medidas de dispersão, incluindo amplitude e desvio padrão, por meio de uma análise descritiva.

Foram avaliados cinco índices climáticos como potenciais indicadores da taxa de decomposição da serrapilheira. Estes índices englobaram a precipitação média anual (PMA, mm), a temperatura média anual do ar (TMA, °C), a evapotranspiração (ETA, mm), a radiação solar (RS,  $\text{W m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ ) e o índice climático de decomposição (ICD, adimensional). O ICD é uma métrica que combina as variações mensais de temperatura e precipitação em um único indicador integrado de decomposição, conforme proposto por Parton *et al.* (2007).

Os dados mensais dessas variáveis foram adquiridos na Estação Meteorológica do Instituto Agrônomo de - PE (IPA), disponibilizados pela Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC). A estação está localizada a uma latitude de 08°07'05" S e uma longitude de 35°17'29" W Gr, a uma altitude de aproximadamente 156 metros.

Para calcular a Evapotranspiração de Referência ( $ET_0$ ), utilizou-se informações sobre a temperatura máxima e mínima do ar, velocidade do vento, insolação e umidade relativa do ar.

A estimativa foi realizada com base no método de Penman-Monteith (1952) descrito por Allen *et al.*, (1998).

$$ET_0 = \frac{0,408\Delta(R_n - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + 0,34u_2)} \quad \text{Eq. (5)}$$

em que:  $ET_0$  = evapotranspiração de referência ( $\text{mm dia}^{-1}$ );  $R_n$  = radiação líquida total diária ( $\text{Mj m}^{-2} \text{dia}^{-1}$ );  $G$  = fluxo de calor no solo ( $\text{Mj m}^{-2} \text{dia}^{-1}$ );  $T$  = temperatura média diária do ar ( $^{\circ}\text{C}$ );  $u_2$  = velocidade do vento média diária a 2 m de altura ( $\text{m s}^{-1}$ );  $e_s$  = pressão de saturação de vapor (kPa);  $e_a$  = pressão parcial de vapor (kPa);  $\Delta$  = é a declividade da curva de pressão de vapor na temperatura média diária do ar ( $\text{kPa } ^{\circ}\text{C}^{-1}$ );  $\gamma$  = constante psicrométrica ( $\text{kPa } ^{\circ}\text{C}^{-1}$ ).

O Índice Climático de Decomposição (ICD) foi determinado a partir da TMA, PMA e ETA, seguindo a metodologia proposta por Adair *et al.* (2008).

$$ICD_i = F_T(TMA_i) \times F_w(PMA_i; ETA_i) \quad \text{Eq. (6)}$$

onde:  $F_w$  ( $PMA_i$ ;  $ETA_i$ ) e  $F_T(TMA_i)$  são os efeitos mensais do estresse hídrico e temperatura na decomposição.

## 2.5 Avaliações da Macrofauna

A pesquisa sobre a macrofauna foi conduzida com duas coletas ao longo do ano. As amostras da macrofauna edáfica foram obtidas usando armadilhas Provid, com três armadilhas em cada local, conforme descrito por Antonioli *et al.* (2006). (Figura 6).



**Figura. 6** - Armadilhas de queda Provid instalada na área de estudo.

Fonte: Autor (2024).

Essas armadilhas, feitas com garrafas PET de 2,0 L contendo solução de detergente neutro (15%), apresentavam quatro aberturas de 2 cm x 2 cm enterradas ao nível do solo. (Figura 6) Cada conjunto de armadilhas permaneceu no campo por 96 horas em cada período de avaliação e depois foi transportado para o Laboratório de Fitopatologia no IFPE/CVSA.

As amostras coletadas foram peneiradas através de uma malha de 2 mm. Os organismos retidos na filtragem foram transferidos para recipientes plásticos com tampa contendo solução de álcool etílico a 70%. A identificação dos organismos até o nível de classes e ordens, bem como a contagem, foram realizadas visualmente, utilizando chaves dicotômicas conforme Triplehorn *et al.* (2015), conforme ilustrado na Figura 7.



**Figura. 7** - Identificação dos organismos.

Fonte: Autor (2024).

A frequência relativa total (FR) de cada táxon capturado durante o período de estudo foi calculada com base na classificação da macrofauna. Os critérios para avaliar o comportamento ecológico da fauna incluíram a abundância (número de indivíduos por armadilha), a riqueza (representada pela quantidade de grupos taxonômicos de ordem ou família) e os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H) e equabilidade de Pielou (e), obtidos conforme as equações 1 e 2, respectivamente, conforme descrito por Odum (1993) e Spellerberg (2008).

$$H = - \sum (p_i \times \log p_i), \quad \text{Eq. (7)}$$

onde, H corresponde ao índice de diversidade de Shannon-Wiener e  $p_i$  é a proporção da espécie, em relação ao número total de espécies encontradas nas avaliações realizadas.

$$e = H / \log S, \quad \text{Eq. (8)}$$

em que corresponde ao índice de Pielou,  $H$  é o índice de diversidade de Shannon e  $S$  é a riqueza de grupo.

## 2.6 Dinâmica do Nitrogênio

Foi utilizada a metodologia de bolsas de náilon para avaliar a dinâmica da ciclagem de nitrogênio a partir do material decomposto de fragmentos (serrapilheira) de Cana-de-açúcar remanescentes.

Para avaliar o teor de nitrogênio, foi empregada a metodologia de Kjeldahl. A quantidade de nitrogênio foi então determinada por titulação, permitindo calcular o teor desse nutriente na serrapilheira, proporcionou uma avaliação precisa e confiável do teor de nitrogênio na decomposição da serrapilheira de cana-de-açúcar.

## 2.7 Análises estatísticas

Os dados foram submetidos a uma análise de variância (ANOVA) com níveis de significância de  $p > 0,05$ , além de métodos estatísticos multivariados, incluindo a Análise de Componentes Principais (PCA) e regressões simples utilizando equações exponenciais negativas. Os resultados de taxa de decomposição e de massa remanescente foram submetidos a ANOVA para avaliar efeitos de profundidades e dos locais avaliados. Além disso, para comparar as médias, foi realizado o Teste de Tukey a 5% de significância. Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando os softwares R: A Language and Environment for Statistical Computing (R Core Team, 2023) e XLSTAT (Lumivero, 2023) no Microsoft Excel 2021.

# 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

## 3.1 Caracterização dos locais de estudo

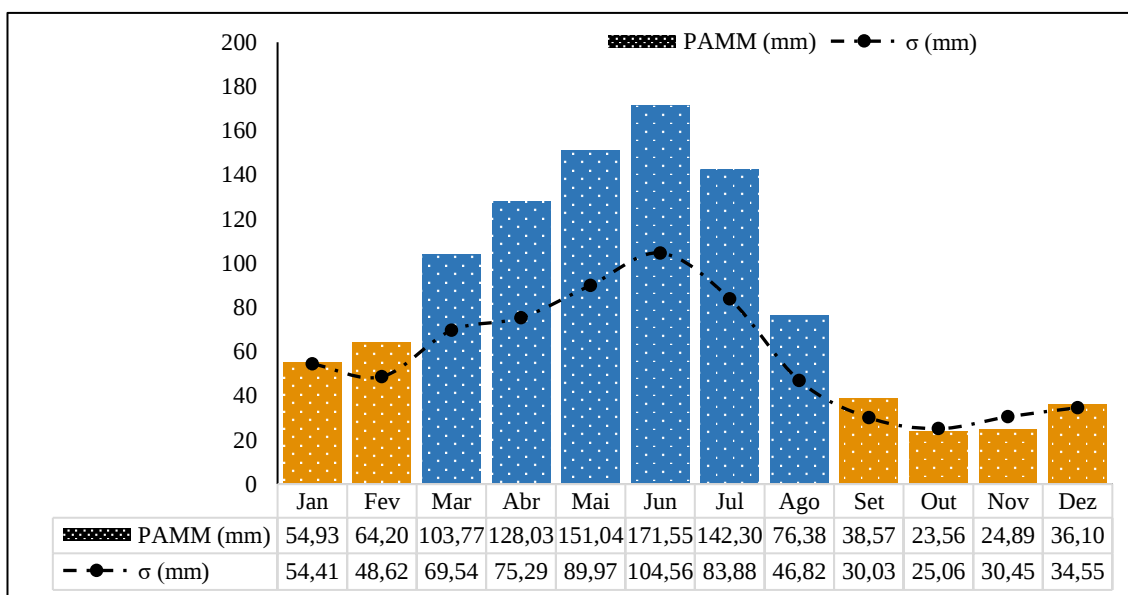
Na área designada como Vegetação Nativa, uma reserva ecológica do IFPE destinada à preservação, observa-se uma rica diversidade de espécies arbóreas de grande porte, típicas do bioma da Mata Atlântica. Esta área é composta por uma parte bem preservada e outra em processo de regeneração devido a um incêndio ocorrido anos atrás. Além disso, a presença de uma camada espessa de serrapilheira indica um ambiente natural saudável e equilibrado. Contudo, há evidências de intervenção humana nas proximidades, como desmatamento e cultivo agrícola, que podem afetar a integridade ecológica da região. Esses fatores ressaltam a importância da preservação e conservação dessa área, bem como a necessidade de medidas para mitigar os impactos negativos causados pela atividade humana.

No local designado para o cultivo de Cana-de-açúcar, destacou-se uma paisagem marcada por vastas plantações dessa cultura agrícola. As áreas destinadas ao cultivo apresentaram uma cobertura vegetal uniforme e homogênea, caracterizada pela predominância da cultura.

Em Plantio de Limão (Lima-ácida Tahiti), identificou-se uma área reservada para o plantio de citros, destinada tanto para fins pedagógicos quanto para o fornecimento ao *Campus*. Nessa área, observou-se um espaçamento considerável entre as plantas, proporcionando um ambiente adequado para o crescimento saudável. Além disso, parte do solo está parcialmente exposta, evidenciando os cuidados e práticas de manejo utilizados. Essa combinação de elementos cria um ambiente propício para estudos práticos e experimentais relacionados à agricultura de citros, contribuindo para a formação acadêmica e para a produção de alimentos no *Campus*. Por fim, na área designada como Solo descoberto, identificou-se uma paisagem com características de abandono ou de baixa atividade humana.

### 3.2 Caracterização dos meses secos e chuvosos na área de estudo

Com base nos valores de precipitação, foram categorizados os meses como secos (quando a precipitação foi menor que a mediana da série) ou úmidos (quando a precipitação foi igual ou maior que a mediana da série). O resultado completo do procedimento para a caracterização das estações chuvosa e seca pode ser observado na Figura 8.



**Figura. 8** - Dados históricos (1952-2022) da Precipitação Acumulada Média Mensal - PAMM, do município de Vitória de Santo Antão - PE. (Colunas de cor azul e laranja indicam os períodos chuvoso e seco, respectivamente. Pontos interligados por linha tracejada indicam o Desvio Padrão).

Fonte: Autor (2024).

Com base nos dados apresentados anteriormente em Vitória de Santo Antão, pode-se observar que a frequência de meses chuvosos ocorre no período de março a agosto, enquanto os meses secos compreendem o período de setembro a fevereiro.

### 3.3 Caracterização climática no período de estudo

Os resultados da caracterização climática do município de Vitória de Santo Antão - PE, realizada entre fevereiro de 2022 e março de 2023, são apresentados nas Tabelas 1 e 4. Os dados foram obtidos a partir de uma estação meteorológica, abrangendo parâmetros climáticos essenciais, como temperatura média (°C), precipitação acumulada (mm), evapotranspiração de referência (ET<sub>o</sub>, mm), índice climático de decomposição (ICD) e índice de aridez (Ia).

As análises revelaram diferenças marcantes entre os períodos chuvoso e seco durante o estudo. Na estação chuvosa, a temperatura média foi de 24,43 °C, a precipitação acumulada alcançou 1.315,60 mm, e o ICD médio foi 8,88, classificado como "subúmido úmido". Em contraste, na estação seca, a temperatura média foi de 25,94 °C, a precipitação somou 380,99 mm, e o ICD médio foi 3,17, classificado como "subúmido seco".

O total anual registrado indicou uma temperatura média de 25,19 °C, precipitação de 1.696,59 mm, e o ICD médio foi 3,84, caracterizando a região como "subúmido úmido". Esses índices refletem as variações sazonais da região e fornecem uma base para compreender o impacto das condições climáticas sobre os processos ambientais locais.

**Tabela 1** - Índices climáticos para o período experimental em estação chuvosa e seca em Vitória de Santo Antão - PE.

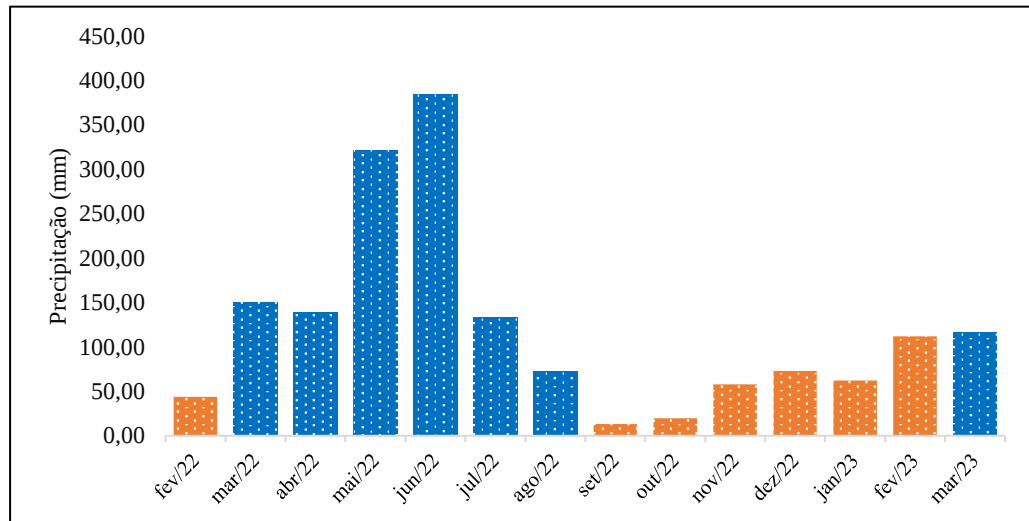
|              | <b>TM</b><br><b>(C°)</b> | <b>PM</b><br><b>(mm)</b> | <b>ET<sub>o</sub></b><br><b>(mm)</b> | <b>ICD</b><br><b>(Média)</b> | <b>Classe Climática</b> |
|--------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------------------|------------------------------|-------------------------|
| <b>Úmido</b> | 24,43                    | 1315,60                  | 667,29                               | 8,88                         | Subúmido úmido          |
| <b>Seco</b>  | 25,94                    | 380,99                   | 835,14                               | 3,17                         | Subúmido seco           |
| <b>Total</b> | 25,19                    | 1696,59                  | 1502,42                              | 3,84                         | Subúmido úmido          |

TM = temperatura média mensal; PM = precipitação média mensal; ET<sub>o</sub> = evapotranspiração de referência; ICD = índice climático de decomposição.

Fonte: Autor (2024).

Durante o período experimental, a distribuição das chuvas foi regular entre março/2022 e julho/2022, com uma leve diminuição em agosto/2022, totalizando 1696,59 mm, o que corresponde a 78% do período experimental.

No período considerado seco, houve 380,99 mm de precipitação, com 7 meses chuvosos e 7 meses secos, e uma redução das chuvas entre setembro e outubro. Em fevereiro/2022, mês anterior à instalação do experimento, a precipitação foi de 43,80 mm e, em março/2022, foi de 150,20 mm (Figura 9).

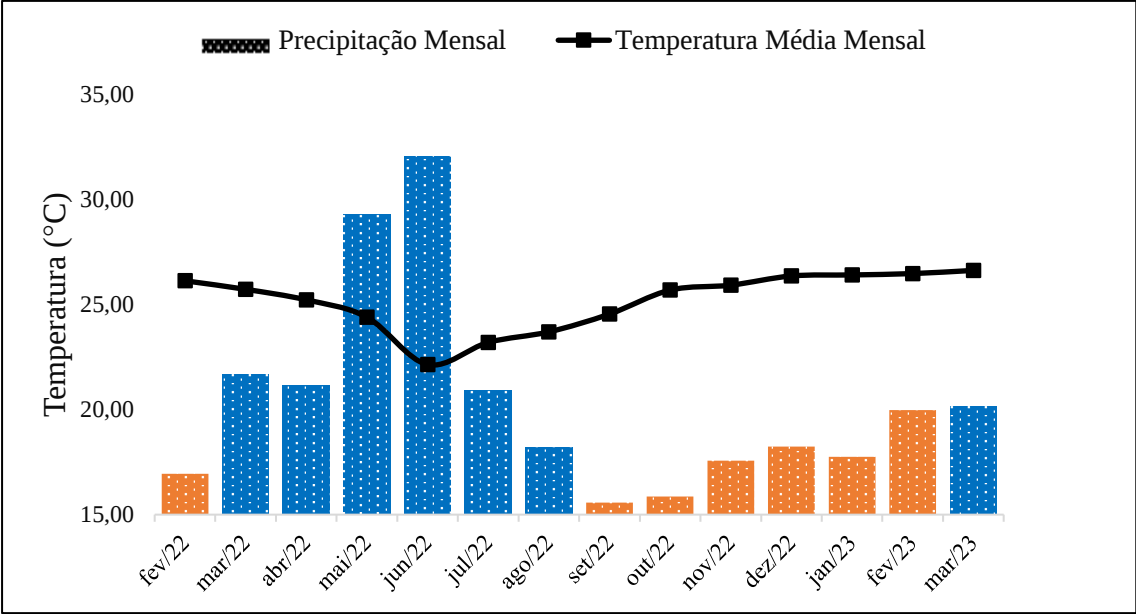


**Figura. 9** - Distribuição da precipitação mensal (mm) entre fevereiro de 2022 a março de 2023, em Vitória de Santo Antão - PE.

Fonte: Autor (2024).

Estudos realizados por Figueredo-Filho *et al.* (2003) demonstraram que a variação na distribuição das chuvas pode impactar significativamente os processos biológicos do solo. Eles observaram que a umidade adequada, proporcionada pela precipitação regular, é fundamental para a atividade microbiana e a decomposição da matéria orgânica.

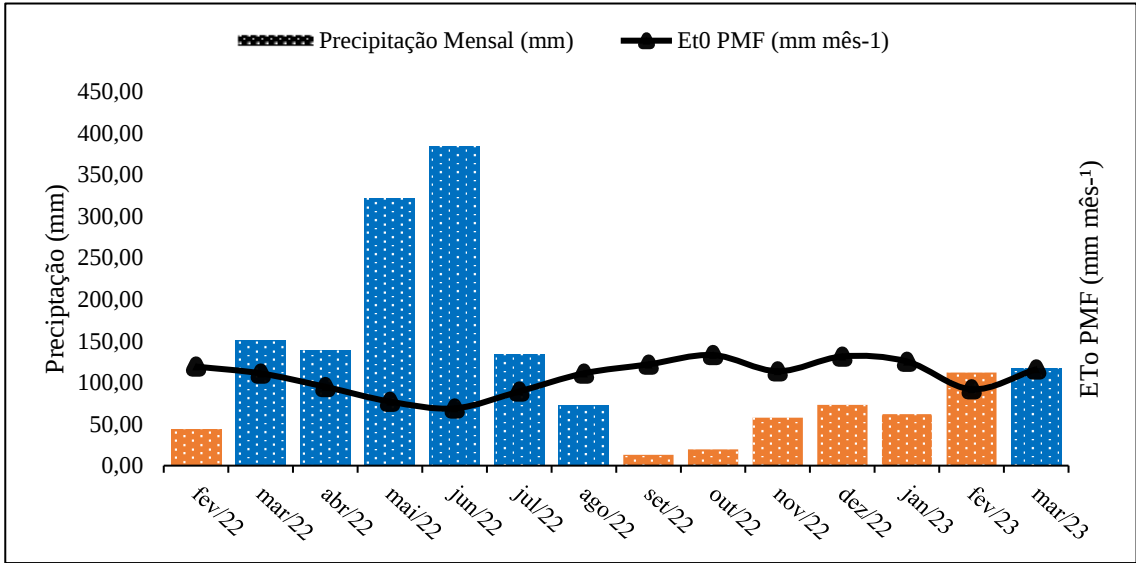
Além disso, a alternância entre períodos secos e chuvosos influencia o ciclo de nutrientes e a dinâmica dos organismos do solo, afetando a eficiência da decomposição e a liberação de nutrientes essenciais para as plantas. A temperatura média em Vitória de Santo Antão, no período foi de 25,19 C°, registrando na Estação Úmida média de 24,43 C° e 25,94 C° na Estação Seca, sendo os meses de dezembro a fevereiro os mais quentes. (Figura 10).



**Figura. 10** - Temperatura média mensal (C°) em Vitória de Santo Antão - PE.

Fonte: Autor (2024).

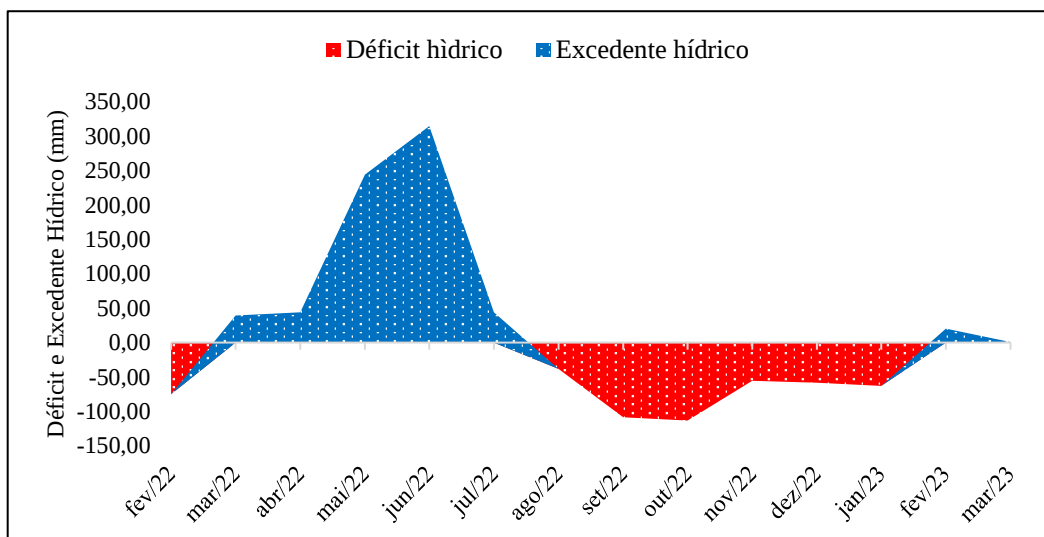
No que se refere à evapotranspiração, os valores mais baixos ocorreram nos meses de maio/2022 (76,98 mm) e junho/2022 (68,86 mm), que correspondem ao período de alta precipitação na região, totalizando 667,29 mm durante a estação úmida. Em contrapartida, nos meses secos, a evapotranspiração atingiu 716,12 mm, com maiores valores registrados nos meses de outubro/2022 (132,88 mm) e dezembro/2022 (131,24 mm), totalizando 1502,42 mm (Figura 11).



**Figura. 11** - Precipitação média mensal (mm) em colunas de cor azul e laranja indicam os períodos chuvoso e seco, respectivamente. E linha indica a Evapotranspiração de Referência - ETo (mm) no período experimental.

Fonte: Autor (2024).

Neste contexto, a análise das condições hídricas assume um papel decisivo na compreensão do ambiente estudado. A precipitação pluviométrica e o balanço hídrico se tornam determinante nos processos ecológicos e ambientais da região. Portanto, foram analisados dados do balanço hídrico da região durante o período de estudo, destacando momentos de excedente e déficit hídrico, fornecendo uma visão abrangente das flutuações climáticas que influenciaram a pesquisa (Figura 12).



**Figura. 12** - Balanço hídrico em Vitória de Santo Antão – PE, no período do estudo.

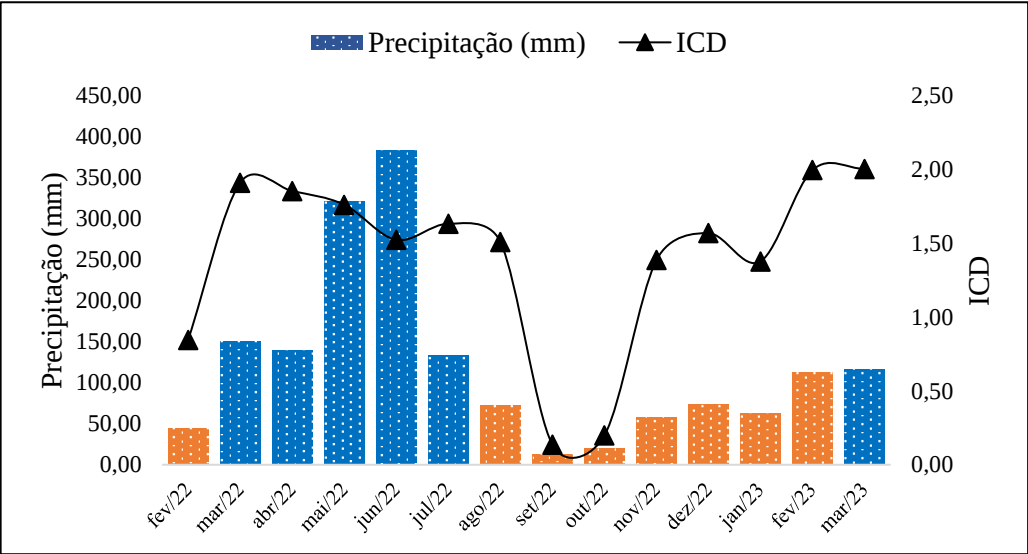
Fonte: Autor (2024).

Os dados revelam que ao longo do período de estudo, houve um excedente hídrico total de 194,17 mm. Isso ocorreu principalmente durante os meses de março a julho de 2022, bem como em fevereiro de 2023 e março de 2023, quando o excedente hídrico foi observado. Por outro lado, nos meses de fevereiro de 2022 e de agosto de 2022 a janeiro de 2023, foi registrado um déficit hídrico, como ilustrado na figura 12.

### 3.4 Índice climático de decomposição

O Índice climático de decomposição foi utilizado para avaliar a influência das condições ambientais na dinâmica de decomposição ao longo do tempo. A média geral do ICD durante o período de análise foi de 1,41, indicando uma tendência moderada de decomposição nas condições climáticas observadas. Quando analisados os meses secos, o ICD apresentou uma média de 1,11, sugerindo uma decomposição mais lenta, provavelmente devido à menor disponibilidade de água e às condições mais secas. Em contraste, durante os meses chuvosos, o ICD alcançou uma média de 1,74, refletindo um aumento na taxa de decomposição, associado

à maior disponibilidade de água e temperaturas mais amenas, condições favoráveis para o processo de decomposição. Os dados podem ser visualizados na Figura 13.



**Figura. 13** - Variação índice climático de decomposição (ICD) no período experimental.

Fonte: Autor (2024).

Durante o período seco, o aumento do Índice Climático de Decomposição (ICD) deve-se principalmente à influência da temperatura. Em condições mais secas, a ausência de chuvas reduz a disponibilidade de água, mas temperaturas mais elevadas intensificam a atividade de microrganismos e outros agentes decompositores. Esse efeito térmico compensa, em parte, o estresse hídrico, favorecendo a aceleração do processo de decomposição e explicando o aumento do ICD mesmo em períodos de baixa umidade.

3.5 Caracterização química e física do solo

**Tabela 2** - Análise química do solo para as categorias de ambientes de estudo.

| Local                                            | pH               | P                             | S | K <sup>+</sup> | Na <sup>+</sup>                    | H <sup>+</sup> +<br>Al <sup>3+</sup> | Al <sup>3+</sup> | Ca <sup>2+</sup> | Mg <sup>+2</sup> | SB                                                                       | CTC   | M.O.  |
|--------------------------------------------------|------------------|-------------------------------|---|----------------|------------------------------------|--------------------------------------|------------------|------------------|------------------|--------------------------------------------------------------------------|-------|-------|
|                                                  | H <sub>2</sub> O | -----mg/dm <sup>3</sup> ----- |   |                | -----cmol./dm <sup>3</sup> -----   |                                      |                  |                  |                  | g/kg                                                                     |       |       |
| Vegetação Nativa                                 | 5,4              | 3,90                          | - | 62,32          | 0,07                               | 2,67                                 | 0,05             | 1,80             | 1,57             | 3,61                                                                     | 6,28  | 55,27 |
| Cana-de-Açúcar                                   | 6,6              | 36,26                         | - | 227,66         | 0,06                               | 2,10                                 | 0,05             | 2,85             | 2,55             | 6,04                                                                     | 8,13  | 31,16 |
| Plantio de Limão                                 | 7,3              | 135,14                        | - | 435,66         | 0,24                               | 0,43                                 | 0,10             | 5,84             | 3,40             | 10,62                                                                    | 11,05 | 24,74 |
| Solo Descoberto                                  | 7,3              | 91,35                         | - | 224,71         | 0,12                               | 0,59                                 | 0,05             | 3,72             | 1,54             | 5,95                                                                     | 6,55  | 28,22 |
| P, K, Na: Extrator Mehlich 1                     |                  |                               |   |                | SB: Soma de Bases Trocáveis        |                                      |                  |                  |                  | M.O.: Matéria Orgânica – Walkley-Black                                   |       |       |
| H + Al: Extrator Acetato de Cálcio 0,5 M, pH 7,0 |                  |                               |   |                | CTC: Capacidade de Troca Catiônica |                                      |                  |                  |                  | S: Extrator                                                              |       |       |
| Al, Ca, Mg: Extrator KCL 1 M                     |                  |                               |   |                |                                    |                                      |                  |                  |                  | Ca(H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> H <sub>2</sub> O 0,01 M |       |       |

Fonte: Autor (2024).

Os resultados da análise da textura do solo revelam que, nas categorias de Vegetação Nativa, Cana-de-Açúcar, Plantio de Limão e Solo descoberto, o solo apresenta características semelhantes, sendo classificado como Franco Arenosa. (Tabela 3).

**Tabela 3** - Análise física do solo para as categorias de ambientes de estudo.

| Local            | Areia          | Silte              | Argila       | Classe Textural |
|------------------|----------------|--------------------|--------------|-----------------|
|                  | 2 – 0,05<br>mm | 0,05 – 0,002<br>mm | <0,002<br>mm |                 |
|                  | -----g/kg----- |                    |              |                 |
| Vegetação Nativa | 773            | 142                | 85           | Franco Arenosa  |
| Cana-de-Açúcar   | 732            | 193                | 75           | Franco Arenosa  |
| Plantio de Limão | 623            | 251                | 126          | Franco Arenosa  |
| Solo descoberto  | 684            | 197                | 118          | Franco Arenosa  |

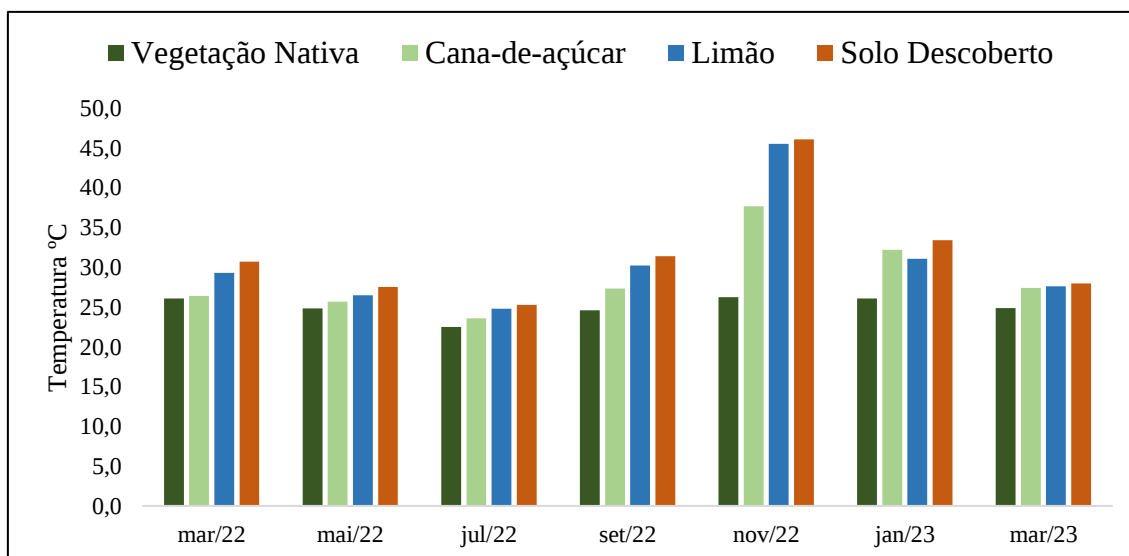
Fonte: Autor (2024).

Por exemplo, Araújo, Ker e Lani (2012), destacam que a textura do solo influencia diretamente a capacidade de retenção de água e nutrientes, bem como a aeração e drenagem do solo, fatores essenciais para o desenvolvimento das plantas. Além disso, a composição textural do solo pode afetar a velocidade de infiltração da água, a resistência à erosão e a facilidade de penetração das raízes (FAO, 2006). No contexto do estudo, compreender a textura do solo nas diferentes áreas é fundamental para avaliar sua aptidão para sustentar a vegetação específica de cada local, bem como para prever o comportamento do solo em resposta às práticas de manejo aplicadas.

### 3.6 Temperatura do solo

Foi observada uma variação mensal nas temperaturas do solo em todos os ambientes. Esse padrão sazonal é consistente com as condições climáticas típicas da região, com temperaturas mais altas nos meses mais quentes e temperaturas mais baixas nos meses mais frios. Essa variação sazonal nas temperaturas do solo tem implicações significativas para diversos processos biológicos e físicos no solo.

Com os resultados obtidos, é possível verificar que cada local apresenta seu próprio perfil de temperatura. Por exemplo, o local Solo descoberto registra temperaturas mais elevadas em comparação com os outros ambientes na maioria dos meses. Isso pode ser atribuído a fatores específicos associados à localização ou à vegetação presente. Em um determinado mês, notamos uma variação extrema nas temperaturas do solo no local Solo descoberto, que registrou temperaturas excepcionalmente elevadas. (Figura 14).



**Figura. 14** - Variação da temperatura do solo nos ambientes Vegetação Nativa, Cana-de-açúcar, Plantio de Limão e Solo descoberto, no período experimental.

Fonte: Autor (2024).

De acordo com Cortez *et al.*, (2015), a temperatura do solo afeta diretamente a atividade microbiana, a decomposição da matéria orgânica e a disponibilidade de nutrientes. Em períodos de temperaturas mais altas, a atividade microbiana tende a aumentar, acelerando a decomposição e a mineralização dos nutrientes.

Na Vegetação Nativa, ao longo do período observado, as temperaturas do solo exibiram uma clara sazonalidade, variando de 22,5 °C em julho de 2022, representando o ponto mais baixo, a 26,3 °C em novembro de 2022. Essa tendência sazonal distintiva, com temperaturas relativamente mais baixas em comparação com outros ambientes, reflete a capacidade da vegetação nativa de moderar as flutuações térmicas do solo. Estudos realizados por Lal (2004) indicam que a cobertura vegetal nativa pode ajudar a estabilizar a temperatura do solo, contribuindo para um microclima mais estável e favorável ao crescimento das plantas. Essa estabilização é crucial para a manutenção da atividade microbiana e dos processos de decomposição, essenciais para a saúde do solo e a disponibilidade de nutrientes. Na área de Cana-de-açúcar, as temperaturas do solo também seguiram um padrão sazonal semelhante, oscilando de 23,6 °C em julho de 2022 a 37,7 °C em novembro de 2022.

Por outro lado, em Plantio de Limão, as temperaturas do solo tiveram uma amplitude notável, variando de 22,5 °C em julho de 2022 a 45,6 °C em novembro de 2022. Essa ampla variação sazonal reflete a influência das condições climáticas ao longo do ano. Já em Solo descoberto, as temperaturas do solo variaram de 24,8 °C em julho de 2022, atingindo 46,1 °C em novembro de 2022, evidenciando igualmente uma variação sazonal notável, com temperaturas mais elevadas durante os meses mais quentes.

Estes resultados são corroborados por Oliveira *et al.* (2019), que, ao estudarem diferentes tipos de cobertura do solo e analisarem a variabilidade da temperatura, constataram que as temperaturas foram menores quando o solo estava coberto por vegetação (grama), em comparação com o Solo descoberto.

### 3.7 Taxa de decomposição (k)

A análise da massa remanescente dos resíduos após 365 dias de decomposição revelou diferenças significativas entre os materiais das dos quatro ambientes (Tabela 4). Esses resultados destacam a influência dos fatores climáticos ao longo do processo. Além disso, a taxa e o tempo de decomposição dos resíduos dos resíduos estudados exibiram diferenças estatisticamente significativas ( $p < 0,05$ ).

A taxa de decomposição dos resíduos ao longo de todo o experimento foi modelada por uma regressão exponencial decrescente ( $p < 0,01$ ), com valores de  $R^2$  variando entre 0,79 e 0,99 (Tabela 4).

**Tabela 4** - Taxa de decomposição (k), coeficiente de determinação ( $R^2$ ), tempo requerido para 50% de decomposição ( $t_{0,5}$ ) e tempo requerido para 99% de decomposição ( $t_{0,99}$ ) em Superfície e Subsuperfície.

| Local            | Modelo                         | R <sup>2</sup> | k ano <sup>-1</sup>  | t <sub>0,5</sub> | t <sub>0,99</sub> |
|------------------|--------------------------------|----------------|----------------------|------------------|-------------------|
|                  |                                |                |                      | Anos             |                   |
| Vegetação Nativa |                                |                |                      |                  |                   |
| Superfície       | y = 0,8292e <sup>-1,905x</sup> | 0,96*          | 1,90 C <sup>a</sup>  | 0,36             | 2,63              |
| Subsuperfície    | y = 0,7636e <sup>-1,11x</sup>  | 0,79*          | 1,11 c <sup>b</sup>  | 0,62             | 4,50              |
| Cana-de-Açúcar   |                                |                |                      |                  |                   |
| Superfície       | y = 0,5955e <sup>-2,065x</sup> | 0,85*          | 2,06 B <sup>a</sup>  | 0,34             | 2,43              |
| Subsuperfície    | y = 0,832e <sup>-1,741x</sup>  | 0,95*          | 1,74 bc <sup>b</sup> | 0,40             | 2,87              |
| Plantio de Limão |                                |                |                      |                  |                   |
| Superfície       | y = 0,8201e <sup>-2,521x</sup> | 0,96*          | 2,52 AB <sup>a</sup> | 0,28             | 1,98              |
| Subsuperfície    | y = 0,7904e <sup>-2,075x</sup> | 0,88*          | 2,07 ab <sup>b</sup> | 0,33             | 2,42              |
| Solo Descoberto  |                                |                |                      |                  |                   |
| Superfície       | y = 0,7822e <sup>-3,400x</sup> | 0,92*          | 3,40 A <sup>a</sup>  | 0,20             | 1,47              |
| Subsuperfície    | y = 0,7969e <sup>-2,513x</sup> | 0,95*          | 2,51 a <sup>b</sup>  | 0,28             | 1,99              |

Valores de k foram determinadas usando regressão exponencial negativa ( $X/X_0 = e^{-kt}$ ), Olson (1963).

Todos os valores de k foram calculados por regressões significantes ( $p < 0,01^*$ ).

**A, B, C** Diferentes letras maiúsculas em negrito nas colunas representam a diferença significativa ( $p < 0,05$ ) dos ambientes entre as profundidades Superfície.

**a, b, c** diferentes letras minúsculas em negrito nas colunas representam a diferença significativa ( $p < 0,05$ ) dos ambientes entre as profundidades Subsuperfície.

**a, b, c** diferentes letras minúsculas em negrito e em sobrescrito nas colunas representam a diferença significativa ( $p < 0,05$ ) entre as profundidades de cada local.

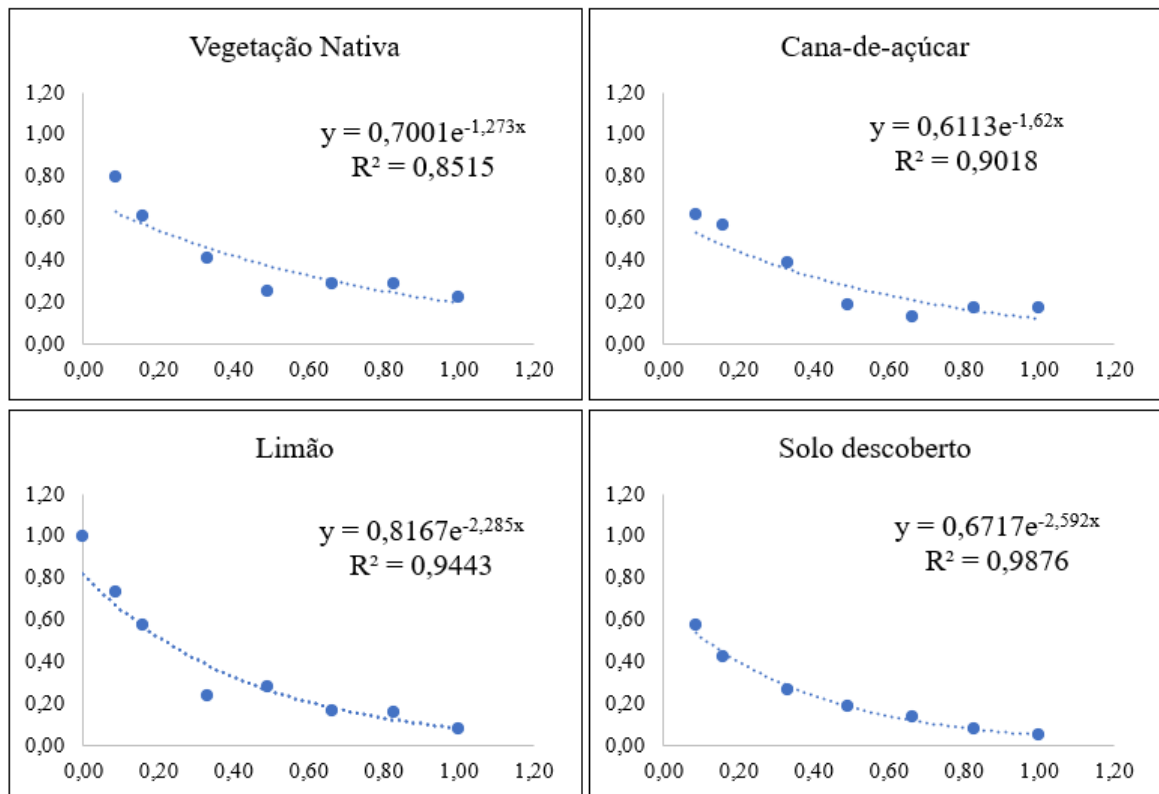
Fonte: Autor (2024).

Ressalta-se que o fator temporal, em conjunto com os diversos elementos microclimáticos presentes, teve uma influência significativa no processo de decomposição.

Além disso, em todos os quatro ambientes estudados, as perdas de massa na camada superficial foram maiores do que as observadas na subsuperfície, quando comparadas ao conteúdo inicial. É notável que a curva de decaimento foi mais acentuada na superfície, apresentando uma taxa de decomposição mais elevada para a espécie analisada, conforme mostrado na tabela 4.

No que diz respeito ao tempo necessário para atingir os níveis de decomposição de 50% e 99% do material vegetal analisado, é observado que o local denominado Solo descoberto apresentou os menores intervalos temporais para ambos os níveis de decomposição e profundidades consideradas, conforme indicado na Tabela 4. Essa tendência pode ser atribuída à sua taxa de decomposição mais acelerada em ambas as camadas de estudo, resultando em um processo de degradação mais rápido. Por outro lado, os resíduos provenientes do local identificado como Vegetação Nativa demonstram ser aqueles que permanecerão no ambiente por um período mais prolongado devido à sua decomposição mais lenta.

Ao se comparar as taxas de decomposição ( $k$ ) entre os diferentes ambientes, observa-se que o local Solo descoberto apresentou a taxa mais elevada, registrando um valor de  $2,59 \text{ k ano}^{-1}$ , em contraposição às taxas menores observadas nos ambientes Plantio de Limão ( $2,29 \text{ k ano}^{-1}$ ), Cana-de-açúcar ( $1,63 \text{ k ano}^{-1}$ ) e Vegetação Nativa ( $1,27 \text{ k ano}^{-1}$ ), conforme apresentado na Figura 15.



**Figura. 15** - Curvas de decaimento da taxa de decomposição ( $k$ ), com regressão exponencial e coeficiente de determinação ( $R^2$ ) para os diferentes locais.

Fonte: Autor (2024).

Dentre os ambientes analisados, observou-se que o local denominado Solo descoberto apresentou o menor período de decomposição em todas as profundidades, com um tempo estimado de 1,93 anos para atingir 99% de decomposição, evidenciando, assim, a taxa de decomposição mais elevada em relação aos demais ambientes (Tabela 5).

**Tabela 5** - Taxa de decomposição (k), coeficiente de determinação (R<sup>2</sup>), tempo requerido para 50% de decomposição (t<sub>0,5</sub>) e tempo requerido para 99% de decomposição (t<sub>0,99</sub>).

| Local                   | Modelo                  | R <sup>2</sup> | k ano <sup>-1</sup> | t <sub>0,5</sub> | t <sub>0,99</sub> |
|-------------------------|-------------------------|----------------|---------------------|------------------|-------------------|
| <b>Vegetação Nativa</b> | $y = 0,7001e^{-1,273x}$ | <b>0,85*</b>   | <b>1,27 CB</b>      | 0,54             | 3,93              |
| <b>Cana-de-açúcar</b>   | $y = 0,6113e^{-1,62x}$  | <b>0,90*</b>   | <b>1,63 BC</b>      | 0,42             | 3,06              |
| <b>Plantio de Limão</b> | $y = 0,7364e^{-2,138x}$ | <b>0,92*</b>   | <b>2,29 BC</b>      | 0,32             | 2,35              |
| <b>Solo Descoberto</b>  | $y = 0,6717e^{-2,592x}$ | <b>0,98*</b>   | <b>2,59 A</b>       | 0,27             | 1,93              |

Valores de k foram determinados usando regressão exponencial negativa ( $X/X_0 = e^{-kt}$ ), Olson (1963).

Todos os valores de k foram calculados por regressões significantes ( $p < 0,01^*$ ).

A, B, C Diferentes letras maiúsculas em negrito e nas colunas representam a diferença significativa ( $p < 0,001$ ) entre os ambientes.

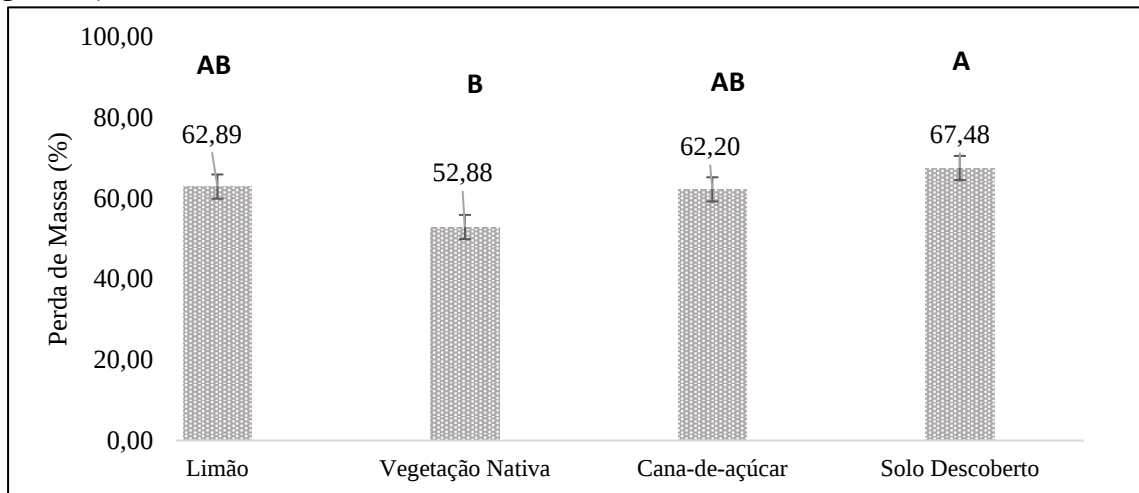
Fonte: Autor (2024).

Esses resultados podem ser contextualizados com descobertas de outros estudos. Por exemplo, Lopes (2019) observou uma taxa de decomposição de 3,68 ano<sup>-1</sup> em um fragmento de Mata Atlântica, enquanto Henriques *et al.* (2016) encontraram uma taxa de 1,36 ano<sup>-1</sup>. Makkonen *et al.* (2012), estudando gradientes climáticos e biomas diversos, identificaram uma taxa de decomposição de 2,11 ano<sup>-1</sup> para biomas tropicais, semelhante à observada no ambiente Plantio de Limão. Em contraste, Santana (2005a) encontrou uma taxa significativamente mais baixa de 0,33 ano<sup>-1</sup> para o semiárido do Rio Grande do Norte, indicando que a decomposição da serrapilheira nessa região é mais lenta em comparação com os resultados deste estudo, que mostraram taxas mais elevadas em todos os ambientes analisados.

De acordo com Olson, (1963), os valores de k elevados são característicos de ambientes tropicais variando de 1 a 4 ano<sup>-1</sup>. Segundo Anderson; Swift (1983), o processo de decomposição é regulado por três grupos principais de variáveis: a natureza da comunidade de decompositores (incluindo animais e microrganismos), a degradabilidade da matéria orgânica (qualidade dos recursos) e o ambiente físico-químico (macroclima, microclima e solo). Eles enfatizam que essas variáveis interagem de maneira hierárquica, onde o macroclima influencia o microclima, este influencia a qualidade dos recursos, e esta última afeta a composição dos organismos envolvidos no processo de decomposição.

No contexto deste estudo, referente às perdas de massa ao longo do período de 365 dias,

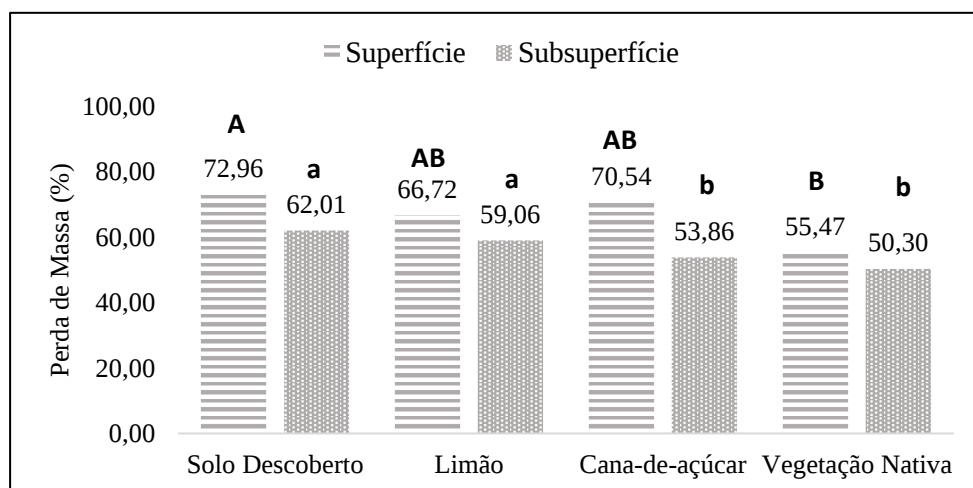
as médias de perda foram registradas em 66,33%. Destaca-se que as maiores perdas de massa foram observadas no local Solo descoberto, alcançando um valor de 67,48%, enquanto as menores perdas foram registradas na área de "Vegetação Nativa," com um índice de 52,88%. (Figura 16).



**Figura. 16** - Perda percentual média de massa remanescente ao longo de 365 dias. Letras maiúsculas indicam diferenças estatísticas ( $P > 0,05$ ).

Fonte: Autor (2024).

Essas diferenças são estatisticamente significativas ( $p < 0,05$ ), conforme ilustrado na Figura 16. No presente trabalho, as perdas de massa ao longo dos 365 dias de estudo, as perdas médias foram de 66,33%, com os maiores valores verificados no local Solo descoberto (67,48%) e os menores na Vegetação Nativa (52,88%). Estatisticamente a ( $p < 0,05$ ). (Figura 17)



**Figura. 17** - Perda percentual média de massa remanescente na superfície e subsuperfície ao longo de 365 dias. Letras maiúsculas indicam diferenças estatísticas para a superfície, e minúsculas para a subsuperfície ( $P > 0,05$ ).

Fonte: Autor (2024).

Foram observadas perdas médias mais significativas na camada superficial em todos os ambientes, em comparação com a subsuperfície. Os valores mais elevados foram registrados

no local Solo descoberto, com 72,96%, enquanto a menor taxa de perda, de 55,47%, foi observada na Vegetação Nativa. Esses resultados guardam relação com as taxas de decomposição previamente observadas e são estatisticamente significativos ( $p < 0,05$ ), como ilustrado na Figura 17.

Com base na Tabela 6, que apresenta os índices de correlação de Pearson, é possível observar que os índices climáticos, nomeadamente a Temperatura Média (TM) e a Evapotranspiração (ET<sub>0</sub>), revelaram uma correlação mais significativa com a taxa de decomposição nos ambientes Vegetação Nativa e Solo descoberto, respectivamente.

**Tabela 6** - Correlações entre a taxa de decomposição (k), com perda de massa, massa remanescente, e fatores climáticos.

|                       | Taxa de decomposição (k) |                 |                |                |                  |               |                 |                 |
|-----------------------|--------------------------|-----------------|----------------|----------------|------------------|---------------|-----------------|-----------------|
|                       | Vegetação Nativa         |                 | Cana-de-açúcar |                | Plantio de Limão |               | Solo Descoberto |                 |
|                       | Superfície               | Subsuperfície   | Superfície     | Subsuperfície  | Superfície       | Subsuperfície | Superfície      | Subsuperfície   |
| <b>PdM</b>            | -0,41                    | -0,40           | -0,55          | -0,67          | -0,55            | 0,43          | -0,46           | <b>-0,81**</b>  |
| <b>Xt</b>             | 0,40                     | 0,40            | 0,54           | <b>0,67***</b> | <b>0,68***</b>   | -0,44         | 0,46            | <b>0,82**</b>   |
| <b>TM</b>             | <b>-0,86**</b>           | <b>-0,83**</b>  | -0,42          | -0,21          | -0,42            | -0,58         | 0,06            | -0,63           |
| <b>PM</b>             | 0,20                     | 0,59            | 0,11           | 0,15           | 0,19             | 0,03          | 0,36            | 0,58            |
| <b>Ia</b>             | 0,26                     | 0,67            | 0,14           | 0,17           | 0,24             | 0,01          | 0,29            | 0,62            |
| <b>ET<sub>0</sub></b> | -0,62                    | <b>-0,74***</b> | -0,45          | -0,35          | -0,48            | -0,33         | -0,47           | <b>-0,76***</b> |
| <b>CDI</b>            | -0,40                    | -0,37           | -0,16          | -0,09          | -0,22            | 0,08          | 0,66            | -0,11           |

Asteriscos indicam correlação significativa entre duas variáveis em níveis:  $p < 0,01$  (\*);  $p < 0,05$  (\*\*);  $p < 0,10$  (\*\*\*). Perda de massa (PdM); Massa remanescente (Xt); Temperatura média mensal (TM); Precipitação média mensal (PM); Índice climático de decomposição (ICD); Índice de aridez (Ia); Evapotranspiração de referência (ET<sub>0</sub>). Fonte: Autor (2024).

Na Vegetação Nativa, temperaturas mais altas e maior evapotranspiração correlacionam-se negativamente com a taxa de decomposição. Em contraste, na Cana-de-Açúcar, há uma forte correlação positiva com a massa remanescente, indicando maior decomposição associada a maior massa remanescente. No Solo descoberto, a decomposição é afetada negativamente por perda de massa e evapotranspiração na superfície, mas positivamente pela massa remanescente na subsuperfície. Esses padrões sugerem que a temperatura média influencia mais a taxa de decomposição na Vegetação Nativa, enquanto a evapotranspiração é mais relevante no Solo descoberto.

### 3.8 Taxa de Decomposição Estação Úmida e Seco

Neste estudo, os dados foram divididos em dois períodos distintos, o período úmido e o período seco. Observou-se que as taxas de decomposição mais elevadas ocorreram durante a Estação Úmida, imediatamente após o início do experimento em março de 2023, enquanto os tempos de decomposição mais prolongados foram observados durante a Estação Seca conforme indicado na Tabela 7. De modo geral, considerando as diferentes categorias e médias das taxas

de decomposição (k) nas superfícies e subsuperfícies, podemos observar que a estação úmida teve uma taxa média de decomposição mais alta em comparação com a estação seca (Tabela 8).

**Tabela 7** - Sazonalidade do coeficiente de decomposição (k), coeficiente de determinação (R<sup>2</sup>) nos períodos chuvoso e seco.

| Locais                  | Modelo                         | R <sup>2</sup> | k 0,59 <sup>-1</sup> | t <sub>0,5</sub> | t <sub>0,99</sub> |
|-------------------------|--------------------------------|----------------|----------------------|------------------|-------------------|
| Estação Chuvosa         |                                |                |                      |                  |                   |
| <b>Vegetação Nativa</b> | y = 72,61e <sup>-1,017x</sup>  | <b>0,82</b>    | <b>1,02 C</b>        | 0,68             | 7,36              |
| <b>Cana-de-Açúcar</b>   | y = 67,752e <sup>-1,377x</sup> | <b>0,98</b>    | <b>1,38 B</b>        | 0,50             | 9,96              |
| <b>Plantio de Limão</b> | y = 74,677e <sup>-2,328x</sup> | <b>0,92</b>    | <b>2,33 BC</b>       | 0,30             | 16,81             |
| <b>Solo Descoberto</b>  | y = 66,567e <sup>-2,608x</sup> | <b>0,99</b>    | <b>2,61 A</b>        | 0,27             | 18,83             |
| Locais                  | Modelo                         | R <sup>2</sup> | k 0,50 <sup>-1</sup> | t <sub>0,5</sub> | t <sub>0,99</sub> |
| Estação Seca            |                                |                |                      |                  |                   |
| <b>Vegetação Nativa</b> | y = 15,146e <sup>0,9952x</sup> | <b>0,98</b>    | <b>0,99 B</b>        | 0,70             | 7,14              |
| <b>Cana-de-Açúcar</b>   | y = 18,196e <sup>-0,181x</sup> | <b>0,65</b>    | <b>0,18 B</b>        | 3,85             | 1,30              |
| <b>Plantio de Limão</b> | y = 58,157e <sup>-1,672x</sup> | <b>0,83</b>    | <b>1,67 AB</b>       | 0,41             | 12,05             |
| <b>Solo Descoberto</b>  | y = 72,55e <sup>-2,667x</sup>  | <b>0,94</b>    | <b>2,67 A</b>        | 0,26             | 19,26             |

Valores de k foram determinados usando regressão exponencial negativa ( $X/X_0=e^{-kt}$ ), Olson (1963).  
Todos os valores de k foram calculados por regressões significantes ( $p<0,01^*$ ).  
**A, B, C** Diferentes letras maiúsculas em negrito e nas colunas representam a diferença significativa ( $p< 0,001$ ) entre os ambientes em cada estação.  
Fonte: Autor (2024).

Ao realizar análise de variância, durante o período chuvoso, não foi observada diferença significativa entre as profundidades em todos os locais ( $p \geq 0,05$ ). No período seco, apenas os locais de vegetação nativa e Solo descoberto apresentaram diferença significativa entre as profundidades ( $p < 0,05$ ). Ao comparar os períodos, apenas o local de Solo descoberto mostrou diferença significativa ( $p < 0,05$ ). Considerando todos os locais juntos, a taxa de decomposição foi maior na estação chuvosa (1,84 k ano<sup>-1</sup>) do que na estação seca (1,38 k ano<sup>-1</sup>); no entanto, essa diferença não foi estatisticamente significativa ( $p \geq 0,05$ ).

**Tabela 8** - Sazonalidade do coeficiente de decomposição (k), coeficiente de determinação ( $R^2$ ) nos períodos chuvoso e seco.

| Locais                  | Modelo                  | $R^2$        | k 0,59 <sup>-1</sup> | t <sub>0,5</sub> | t <sub>0,99</sub> |
|-------------------------|-------------------------|--------------|----------------------|------------------|-------------------|
| Estação Chuvosa         |                         |              |                      |                  |                   |
| <b>Vegetação Nativa</b> |                         |              |                      |                  |                   |
| Superfície              | $y = 0,7131e^{-1,054x}$ | <b>0,79*</b> | <b>1,05 c</b>        | 0,66             | 4,76              |
| Subsuperfície           | $y = 0,7354e^{-0,978x}$ | <b>0,82*</b> | <b>0,97 B</b>        | 0,71             | 5,15              |
| <b>Cana-de-Açúcar</b>   |                         |              |                      |                  |                   |
| Superfície              | $y = 0,8107e^{-1,492x}$ | <b>0,99*</b> | <b>1,49 bc</b>       | 0,46             | 3,36              |
| Subsuperfície           | $y = 0,5357e^{-1,225x}$ | <b>0,85*</b> | <b>1,22 B</b>        | 0,57             | 4,10              |
| <b>Plantio de Limão</b> |                         |              |                      |                  |                   |
| Superfície              | $y = 0,7688e^{-2,559x}$ | <b>0,99*</b> | <b>2,55 ab</b>       | 0,27             | 1,96              |
| Subsuperfície           | $y = 0,6938e^{-2,135x}$ | <b>0,81*</b> | <b>2,13 B</b>        | 0,33             | 2,35              |
| <b>Solo Descoberto</b>  |                         |              |                      |                  |                   |
| Superfície              | $y = 0,6437e^{-3,497x}$ | <b>0,99*</b> | <b>3,49 a</b>        | 0,20             | 1,43              |
| Subsuperfície           | $y = 0,7189e^{-2,206x}$ | <b>0,96*</b> | <b>2,20 B</b>        | 0,32             | 2,27              |
| Locais                  | Modelo                  | $R^2$        | k 0,50 <sup>-1</sup> | t <sub>0,5</sub> | t <sub>0,99</sub> |
| Estação Seca            |                         |              |                      |                  |                   |
| <b>Vegetação Nativa</b> |                         |              |                      |                  |                   |
| Superfície              | $y = 0,5242e^{-1,207x}$ | <b>0,93*</b> | <b>1,20 b</b>        | 0,58             | 4,17              |
| Subsuperfície           | $y = 0,3534e^{-0,658x}$ | <b>0,86*</b> | <b>0,65 B</b>        | 1,07             | 7,69              |
| <b>Cana-de-Açúcar</b>   |                         |              |                      |                  |                   |
| Superfície              | $y = 0,3165e^{-1,35x}$  | <b>0,99*</b> | <b>1,35 ab</b>       | 0,51             | 3,70              |
| Subsuperfície           | $y = 0,3793e^{-0,788x}$ | <b>0,98*</b> | <b>1,78 AB</b>       | 0,39             | 2,81              |
| <b>Plantio de Limão</b> |                         |              |                      |                  |                   |
| Superfície              | $y = 0,8261e^{-2,634x}$ | <b>0,98*</b> | <b>2,63 a</b>        | 0,26             | 1,90              |
| Subsuperfície           | $y = 0,6556e^{-1,605x}$ | <b>0,82*</b> | <b>1,60 A</b>        | 0,43             | 3,13              |
| <b>Solo Descoberto</b>  |                         |              |                      |                  |                   |
| Superfície              | $y = 0,9614e^{-3,242x}$ | <b>0,96*</b> | <b>3,24 a</b>        | 0,21             | 1,54              |
| Subsuperfície           | $y = 0,9011e^{-1,98x}$  | <b>0,97*</b> | <b>1,98 A</b>        | 0,35             | 2,53              |

Valores de k foram determinados usando a regressão exponencial negativa ( $X/X_0 = e^{-kt}$ ) de Olson (1963).

Todos os valores de k foram calculados por regressões significantes ( $p < 0,05^{**}$ ). 0,59 e 0,50 ano<sup>-1</sup>, são equivalentes a 186 e 179 dias, respectivamente. (t<sub>0,5</sub> e t<sub>0,99</sub>), são 50% e 99% da decomposição, respectivamente.

**a, b, c.** Diferentes letras minúsculas em negrito representam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) em Superfície em cada local entre cada Estação.

**A, B, C** Diferentes letras maiúsculas em negrito representam a diferença significativa ( $p < 0,05$ ) em Subsuperfície em cada local entre cada Estação.

Fonte: Autor (2024).

Na primeira coleta de amostras, realizada 31 dias após o início do estudo durante a Estação úmida, a ocorrência das chuvas iniciais desencadeou um processo de decomposição rápido nos ambientes de análise. Isso se traduziu em perdas significativas de massa, atingindo 50,44% na camada superficial e 34,13% na subsuperfície no local denominado Solo descoberto.

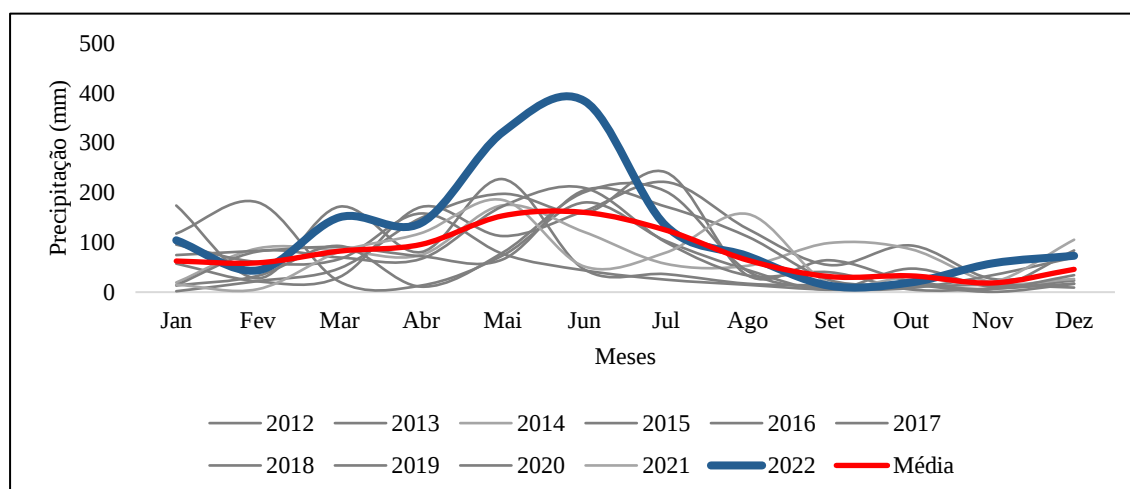
Por outro lado, no local Vegetação Nativa, foram observadas perdas médias de massa de 18,35% na subsuperfície e 35,23% na superfície, durante o mesmo período.

Durante o período inicial de 31 dias, a precipitação acumulada totalizou 150,20 mm, com os valores de precipitação aumentando nos meses subsequentes, atingindo 321,20 mm em maio/2022 e 383,60 mm em junho/2022. Posteriormente, houve uma diminuição abrupta no início da Estação Seca, com apenas 13 mm de precipitação registrados no mês de agosto/2022.

Essa redução na umidade provavelmente desempenhou um papel importante ao favorecer a intensificação da atividade microbiana e, conseqüentemente, o início do processo de degradação dos resíduos. No entanto, surpreendentemente, neste estudo, foi verificado que as taxas de decomposição foram mais altas durante a Estação Seca, como indicado na Tabela 10.

Ao comparar os ambientes em diferentes estações, observamos que o comportamento da taxa de decomposição varia de acordo com a profundidade e a estação. No entanto, é importante destacar que, neste caso específico, na Vegetação Nativa, a taxa de decomposição na superfície durante a estação úmida foi menor em comparação com a estação seca, apresentando um comportamento divergente em relação à tendência geral observada.

É relevante ressaltar que, ao realizar uma comparação entre os valores de precipitação ocorridos no ano de 2022 e aqueles registrados nos anos anteriores (2012-2021), especificamente nos meses que coincidem com o início do presente estudo, fica evidente que os valores observados em 2022 se apresentaram substancialmente superiores em relação aos anos precedentes (Figura 18), principalmente devido a um evento climático extremo documentado no início desse período (Melo *et al.*, 2023).



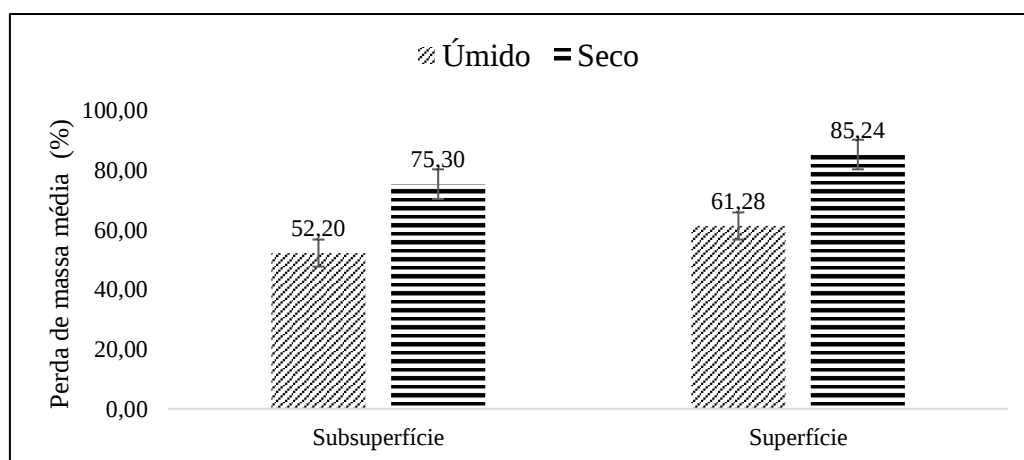
**Figura. 18** - Comparação dos Níveis de Precipitação do ano de 2022 com a Média Histórica (2012-2021) e anos precedentes ao estudo.

Fonte: Autor (2024).

Nos meses de maio/2022 e junho/2022, conforme anteriormente mencionado, a precipitação atingiu a marca de 321,20 mm e 383,60 mm respectivamente, destacando-se como um valor muito acima da média histórica do mês para o período de 2012 a 2021, a qual estava estabelecida em 160,06 mm. Essa discrepância notável nos níveis de precipitação em 2022, quando comparada aos anos anteriores, pode ter exercido um impacto de significância relevante sobre os padrões de decomposição observados ao longo do curso do estudo.

Durante todo o período de estudo, foi observada uma perda de massa constante em todos os ambientes analisados, conforme evidenciado na Figura 13. No entanto, é digno de nota que a curva de decomposição dos resíduos vegetais demonstrou uma maior estabilização à medida que a precipitação diminuiu e a temperatura aumentou, marcando o início da estação seca. Essa estabilização tornou-se mais pronunciada após o ponto de inflexão observado no início da estação seca. Conforme verificados por Cianciaruso *et al.* (2006) observaram a decomposição de massa foliar de 59,5 % em áreas de Mata de Galeria, com uma perda de massa foliar mais intensa durante a estação chuvosa e Terror; Souza; Kosovits (2011) observaram, em uma floresta, uma perda de massa mais lenta durante a estação seca.

Ao completar 365 dias desde o início do experimento, as maiores perdas de massa dos resíduos foram registradas durante a estação seca, totalizando, em média, 80,27%, em comparação com 56,74% no período úmido. Analisando as diferentes profundidades, constatou-se que as perdas mais expressivas ocorreram na superfície durante as duas estações, atingindo 61,28% no período úmido e 85,24% no período seco, enquanto na subsuperfície, as perdas foram menos significativas, com 52,20% durante o período seco e 75,30% no período úmido. (Figura 19).

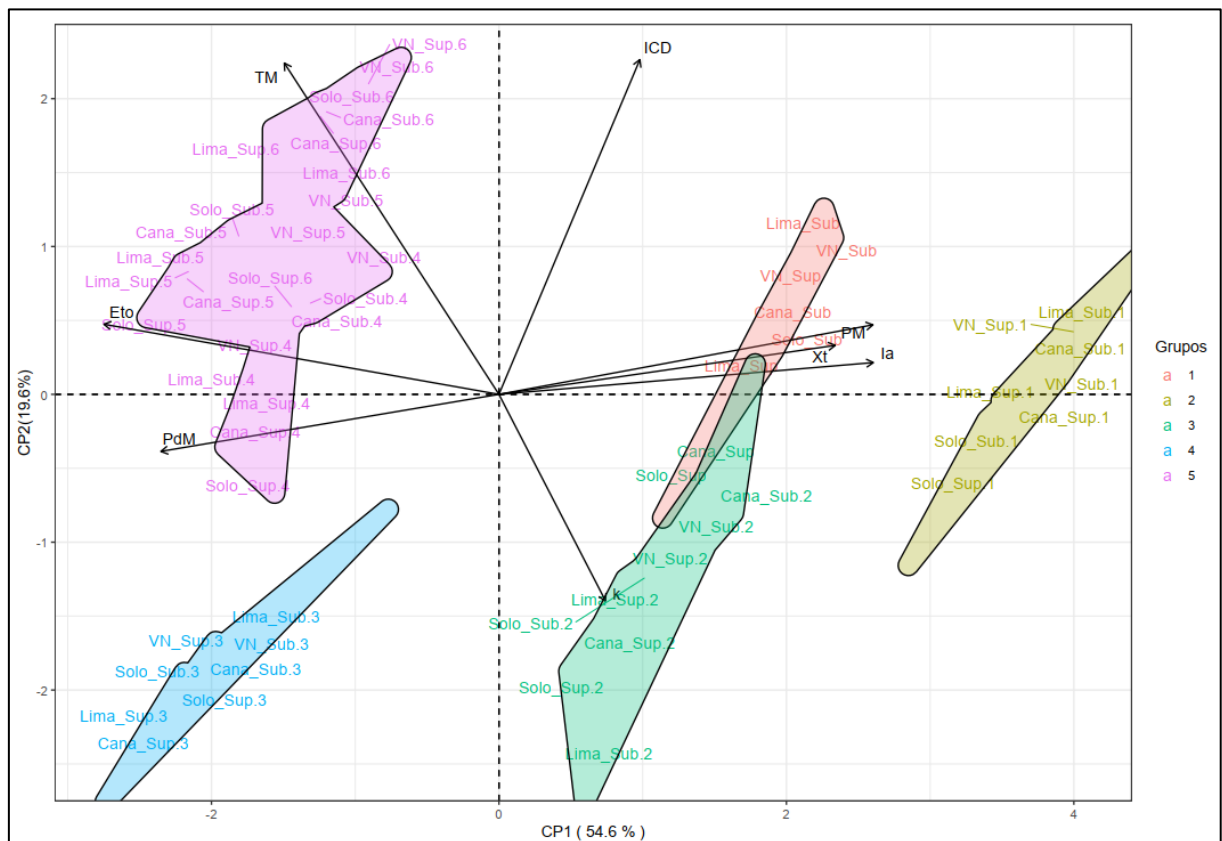


**Figura. 19** - Perda de massa média de resíduos de superfície e em subsuperfície ao longo de 365 dias durante as estações úmida e seca.

Fonte: Autor (2024).

### 3.9 Análise de Componentes Principais

A análise de componentes principais (ACP) realizada permitiu a identificação das principais variáveis responsáveis pela variabilidade nos dados coletados, representando uma ferramenta eficaz para compreender as interações entre os fatores edafoclimáticos no município de Vitória de Santo Antão. Os dois primeiros componentes principais explicaram, conjuntamente, 74,1% da variância total, sendo 54,6% atribuídos ao primeiro componente principal (CP1) e 19,6% ao segundo (CP2). (Figura 20).



**Figura 20:** ACP das Variáveis Edafoclimáticas em Vitória de Santo Antão, PE.

Fonte: Autor (2024).

O CP1, predominante na explicação da variabilidade, foi fortemente influenciado por variáveis como índice de evapotranspiração (Eto), índice de umidade (Ia), precipitação mensal (PM) e perda de matéria (PdM). A correlação positiva elevada dessas variáveis indica que este componente reflete principalmente o balanço hídrico e as condições climáticas da região, aspectos críticos para o entendimento da dinâmica edáfica e da saúde ambiental. Por outro lado, a variável TM (temperatura média) apresentou uma contribuição negativa significativa, sugerindo que as oscilações térmicas também desempenham papel complementar neste componente.

O CP2 destacou-se pela relevância das variáveis índice de compactação do solo (ICD) e TM, com correlações positivas, e do fator de estabilidade do solo (k), com correlação negativa. Este componente parece estar relacionado aos aspectos estruturais do solo, o que sugere que a compactação e a temperatura exercem influência direta sobre as propriedades físicas do ambiente edáfico, podendo indicar variações locais relacionadas ao manejo do solo e às práticas agrícolas implementadas nos diferentes sistemas de uso.

Os agrupamentos identificados a partir da análise de clusters, visualizados no biplot da ACP, indicaram a formação de cinco grupos distintos, representando diferentes combinações de condições edafoclimáticas entre os locais e camadas analisados. Destaca-se a clara separação entre as camadas superficiais (Sup) e subsuperficiais (Sub), refletindo as diferenças nas interações físico-químicas nas duas profundidades. Além disso, os agrupamentos relacionados aos locais (Vegetação Nativa, Cana-de-açúcar, Limão e Solo descoberto) sugerem uma heterogeneidade ambiental considerável, possivelmente associada ao manejo agrícola e à composição da cobertura vegetal.

No contexto da Mata Atlântica, os resultados revelam a predominância de fatores climáticos, como Eto e PM, no controle das dinâmicas ambientais, em consonância com estudos que apontam a forte dependência desse bioma em relação ao regime hídrico. A análise também evidencia a importância das características estruturais do solo, representadas pelo ICD e k, na determinação da qualidade ambiental, ressaltando a necessidade de práticas de manejo que minimizem a compactação e promovam a estabilidade do solo.

### 3.10 Macrofauna

Durante o chuvoso, a Vegetação Nativa demonstrou ser um habitat de grande importância para a diversidade faunística, com a ordem Hymenoptera se destacando como a mais abundante, representando uma frequência relativa significativa de 36,77%. Em contrapartida, o grupo Coleoptera foi observada como dominante em todos os habitats, com frequências relativas variando de 29,63% a 46,45%.

No seco, ocorreram mudanças nas frequências relativas das espécies, indicando uma resposta dinâmica das comunidades faunísticas às variações sazonais. A Vegetação Nativa continuou a sustentar uma alta diversidade faunística, com Hymenoptera mantendo uma frequência relativa de 74,29%. No entanto, observamos uma redistribuição dos grupo em relação aos diferentes habitats, como Coleoptera e Hymenoptera, reduzindo sua predominância em determinados locais. (Tabela 9).

**Tabela 9** - Frequência relativa dos indivíduos pertencentes às ordens da macrofauna dos locais: vegetação nativa, Cana-de-açúcar, plantio de Limão, e solo descoberto.

| Locais           | Frequência relativa (%) |         |            |            |           |           |         |          |
|------------------|-------------------------|---------|------------|------------|-----------|-----------|---------|----------|
|                  | Hymenoptera             | Araneae | Coleoptera | Orthoptera | Hemiptera | zygentoma | Isopoda | miriapod |
|                  | Estação chuvosa         |         |            |            |           |           |         |          |
| Vegetação Nativa | 36,77                   | 1,29    | 46,45      | 6,45       | 3,23      | 0,00      | 1,29    | 4,52     |
| Cana-de-açúcar   | 38,98                   | 0,00    | 49,15      | 3,39       | 1,69      | 3,39      | 3,39    | 0,00     |
| Plantio de Limão | 53,85                   | 1,54    | 40,00      | 1,54       | 1,54      | 0,00      | 0,00    | 1,54     |
| Solo descoberto  | 59,26                   | 0,00    | 29,63      | 3,70       | 7,41      | 0,00      | 0,00    | 0,00     |
| Locais           | Estação seca            |         |            |            |           |           |         |          |
|                  | Vegetação Nativa        | 74,29   | 1,71       | 13,14      | 5,71      | 1,71      | 0,00    | 1,71     |
|                  | Cana-de-açúcar          | 55,22   | 1,49       | 37,31      | 0,00      | 4,48      | 0,00    | 0,00     |
|                  | Plantio de Limão        | 72,50   | 2,50       | 10,00      | 7,50      | 5,00      | 0,00    | 0,00     |
|                  | Solo descoberto         | 61,54   | 2,56       | 25,64      | 2,56      | 7,69      | 0,00    | 0,00     |

Fonte: Autor (2024).

Estes resultados são semelhantes aos encontrados por Vanolli *et al.* (2023), que observaram valores mais altos nas ordens coleópteros e himenópteros. No entanto, destacaram que, ao contrário deste estudo, em áreas de pastagem com vegetação mais rala houve um aumento comparado à Cana-de-açúcar. Isso pode ser explicado pelas diferenças nos grupos faunísticos, assim como pelo manejo geral dos locais e pelos fatores ambientais.

O manejo geral dos locais, como a preparação do solo, uso de fertilizantes, irrigação e a prática de corte e plantio, pode influenciar a diversidade e a abundância dos grupos faunísticos observados. Em áreas com vegetação mais rala ou manejos agrícolas específicos, como a Cana-de-açúcar, há uma menor complexidade estrutural do habitat, o que pode limitar a presença e a diversidade de determinados grupos, como os coleópteros e himenópteros.

Além disso, os fatores ambientais, como o tipo de solo, disponibilidade de recursos (água, nutrientes), e condições climáticas específicas. Esses fatores influenciam a capacidade dos habitats em suportar diferentes organismos, refletindo na composição e abundância dos grupos faunísticos analisados. Portanto, a interação entre manejo e fatores ambientais contribui para as diferenças observadas nos resultados entre áreas de Cana-de-açúcar e outras vegetações.

A macrofauna do solo é frequentemente considerada a mais afetada por perturbações devido a práticas de cultivo. No entanto, estes organismos incluem grupos com diversas características morfológicas e ecológicas, que podem responder de maneiras variadas às práticas adotadas (Chassain *et al.*, 2024). A compreensão desses padrões é fundamental para o desenvolvimento de estratégias eficazes de conservação e manejo da biodiversidade, visando garantir a integridade dos ecossistemas e a sustentabilidade das populações faunísticas.

As variações observadas nas frequências relativas das espécies faunísticas entre os locais como também entre os períodos chuvoso e seco, podem ser atribuídas a uma série de fatores e processos ecológicos como destacam Eggleton *et al.*, (2005) e Yin *et al.*, (2022). Essas variações refletem não apenas as adaptações sazonais das espécies, mas também a resposta das comunidades faunísticas às condições ambientais específicas de cada habitat e estação do ano.

3.11 Índice de Shannon e equabilidade (ee) Pielou

Durante o chuvoso, observou-se uma diversidade moderada na Vegetação Nativa, com um índice de Shannon de 0,458, indicando uma presença significativa de espécies na comunidade. O local Solo descoberto também apresentou uma diversidade modesta, embora ligeiramente menor, com um de 0,175. Por outro lado, os locais Plantio de Limão e Cana-de-açúcar exibiram uma diversidade relativamente baixa, com de 0,160 e 0,331, respectivamente. Essa variação na diversidade entre os locais sugere uma influência significativa dos diferentes habitats na composição das comunidades faunísticas durante o chuvoso.

No seco, os padrões de diversidade faunística mostraram algumas variações em relação ao chuvoso. Embora os valores de em Vegetação Nativa e Solo descoberto tenham diminuído ligeiramente, sugerindo uma leve redução na diversidade, os locais Plantio de Limão e Cana-de-açúcar experimentaram aumentos na diversidade. Notavelmente, Plantio de Limão mostrou um aumento considerável na diversidade, com um de 0,256 no seco em comparação com 0,160 no chuvoso conforme a tabela 10.

**Tabela 10** - Índice de Shannon e equabilidade em quatro locais nas estações chuvosa e seca nos locais na Zona da Mata de Pernambuco.

| Locais           | Índice de Shannon (H') | Equabilidade (e) |
|------------------|------------------------|------------------|
| Chuvoso          |                        |                  |
| Vegetação Nativa | 0,458                  | 0,091            |
| Cana-de-açúcar   | 0,331                  | 0,043            |
| Plantio de Limão | 0,160                  | 0,038            |
| Solo descoberto  | 0,175                  | 0,100            |
| Seco             |                        |                  |
| Vegetação Nativa | 0,337                  | 0,067            |
| Cana-de-açúcar   | 0,158                  | 0,038            |
| Plantio de Limão | 0,256                  | 0,078            |
| Solo descoberto  | 0,209                  | 0,051            |

Fonte: Autor (2024).

Além disso, a equabilidade (ee) proporcionou uma compreensão adicional da uniformidade na distribuição das abundâncias das espécies dentro de cada comunidade. Os valores de *e* e variaram entre os locais e entre as estações, destacando a complexidade das

interações ecológicas dentro de cada habitat. Esses resultados indicam que a sazonalidade e a variação entre habitats desempenham papéis fundamentais na determinação da estrutura e da diversidade das comunidades faunísticas.

3.12 Dinâmica do nitrogênio durante o processo de decomposição

Os dados coletados ao longo do experimento indicam a quantidade de nitrogênio (N), remanescente na serrapilheira, tanto na superfície quanto na subsuperfície, em quatro diferentes tipos de cobertura do solo: Vegetação Nativa, Cana-de-açúcar, Plantio de Limão e área Solo descoberto. Valores abaixo de 100% representam a liberação de N, enquanto valores acima de 100% indicam imobilização do N. As coletas foram realizadas em sete momentos distintos durante os períodos chuvosos e secos, abrangendo aproximadamente um ano. (Tabela 11).

**Tabela 11** - Percentual de Nitrogênio remanescente no período experimental.

|                  |               | Período Chuvoso |        |        | Período Seco |        |        |        |
|------------------|---------------|-----------------|--------|--------|--------------|--------|--------|--------|
|                  |               | abr/22          | mai/22 | jul/22 | set/22       | nov/22 | jan/23 | mar/23 |
|                  |               | %               |        |        |              |        |        |        |
| Vegetação Nativa | Subsuperfície | 100             | 75,14  | 74,40  | 105,16       | 90,24  | 99,06  | 144,01 |
|                  | Superfície    | 100             | 41,92  | 72,74  | 62,62        | 78,45  | 74,95  | 71,45  |
| Cana-de-açúcar   | Subsuperfície | 100             | 74,59  | 79,01  | 65,75        | 78,45  | 88,95  | 102,58 |
|                  | Superfície    | 100             | 71,27  | 72,19  | 37,57        | 81,22  | 87,85  | 73,30  |
| Plantio de Limão | Subsuperfície | 100             | 53,59  | 69,98  | 62,98        | 76,98  | 63,72  | 65,75  |
|                  | Superfície    | 100             | 51,20  | 62,62  | 86,00        | 53,41  | 58,20  | 77,72  |
| Solo Descoberto  | Subsuperfície | 100             | 62,98  | 80,11  | 95,58        | 66,67  | 82,69  | 48,43  |
|                  | Superfície    | 100             | 15,84  | 9,39   | 37,38        | 79,01  | 31,86  | 44,94  |

Fonte: Autor (2024).

Na Vegetação Nativa, o N remanescente na subsuperfície teve uma média de 100,39%, variando entre 74,40% e 144,01%. Este comportamento sugere a combinação de liberação e imobilização de N ao longo do tempo, com a alta biodiversidade microbiana e a qualidade do substrato facilitando a mineralização do N. Na superfície, a média foi de 67,60%, com variações entre 41,92% e 78,45%, indicando uma liberação mais constante de N devido à exposição climática.

No cultivo de Cana-de-açúcar, a subsuperfície apresentou uma média de 85,71% de N remanescente, aumentando gradualmente até 110,66% na sétima coleta, indicando uma liberação inicial seguida de imobilização. Na superfície, a média foi de 69,51%, com flutuações notáveis, incluindo um ponto baixo de 37,57% na terceira coleta, sugerindo uma liberação significativa de N influenciada por fatores abióticos. Estudos conduzidos por Peng *et al.* (2022)

indicam que, dependendo da fase e do manejo da adubação de N, pode haver efeitos que aceleram ou retardam a liberação do N.

Em Plantio de Limão, o N remanescente na subsuperfície teve uma média de 70,61%, aumentando para 101,29% na sétima coleta. Na superfície, a média foi de 66,67%, com variações significativas, influenciadas pela qualidade da serrapilheira e condições micro ambientais específicas. Já na área de Solo descoberto, a subsuperfície apresentou uma média de N remanescente de 71,19%, com alta variabilidade. Na superfície, a média foi de apenas 39,36%, com valores extremamente variáveis, indicando uma liberação significativa de N devido à menor atividade microbiana e condições desfavoráveis para a decomposição.

Os resultados destacam a influência do tipo de cobertura do solo e da profundidade na dinâmica de liberação e imobilização de N. Em ambientes de Vegetação Nativa com a alta biodiversidade e Cana-de-açúcar, com o manejo do solo promovem uma liberação mais eficiente de N na subsuperfície. Em contraste, áreas de Solo descoberto e com menor manejo mostram maior liberação de N na superfície. Esses achados enfatizam a importância do manejo adequado do solo e da vegetação para otimizar a liberação de nutrientes e a fertilidade do solo.

A imobilização observada em determinados períodos pode ser atribuída à incorporação de N na biomassa microbiana, como discutido por Jensen *et al.* (1988), que argumentam que a imobilização de nutrientes é um mecanismo pelo qual os microrganismos competem por N, especialmente quando a relação carbono/N (C/N) da matéria orgânica é alta (Li *et al.*, 2024). No caso do cultivo de Cana-de-açúcar, a presença de resíduos de colheita pode ter aumentado a disponibilidade de carbono, resultando na imobilização de N observada nas últimas coletas.

No cultivo de Plantio de Limão, a liberação inicial de N seguida de imobilização nas últimas coletas pode estar relacionada à decomposição da matéria orgânica mais recalcitrante ao longo do tempo. Chapin *et al.* (2011) apontam que a decomposição da serrapilheira envolve uma fase inicial rápida, dominada pela mineralização de compostos lábeis, seguida por uma fase mais lenta, onde compostos mais complexos e recalcitrantes são decompostos. Esse padrão é evidente nos dados do presente estudo, onde a imobilização de N ocorre nas fases posteriores de decomposição da serrapilheira no cultivo de Plantio de Limão.

As áreas Solo descoberto, que mostraram maior liberação de N, particularmente na superfície, indicam uma menor atividade microbiana e condições menos favoráveis para a imobilização de N. De acordo com Li *et al.*, (2022) e Berg (2000), a falta de manejo e a baixa qualidade da serrapilheira em áreas abandonadas ou Solo descoberto agrícola podem levar a uma rápida liberação de nutrientes, devido à menor competição microbiana e à decomposição acelerada de materiais orgânicos mais simples.

Os resultados obtidos são apoiados por outros estudos, como os de Akoto *et al.* (2022), Zhang *et al.* (2023) e Chen *et al.* (2023), os quais evidenciam que diferentes ecossistemas influenciam na variabilidade da dinâmica do N proveniente da decomposição da serrapilheira, impactando assim a ciclagem de nutrientes.

#### 4 CONCLUSÕES

1. Evidenciou-se que os meses chuvosos e secos e a temperatura do solo afetam significativamente as taxas de decomposição.
2. A manutenção de resíduos vegetais na superfície do solo é essencial para a conservação do solo e o ciclo de nutrientes na região. As descobertas indicam a necessidade de considerar as condições climáticas na gestão de resíduos vegetais, com implicações importantes para a conservação dos recursos naturais na área de estudo.
3. A sazonalidade e o tipo de habitat influenciam a diversidade e a distribuição das espécies, com a Vegetação Nativa mantendo alta diversidade. As mudanças entre períodos refletem a importância de estratégias de manejo adaptadas às variações sazonais.
4. Os resultados têm implicações para o manejo de sistemas agrícolas e naturais. Coberturas de solo como Vegetação Nativa e Cana-de-açúcar podem melhorar a fertilidade do solo a longo prazo, enquanto áreas de Solo descoberto podem se beneficiar de práticas que aumentem a atividade microbiana e a incorporação de N, promovendo a saúde do solo.

## REFERÊNCIAS

- ADAIR, E. C.; PARTON, W. J.; DEL GROSSO, S. J.; SILVER, W. L.; HARMON, M. E.; HALL, S. A.; BURKE, I. C.; HART, S. C. Simple three-pool model accurately describes patterns of long-term litter decomposition in diverse climates. **Global Change Biology**, v. 14, n. 11, p. 2636–2660, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01674.x>.
- AERTS, R. Climate, Leaf Litter Chemistry and Leaf Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems: A Triangular Relationship. **Oikos**, v. 79, n. 3, p. 439–449, 1997. <https://doi.org/10.2307/3546886>.
- AKOTO, D. S.; PARTEY, S. T.; ABUGRE, S.; AKOTO, S.; DENICH, M.; BORGEMEISTER, C.; SCHMITT, C. B. Comparative analysis of leaf litter decomposition and nutrient release patterns of bamboo and traditional species in agroforestry system in Ghana. **Cleaner Materials**, v. 4, p. 100068, 1 jun. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.clema.2022.100068>.
- ALLEN, R.; PEREIRA, L.; SMITH, M. **Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56**. [S. l.: s. n.], 1998. v. 56,
- ANAYA, C. A.; JARAMILLO, V. J.; MARTÍNEZ-YRÍZAR, A.; GARCÍA-OLIVA, F. Large Rainfall Pulses Control Litter Decomposition in a Tropical Dry Forest: Evidence from an 8-Year Study. **Ecosystems**, v. 15, n. 4, p. 652–663, 1 jun. 2012. <https://doi.org/10.1007/s10021-012-9537-z>.
- ANDERSON, J. M.; SWIFT, M. J. Decomposition in tropical forests. Tropical Rain Forest: Ecology and Management. **Blackwell Scientific Publications**. Oxford.: S.L. Sutton, T.C. Whitmore ; A.C. Chadwick, 1983. p. 287–309.
- ANTONIOLLI, Z. I. et al. Método alternativo para estudar a fauna do solo. **Ciência Florestal**, v. 16, n. 4, p. 407–417, 30 dez. 2006.
- ARATO, H. D.; MARTINS, S. V.; FERRARI, S. H. de S. Produção e decomposição de serapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de área degradada em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v. 27, p. 715–721, out. 2003. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622003000500014>.
- ARAÚJO, E.; KER, J.; LANI, J. Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, v. 5, 30 jun. 2012. <https://doi.org/10.5777/PAeT.V5.N1.12>.
- BERG, B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. **Forest Ecology and Management**, v. 133, n. 1, p. 13–22, 1 ago. 2000. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00294-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00294-7).
- BERNARDES, IUANA. Zona da Mata: quadro natural e características [resumo]. 2018. Disponível em: <https://www.todoestudo.com.br/geografia/zona-da-mata>. Acesso em: 11 set. 2023.
- CARPANEZZI, A. A.; PAGANO, S. N.; BAGGIO, A. J. BANCO DE SEMENTES DE BRACATINGA EM POVOAMENTOS DO SISTEMA AGROFLORESTAL

TRADICIONAL DE CULTIVO. n. 35, p. 177 f, 1997.

CHAPIN, F. S.; MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M. Landscape Heterogeneity and Ecosystem Dynamics. In: CHAPIN, F. S.; MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M. (orgs.). **Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology**. New York, NY: Springer, 2011a. p. 369–397. DOI 10.1007/978-1-4419-9504-9\_13. Disponível em: [https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9504-9\\_13](https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9504-9_13). Acesso em: 4 jul. 2024.

CHASSAIN, J.; JOIMEL, S.; VIEUBLÉ GONOD, L. A complex relationship between cropping systems and soil macrofauna: Influence of practice intensity, taxa and traits. **Pedobiologia**, v. 105, p. 150974, 1 jul. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2024.150974>.

CHEN, J.; QIAN, J.; GAO, M.; CHEN, G.; LIU, J.; YE, Y. Decomposição e liberação elementar de serapilheira em florestas de mangue de *Kandelia obovata* sob diferentes cenários de elevação do nível do mar. **Journal of Sea Research**, v. 194, p. 102392, 1 ago. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2023.102392>.

CIANCIARUSO, M. V.; PIRES, J. S. R.; DELITTI, W. B. C.; SILVA, É. F. L. P. da. Produção de serapilheira e decomposição do material foliar em um cerradão na Estação Ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, p. 49–59, mar. 2006. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062006000100006>.

COSTA, C. M.; PAGOTTO, M. A.; ARAGÃO, J. R. V.; LISI, C. S. Differences in climate-growth relationships between two tree species that co-occur in a seasonally dry tropical forest in Northeastern Brazil. **Dendrochronologia**, v. 79, p. 126072, 1 jun. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2023.126072>.

CPRM. **Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea, estado de - PE: relatório diagnóstico do município de Vitória de Santo Antão**. Technical Report. [S. l.]: CPRM, 2005. Disponível em: <http://rigeo.sgb.gov.br/jspui/handle/doc/16993>. Acesso em: 11 set. 2023.

EGGLETON, P.; VANBERGEN, A. J.; JONES, D. T.; LAMBERT, M. C.; ROCKETT, C.; HAMMOND, P. M.; BECCALONI, J.; MARRIOTT, D.; ROSS, E.; GIUSTI, A. Assemblages of soil macrofauna across a Scottish land-use intensification gradient: influences of habitat quality, heterogeneity and area. **Journal of Applied Ecology**, v. 42, n. 6, p. 1153–1164, 2005. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01090.x>.

FAO, I. W. G. **World reference base for soil resources 2006: a framework for international classification, correlation and communication**. [S. l.]: FAO, 2006. Disponível em: <https://research.wur.nl/en/publications/world-reference-base-for-soil-resources-2006-a-framework-for-inte>. Acesso em: 2 jul. 2024.

FIGUEIREDO FILHO, A.; MORAES, G. F.; SCHAAF, L. B.; FIGUEIREDO, D. J. de. AVALIAÇÃO ESTACIONAL DA DEPOSIÇÃO DE SERAPILHEIRA EM UMA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA LOCALIZADA NO SUL DO ESTADO DO PARANÁ. **Ciência Florestal**, v. 13, p. 11–18, jun. 2003. <https://doi.org/10.5902/198050981718>.

GREGORY, S. The definition of wet and dry periods for discrete regional units. **Weather**, Hoboken, v. 34, 1979.

HENRIQUES, Í. G. N.; SOUTO, J. S.; SOUTO, P. C.; SANTOS, W. S.; HENRIQUES, I. G.

N.; LIMA, T. S. Acúmulo, deposição e decomposição de serrapilheira sob a dinâmica vegetal da Caatinga em Unidade de Conservação. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 11, n. 1, p. 84–89, 22 jan. 2016. <https://doi.org/10.18378/rvads.v11i1.4523>.

IBGE. PANORAMA DO CENSO 2022. 2023. **Panorama do Censo 2022**. Disponível em: <https://censo2022.ibge.gov.br/panorama/>. Acesso em: 16 jul. 2024.

JAPIASSÚ, A.; SOUTO, J.; MESQUITA, F.; SOUTO, P.; PEREIRA, K.; AGRA, P.; ROLIM, A.; NETO, J. Dinâmica da formação de serrapilheira do solo no semiárido paraibano | Informativo Técnico do Semiárido. **Revista Verde**, v. v. 12 n. 1, n. 1, 2018. Disponível em: <https://www.gvaa.com.br/revista/index.php/INTESA/article/view/6002>. Acesso em: 19 set. 2023.

JENSEN, L. S.; MUELLER, T.; MAGID, J.; NIELSEN, N. E. Temporal variation of C and N mineralization, microbial biomass and extractable organic pools in soil after oilseed rape straw incorporation in the field. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 29, n. 7, p. 1043–1055, 1 jul. 1997. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00014-X](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00014-X).

LAL, R. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. **Science**, v. 304, n. 5677, p. 1623–1627, 11 jun. 2004. <https://doi.org/10.1126/science.1097396>.

LI, S.; ZHANG, S.; TANG, S.; DUAN, S.; SHAO, Q.; ZHAN, Q.; JIN, K. Global patterns of the interactive effects of N and P enrichment on terrestrial microbial biomass. **Ecological Indicators**, v. 160, p. 111771, 1 mar. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.111771>.

LOPES, J. S. **DECOMPOSIÇÃO DE SERRAPILHEIRA NO CLIMA TROPICAL CHUVOSO E NA TRANSIÇÃO DE SEMIÁRIDO**. 2019. Dissertação – UFRPE, Garanhuns - PE, 2019. Disponível em: [https://sucupira.capes.gov.br/sucupira/public/consultas/coleta/trabalhoConclusao/viewTrabalhoConclusao.jsf?popup=true;id\\_trabalho=7746333](https://sucupira.capes.gov.br/sucupira/public/consultas/coleta/trabalhoConclusao/viewTrabalhoConclusao.jsf?popup=true;id_trabalho=7746333).

LUMIVERO. **XLSTAT statistical and data analysis solution**. New York, USA.: [s. n.], 2023. Disponível em: <https://www.xlstat.com>.

MELO, E.; SILVA, T.; GUEDES, R.; ROSAL, M.; MONTENEGRO, S. COMUNICAÇÃO E ARTICULAÇÃO FACE AOS EVENTOS EXTREMOS DAS CHUVAS OCORRIDAS EM MAIO DE 2022 NA REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE, EM - PE. 27 mar. 2023. [S. l.: s. n.], 27 mar. 2023.

Microsoft Corporation. (2021). *Microsoft Excel* (Versão 365). Disponível em: <https://office.microsoft.com/excel>. Acesso em: 21 jul. 2024.

MOREIRA, P. R.; SILVA, O. A. da. Produção de serapilheira em área reflorestada;lt; a name=tx;gt; ;lt;/a;gt; **Revista Árvore**, v. 28, p. 49–59, fev. 2004. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622004000100007>.

ODUM, E. P. *Systems ecology; An introduction*. United States: N. p., 1983.

OLIVEIRA, K. A. S. de; DALLACORT, R.; BARBIERI, J. D.; DANIEL, D. F.; TIEPPO, R. C.; SANTOS, S. B. dos. Variabilidade mensal e sazonal da temperatura do solo em diferentes

condições de cobertura e de profundidades na região de Tangará da Serra, Mato Grosso. **Científica**, v. 47, n. 3, p. 256–268, 9 set. 2019. <https://doi.org/10.15361/1984-5529.2019v47n3p256-268>.

OLIVEIRA, R. A. C.; MARQUES, R.; MARQUES, M. C. M. Plant diversity and local environmental conditions indirectly affect litter decomposition in a tropical forest. **Applied Soil Ecology**, v. 134, p. 45–53, 1 fev. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.09.016>.

OLSON, J. S. Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems. **Ecology**, v. 44, n. 2, p. 322–331, 1963a. <https://doi.org/10.2307/1932179>.

PARTON, W.; SILVER, W. L.; BURKE, I. C.; GRASSENS, L.; HARMON, M. E.; CURRIE, W. S.; KING, J. Y.; ADAIR, E. C.; BRANDT, L. A.; HART, S. C.; FASTH, B. Global-Scale Similarities in Nitrogen Release Patterns During Long-Term Decomposition. **Science**, v. 315, n. 5810, p. 361–364, 19 jan. 2007. <https://doi.org/10.1126/science.1134853>.

PEI, G.; LIU, J.; PENG, B.; GAO, D.; WANG, C.; DAI, W.; JIANG, P.; BAI, E. Nitrogen, lignin, C/N as important regulators of gross nitrogen release and immobilization during litter decomposition in a temperate forest ecosystem. **Forest Ecology and Management**, v. 440, p. 61–69, 15 maio 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.001>.

PENG, Y.; LI, Y.; SONG, S.; CHEN, Y.; CHEN, G.; TU, L. Nitrogen addition slows litter decomposition accompanied by accelerated manganese release: A five-year experiment in a subtropical evergreen broadleaf forest. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 165, p. 108511, 1 fev. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108511>.

PENMAN, H. L. The physical bases of irrigation control. In: REPORT OF THE 13TH INTERNATIONAL HORTICULTURAL CONGRESS, 1952. [S. l.: s. n.], 1952. p. 913–924. Disponível em: <https://repository.rothamsted.ac.uk/item/8w2z1/the-physical-bases-of-irrigation-control>. Acesso em: 19 set. 2023.

POGGIANI, F.; SCHUMACHER, M. V.; STAPE, J. L. Ciclagem de nutrientes em florestas nativas. **Nutrição e fertilização florestal**, 2000. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/item/001087985>. Acesso em: 19 set. 2023.

R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2023. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.

SANTANA, J. A. da S. Estrutura fitossociológica, produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes em uma área de Caatinga no Seridó do Rio Grande do Norte. 16 dez. 2005a. Disponível em: <https://repositorio.ufpb.br>. Acesso em: 20 set. 2023. (Accepted: 2016-05-10T23:16:51ZCompany: BrasilDistributor: BrasilInstitution: BrasilLabel: Brasilpublisher: Universidade Federal da Paraíba).

SCHUMACHER, M. V.; BRUN, E. J.; HERNANDES, J. I.; KÖNIG, F. G. Produção de serapilheira em uma floresta de araucaria angustifolia (bertol.) kuntze no município de pinhal grande-rs. **Revista Árvore**, v. 28, n. 1, p. 29–37, 2004.

SILVA, H. F.; BARRETO, P. A. B.; SOUSA, G. T. de O.; AZEVEDO, G. B.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; OLIVEIRA, F. G. R. B. Decomposição de serapilheira foliar em três sistemas florestais no Sudoeste da Bahia. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 12, n. 3, 30

set. 2014. Disponível em: <https://seer.ufrgs.br/index.php/rbrasbioci/article/view/114838>. Acesso em: 19 set. 2023.

SPELLERBERG, I. F. Shannon–Wiener Index. In: JØRGENSEN, S. E.; FATH, B. D. (orgs.). **Encyclopedia of Ecology**. Oxford: Academic Press, 2008. p. 3249–3252. DOI 10.1016/B978-008045405-4.00132-4. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780080454054001324>. Acesso em: 22 nov. 2024.

TERROR, V. L.; SOUSA, H. C. de; KOZOVITS, A. R. Produção, decomposição e qualidade nutricional da serapilheira foliar em uma floresta paludosa de altitude. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, p. 113–121, mar. 2011a. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062011000100014>.

THORNTHWAITE, C. W. **Atlas of climatic types in the United States. Mixed Publication, 421, U.S.** [S. l.: s. n.], 1941.

TRIPLEHORN, C. A. & J. N. F. Estudo dos Insetos. **Cengage Learning**, n. 2<sup>a</sup>. ed, p. 766, 2015.

VANOLLI, B. S.; PEREIRA, A. P. A.; FRANCO, A. L. C.; CHERUBIN, M. R. Edaphic and epigeic macrofauna responses to land use change in Brazil. **European Journal of Soil Biology**, v. 117, p. 103514, 1 jul. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2023.103514>.

YIN, R.; KARDOL, P.; EISENHAEUER, N.; SCHÄDLER, M. Land-use intensification reduces soil macrofauna biomass at the community but not individual level. **Agriculture, Ecosystems ; Environment**, v. 337, p. 108079, 1 out. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108079>.

ZHANG, H.; YUAN, W.; DONG, W.; LIU, S. Seasonal patterns of litterfall in forest ecosystem worldwide. **Ecological Complexity**, v. 20, p. 240–247, 1 dez. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2014.01.003>.

ZHANG, X.; PEI, G.; SUN, J.; HUANG, Y.; HUANG, Q.; XIE, H.; MO, J.; ZHAO, M.; HU, B. Responses of soil nitrogen cycling to changes in aboveground plant litter inputs: A meta-analysis. **Geoderma**, v. 439, p. 116678, 1 nov. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116678>.

ZHAO, H.; HUANG, G.; MA, J.; LI, Y.; TANG, L. Decomposition of aboveground and root litter for three desert herbs: mass loss and dynamics of mineral nutrients. **Biology and Fertility of Soils**, v. 50, n. 5, p. 745–753, 1 jul. 2014. <https://doi.org/10.1007/s00374>

#### **4 CONSIDERAÇÕES FINAIS**

A análise ambiental de Vitória de Santo Antão revelou desafios críticos, como a redução dos estoques de carbono, fragmentação de habitats e perda de biodiversidade, exacerbados pela urbanização desordenada, que intensifica riscos de erosão e inundações. O estudo também destacou a influência decisiva das variáveis climáticas, como precipitação e temperatura, sobre a decomposição da serapilheira e a distribuição da fauna, evidenciando que a sazonalidade e o tipo de cobertura do solo afetam a dinâmica dos nutrientes e a saúde do solo.

Esses resultados reforçam a necessidade de práticas agrícolas sustentáveis, gestão adequada de resíduos vegetais e políticas de conservação que integrem a variabilidade climática e ecológica para preservar os recursos naturais e melhorar a resiliência dos ecossistemas locais.